

UNIVERSITE DE LIMOGES

ECOLE DOCTORALE SCIENCES ET TECHNIQUES

Groupement de Recherche Eau Sol Environnement

Thèse pour obtenir le grade de
DOCTEUR DE L'UNIVERSITÉ DE LIMOGES EN CO-TUTELLE
AVEC L'ECOLE NATIONALE D'INGENIEURS DE SFAX

En Chimie et Microbiologie de l'Eau

présentée et soutenue publiquement par

Thouraya CHANTOU

le 13 décembre 2012

*Identification des indicateurs de stabilisation des déchets solides
urbains et validation sur un site de PTMB français, pour une
application en Tunisie*

Thèse dirigée par Guy MATEJKA et Jalel BOUZID

JURY

Rapporteurs

Rémy GOURDON Professeur - LGCIE - INSA de Lyon

Naceur JEDIDI Professeur - INRST- Tunis

Examineurs

Philippe THONART Professeur - CWBI - Université de Liège

Sami SAYADI Professeur - Centre biotechnologique de Sfax

Guy MATEJKA Professeur - GRESE - Université de Limoges

Jalel BOUZID MCF-HDR - LEEE - Université de Sfax

Invitées

Geneviève FEUILLADE Professeure - GRESE - Université de Limoges

Mélanie LEMUNIER Ingénieure Recherche - CIRSEE- Suez Environnement, Le Pecq

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'une thèse en cotutelle entre l'université de Limoges et l'Ecole Nationale d'Ingénieurs de Sfax dans le Groupement de Recherche Eau Sol Environnement (Limoges) et le laboratoire Eau Energie Environnement (Sfax) dont je tiens à remercier les directeurs Monsieur le Professeur Michel BAUDU et Monsieur le Professeur Hamed BEN DHIA qui m'ont accueillie au sein de leurs laboratoires. Cette thèse a été cofinancée 3 ans par l'Institut français de coopération en Tunisie et campus France dans le cadre du programme PHC N° 10G1120. J'adresse mes remerciements à Madame Imen ANNABI, Responsable bourses d'études à l'IFC et Monsieur Carlos GOMEZ, Assistant de gestion au pôle Etude et Recherche à Campus France pour leur coopération au cours de ces trois années.

Ce travail a été mené sous la direction de Monsieur Guy MATEJKA, professeur à l'université de Limoges et M. Jalel BOUZID, MCF-HDR à l'ENI de Sfax que je tiens à remercier pour leur encadrement, leur disponibilité et leur soutien pendant ces 4 années de recherche. J'exprime toute ma gratitude à Madame Geneviève FEUILLADE-CATHALIFAUD, professeure à l'université de Limoges pour ses précieux conseils, sa gentillesse et sa rigueur scientifique qui a beaucoup contribué au bon déroulement de ce travail.

Je souhaite remercier particulièrement Monsieur le Professeur Rémy GOURDON du laboratoire LGCIE de l'INSA de Lyon et Monsieur le Professeur Naceur JEDIDI de l'INRST de Tunis pour m'avoir honoré de leur présence et avoir accepté d'être rapporteurs de ce travail.

Je tiens également à remercier Monsieur Philippe THONART, Professeur au laboratoire CWBI de l'université de Liège et Monsieur Sami SAYADI, Professeur au Centre de Biotechnologie de Sfax pour l'intérêt qu'ils ont accordé à ce travail en acceptant de le juger.

J'adresse mes remerciements à Madame Mélanie LEMUNIER, Ingénieure recherche au CIRSEE à Suez Environnement d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Je remercie tout particulièrement Monsieur Denis MAUSSET, Responsable du site Alvœol ainsi que les agents du SYDED de la Haute Vienne pour leur disponibilité, leur réactivité et l'accueil qu'ils nous ont réservé lors des campagnes d'échantillonnage à l'unité de PTMB Alvœol.

J'adresse également mes remerciements au personnel du laboratoire du GRESE et du laboratoire LEE (techniciens, secrétaires et ingénieurs) pour m'avoir aidée pendant cette thèse.

Je tiens à remercier mon amie Amal ALILA pour sa grande aide et disponibilité lors des travaux d'échantillonnage à Sfax et ailleurs ainsi que les élèves de projet de l'ENSIL et de l'ENIS qui ont participé à mon travail : merci Maxime, Simon, Camille, Zaher, Siwar....

J'adresse un merci très amical à mes collègues thésards de l'ENSIL et du LEE pour leur aide et pour les bons moments passés ensemble : Brahim et Naïma (merci pour votre aide lors des campagnes d'échantillonnage sur Alvēol), Kaïs, Delphine et Jean-Noël (merci aussi pour votre aide pour la CPG), Maud et Virginie (merci pour les dépannages du COT-mètre), Aurély, Virginie, Audrey, Thibault, Jung Fung, Réza, Salma, Nabil, Leila, Najoua, Nesrine, Afef, Rim et tous les autres.

Merci pour M.Adel GUETAT (ANGeD) et M. Francis AST (GTZ) de m'avoir confié la mission de la caractérisation des déchets municipaux des quatre communes en Tunisie dans le cadre d'un projet ANGeD-GTZ.

Merci à tous mes collègues à Suez-Environnement (CIRSEE) de m'avoir encouragée pendant la dernière phase de rédaction menée en parallèle avec mon travail en tant qu'ingénieure recherche au pôle Valorisation Matière et Energie.

Merci à toute ma famille : mes sœurs, mes frères, mes belles-sœurs et mes beaux-frères et bien évidemment mes précieux nièces et neveux, mon inépuisable source de bonne humeur.

Enfin, je suis profondément reconnaissante envers la dévotion de mes parents et tout ce qu'ils ont fait pour moi. Je dédie ce travail à mon défunt *père* Alaya CHANTOU qui a été le premier à m'encourager même au plus fort de sa maladie; j'ai voulu mener ce travail à terme pour que tu sois fier de moi. Maman, Radhia ROMDHANE, merci de m'avoir toujours soutenue et cru en moi, sans toi tout aurait été plus difficile.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION	1
PARTIE 1 SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE.....	5
Chapitre I Gestion des déchets solides urbains : comparaison entre PD et PED	5
I.1 Gestion des DSU ou (RSU) dans les P.E.D	5
I.1.1 Cadre réglementaire et institutionnel.....	5
I.1.2 Gestion de déchets dans les PED : aspect technique.....	11
I.1.3 Modes d'élimination des déchets	12
I.1.4 Caractéristiques des gisements déchets solides urbains, DSU	14
a) Densité ou masse volumique spécifique, ρ , T/m ³	17
b) Humidité, H%.....	17
c) Pouvoir Calorifique Inférieur, PCI (Kcal/Kg ou Kj/Kg)	18
d) Composition chimique globale.....	18
I.2 Gestion des DSU dans les PED à travers l'exemple tunisien.....	19
I.2.1 Cadre général	19
I.2.2 Elimination des DSU tunisiens.....	21
I.3 Gestion des DSU dans les PD à travers l'exemple français	25
I.3.1 Cadre réglementaire	25
I.3.2 Caractéristiques du gisement.....	26
I.3.3 Elimination des déchets	27
I.4 Conclusion	29
Chapitre II Prétraitements mécaniques et biologiques (PTMB) des déchets	30
II.1 Introduction.....	30
II.2 Opérations du prétraitement mécanique (PTM).....	33
II.3 Opérations du prétraitement biologique (PTB).....	34
II.3.1 Stabilisation biologique anaérobie.....	35
II.3.2 Stabilisation biologique aérobie.....	39
II.3.3 Combinaison anaérobie/aérobie	44
II.4 Effets du PTMB sur la stabilisation des déchets destinés à l'enfouissement	45
II.4.1 Evolution des déchets enfouis en CSD	45
II.4.2 Impacts du PTMB sur la stabilisation des déchets	52
II.4.3 Indicateurs de stabilisation des déchets	53
II.4.4 Indicateurs en relation avec la capacité de relargage.....	59
II.4.5 Indicateurs en relation avec les émissions gazeuses	66
II.5 Conclusion de l'Etude Bibliographique.....	71
PARTIE 2 MATERIELS ET METHODES.....	73
Chapitre I Description des sites d'études.....	73
I.1 Villes en Tunisie choisies pour l'étude du gisement de déchets urbains	73
I.2 Centre d'Enfouissement technique de Sfax (Tunisie).....	75
I.3 Site de PTMB, Alveol, de Bellac (France)	78
I.3.1 Origine et composition des déchets	78

I.3.2	Description du site et de la filière de pré-traitement	80
Chapitre II	Echantillonnage des déchets des différents sites d'étude.....	83
II.1	Echantillonnage des déchets au niveau des villes Tunisiennes	83
II.2	Echantillonnage des déchets entrants sur le CET de Sfax	85
II.2.1	Echantillonnage des déchets ménagers et assimilés bruts	85
II.2.2	Echantillonnage des andains de déchets ménagers	87
II.3	Echantillonnage des déchets pré-traités du site PTMB Alveol	89
Chapitre III	Caractérisation des déchets	91
III.1	Caractérisation des déchets solides.....	91
III.1.1	Caractérisation granulométrique et par catégories.....	91
III.1.2	Analyses physico-chimiques.....	92
III.2	Paramètres de suivi des déchets solides en phase de dégradation	96
III.2.1	Tests de dégradabilité	96
III.2.2	Comportement des déchets à la lixiviation	102
III.3	Analyse des éluats de lixiviation	105
III.3.1	Paramètres physico-chimiques globaux.....	105
III.3.2	Paramètres de pollution minérale	105
III.3.3	Paramètres de pollution organique	107
III.3.4	Fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe	109
III.4	Analyses du biogaz à partir des TL sans renouvellement	110
PARTIE III RESULTATS ET DISCUSSION		113
Chapitre I	Validation des indicateurs de stabilisation sur le site de PTMB	113
I.1	Paramètres de suivi de la transformation des déchets	115
I.1.1	Evolution de la composition.....	115
I.1.2	Evolution de l'humidité des déchets	121
I.1.3	Evolution de la masse volumique des déchets	123
I.1.4	Evolution des matières volatiles des déchets	124
I.1.5	Caractérisation des fractions fines	126
I.1.6	Conclusion sur la caractérisation physico-chimique des déchets d'Alvèol	130
I.2	Tests de lixiviation (TL)	132
I.2.1	TL avec renouvellement	133
I.2.2	TL sans renouvellement sur la fraction fine	140
I.2.3	TL sans renouvellement sur le déchet global.....	155
I.2.4	Conclusion sur les TL	163
I.3	Tests biologiques	165
I.3.1	Potentiel biogaz	165
I.3.2	Test respirométrique aérobie : AT ₄	166
I.4	Synthèse des paramètres les plus pertinents.....	168
Chapitre II	Etude pilote de prétraitement de déchets tunisiens avant enfouissement : application des meilleurs indicateurs de stabilisation.....	170
II.1	Caractérisation des déchets solides urbains générés en Tunisie	170
II.1.1	Caractérisation par tailles >100 mm, <100-20mm>, <20 mm.....	170
II.1.2	Compositions moyennes des déchets.....	171
II.1.3	Potentiel de biodégradation et de recyclage des déchets	176
II.2	Caractérisation physico-chimique des déchets	177

II.2.1	Teneur en Humidité, H%	177
II.2.2	Teneurs en Matières volatiles, MV%	177
II.2.3	Matières Organiques Oxydables dans les fractions fines	178
II.2.4	Conclusion	180
II.3	Application de la méthode de caractérisation aux déchets de Sfax	181
II.3.1	Composition globale des déchets	181
II.3.2	Caractérisation physico-chimique : H%, MV% et MOO%	183
II.3.3	Etude physico-chimique des fractions fines	183
II.4	Résultats de l'essai pilote de prétraitement des déchets à Sfax (Tunisie)	188
II.4.1	Suivi des paramètres (H% et Te) des andains expérimentaux	188
II.4.2	Evolution de la composition des andains expérimentaux	190
II.4.3	Caractérisation physico-chimique des déchets	195
II.4.4	Evolution du potentiel de relargage dans les TL	197
II.5	Evolution des Tests biologiques	204
II.6	Conclusion	209

CONCLUSION GENERALE.....212

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES.....218

ANNEXES238

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Composition des DSU dans quelques P.E.D (en % massique).....	16
Figure 2 : composition moyenne des déchets tunisiens en 1997 (MEAT, 2001).....	20
Figure 3 : Localisation des centres de transfert et de tri des différents types de déchets (ANPE, 1999).....	23
Figure 4 : Productions en Kg/hab/an des déchets ménagers dans les états membres de l'Union Européenne en 2007 (www.eurostat.com)	26
Figure 5 : Composition des déchets ménagers et assimilés en France (ADEME, 2009).....	27
Figure 6 : Traitement des déchets ménagers et assimilés collectés en France en 2007 (ADEME, 2009).....	28
Figure 7 : Schéma simplifié d'un exemple des opérations de PTMB en condition aérobie et anaérobie	31
Figure 8 : Carte de localisation des villes de la zone d'étude	74
Figure 9: Emplacement des centres de transfert et du CET dans la zone d'étude	76
Figure 10 : Zone d'influence du SYDED de la Haute Vienne et localisation des centres de transfert.....	78
Figure 11 : Schéma synoptique des différentes étapes de l'unité de PTMB de Bellac.....	81
Figure 12 : Protocole d'échantillonnage des déchets à partir des BOM en provenance des trois CT.....	86
Figure 13: Méthodologie d'échantillonnage des déchets à partir des andains pilotes au cours du traitement (temps en jours).....	89
Figure 14 : Méthodologie d'échantillonnage des déchets traités	90
Figure 15 : Méthodologie du tri physique des déchets.....	91
Figure 16: Schéma du protocole d'extraction des AHs* et AFs*	95
Figure 17 : Activité respiratoire statique de la fraction fine des déchets de Sfax pour m= 5 et 10 g MS.	97
Figure 18 : Activité respiratoire statique d'un échantillon de la fraction fine et d'un échantillon de déchets broyés issus du PTMB de Bellac	98
Figure 19 : Influence du mode d'humidification sur l'évolution de l'ATn de la fraction fine (<20mm) : (a) : humidification par ajout d'eau ; (b) : humidification par saturation puis évaporation des déchets de Sfax.....	98
Figure 20 : Influence de l'aération des échantillons de déchets sur la mesure de l'ATn : (a) : incubation sans aération ; (b) : incubation avec aération journalière	99
Figure 21 : Flacon utilisé pour les tests BMP	101
Figure 22 : Types de test de lixiviation appliqués au cours de l'étude sur les déchets caractérisés à Sfax, et ceux en cours de traitement à Alveol et sur le CET de Sfax.	104
Figure 23 : Schéma du protocole expérimental du TL de 120 heures sans renouvellement..	104
Figure 24 : Schéma du protocole expérimental de fractionnement de la matière organique dissoute dans les lixiviats	109
Figure 25 : Système de mesure du volume de gaz produit.....	111
Figure 26 : Organisation spatio-temporelle des travaux de la thèse.....	114

Figure 27 : Evolution des fractions fermentescibles et fines au cours du PTMB	118
Figure 28 : Evolution de la teneur en MV au cours du PTMB	124
Figure 29 : Evolution de la part en MV dans les différentes catégories des déchets au cours du PTMB	125
Figure 30 : Evolution de la composition des fractions fines (a) et extrafines des déchets au cours du PTMB (Les pourcentages sont exprimés par rapport à la matière sèche)	128
Figure 31 : Evolution de la température de l'échantillon incubé	130
Figure 32 : Evolution des caractéristiques physico-chimiques des déchets au cours du PTMB	131
Figure 33 : Caractérisation matière des fractions fines étudiées	134
Figure 34 : Evolution du pH et de la concentration des AGV au cours des TL.....	134
Figure 35 : Evolution de la conductivité et de la teneur en TAC des éluats au cours des TL	135
Figure 36 : Evolution de la DCO, du COD et de la DBO5 au cours des TL	136
Figure 37 : Evolution de l'azote Kjeldahl au cours des TL.....	137
Figure 38 : Corrélations entre l'indice SUVA et le rapport DBO5/DCO	140
Figure 39 : Répartition de la teneur en eau, en matières minérales et en matières volatiles des déchets (fractions fines) au cours du PTMB	141
Figure 40 : Evolution des paramètres globaux à 24 et à 120 heures de lixiviation au cours du PTMB	141
Figure 41 : Concentrations et répartitions des différentes formes d'azote relarguées à partir des déchets prélevés au cours du PTMB	144
Figure 42 : Evolution des paramètres de la charge organique relarguée dans les TL au cours du PTMB	145
Figure 43 : Evolution des mesures d'absorbance UV à 254 nm au cours du PTMB.....	146
Figure 44 : Indice SUVA et rapport DBO5/DCO des deux TL avec et sans renouvellement	148
Figure 45 : Fractionnement de la matière organique relarguée dans la phase liquide après 24 et 120 heures de lixiviation	150
Figure 46 : Evolution de l'activité respiratoire au cours des TL : (a) composition détaillée du ciel gazeux ; (b) comparaison des proportions de CO ₂ , d'O ₂ et des volumes produits	152
Figure 47 : Corrélations entre le pourcentage des HPI* et le volume de biogaz généré au cours du TL	154
Figure 48 : Répartition de la teneur en eau, des matières minérales et des matières volatiles dans les déchets	155
Figure 49 : Evolution des ions PO ₄ ³⁻ dans les phases liquides des déchets au cours du PTMB	157
Figure 50 : Répartitions et concentrations des formes azotées au cours du PTMB	158
Figure 51 : Fractionnement selon le caractère hydrophobe des éluats.....	161
Figure 52 : Corrélations entre l'activité respirométrique aérobie et le test BMP mesurés sur les fractions fines et les déchets bruts	167
Figure 53 : Corrélations entre les tests AT4 et BMP55 et le volume de biogaz du TL	168
Figure 54 : Compositions détaillées des fractions fines des déchets de la zone d'étude (a) : Djerba, (b) : Kairouan, (c) : Médenine, (d) : Menzel Bourguiba	179
Figure 55 : Répartition des déchets par grandes catégories (a) et par classes granulométriques (b)	182

Figure 56 : Compositions détaillées des fractions fines des déchets de Sfax (en %MS).....	184
Figure 57 : Evolution des paramètres de suivi (T° et H) pendant toute la durée du traitement	189
Figure 58 : Teneurs en MV des déchets bruts et des fractions fines des andains 1 (a) et 2 (b)	195
Figure 59 : Schématisation de la dynamique de la transformation des déchets dans les deux tas	196
Figure 60 : Evolution des teneurs en MOO des fractions fines des déchets des andains (1) et (2)	197
Figure 61 : Evolution du pH et des teneurs en AGV au cours du prétraitement de l'andain A1	197
Figure 62 : Evolution du pH et des teneurs en AGV au cours du prétraitement de l'andain A2	198
Figure 63 : Conductivité et TAC dans les éluats des déchets des andains humidifiés avec l'eau du réseau (a) et avec l'eau traitée (b)	199
Figure 64 : Evolution de la biodégradabilité et de l'aromaticité des composés organiques relargués des déchets de l'andain (1)	200
Figure 65 : Evolution de la biodégradabilité et de l'aromaticité des composés organiques relargués des déchets de l'andain (2)	201
Figure 66 : Evolution de la composition des molécules organiques au cours de la dégradation des déchets des deux andains (a) : andain 1 et (b) : andain 2.....	202
Figure 67 : Corrélation entre l'indice SUVA et la somme des acides de type humiques et des substances de type hydrophobe	203
Figure 68 : Evolution de la production de biogaz au cours des TL en fonction de l'avancement du traitement des déchets (a : andain 1 ; b : andain 2)	203
Figure 69 : Evolution de la part de CO2 dans le ciel gazeux des TL (a : A1 ; b : A2)	204
Figure 70 : Evolution de l'AT4 en fonction du traitement des déchets	204
Figure 71 : Evolutions du potentiel méthanogène des déchets au cours du traitement.....	205
Figure 72 : Corrélation entre les résultats des tests biologiques AT4 et BMP sur les déchets des deux andains.....	206
Figure 73 : Corrélation entre les différents paramètres de stabilité déterminés après lixiviation et le BMP55.....	207
Figure 74 : Corrélation entre les différents paramètres de stabilité déterminés après lixiviation et l'AT4	208
Figure 75 : Synthèse des paramètres de stabilisation les plus pertinents et leur évolution au cours des procédés de stabilisation.....	210

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Législations et réglementations en vigueur dans quelques PED.....	7
Tableau 2 : Production de déchets par habitant de plusieurs P.E.D.....	14
Tableau 3 : Humidité (% /MB) des DSU des P.E.D	17
Tableau 4 : Synthèse des caractéristiques élémentaires des déchets.....	19
Tableau 5 : paramètres physico-chimiques des DSU tunisiens.....	21
Tableau 6 : Composition chimique des déchets ménagers français (ADEME, 2009)	27
Tableau 7: Principaux facteurs d'influence de la dégradation anaérobie des déchets	38
Tableau 8 : Conditions optimales de fonctionnement d'un procédé de biodégradation en condition aérobie	41
Tableau 9 : Durée des phases de dégradation des déchets bruts des déchets prétraités en CSDU (Augenstein & Pacey, 1991 cité par Rouez, 2008 ; Parodi, 2010).....	48
Tableau 10 : Productions de biogaz pour différents types de substrats (Mc Bean et al., 1995)	49
Tableau 11 : Evolution des caractéristiques chimiques des déchets en fonction de l'âge de la décharge et de l'avancement de la dégradation.....	51
Tableau 12 : Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats de déchets prétraités au bout de 5,5 ans d'enfouissement (Parodi, 2010).....	52
Tableau 13 : Méthodes de séchage des déchets	56
Tableau 14 : Conditions opératoires des tests de lixiviation pour les déchets ménagers (Parodi et al., 2010).....	62
Tableau 15 : Indicateurs de l'évolution de la biodégradabilité des déchets (exprimés sous forme de rapports).....	64
Tableau 16 : Conditions de réalisation du test AT4	68
Tableau 17 : Valeurs de BMP de quelques types de déchets	69
Tableau 18 : Principales caractéristiques des villes	73
Tableau 19 : Caractéristiques des secteurs désignés pour la caractérisation des déchets	74
Tableau 20 : Répartition des déchets solides (ménagers et assimilés et de démolition) enfouis dans le CET de Sfax : Période : 05/2008-12/2010	77
Tableau 21: Provenance et quantités de déchets reçus au niveau du CET de Sfax sur 8 mois (avril 2008 à novembre 2009)	77
Tableau 22. Caractéristiques des collectivités ayant accès aux trois stations de transit (Bouhadiba et al., 2010)	79
Tableau 23 : Masses d'échantillons prises pour les quatre villes étudiées.....	85
Tableau 24 : Paramètres des campagnes d'échantillonnage à Sfax	86
Tableau 25 : Conditions opératoires des tests d'ATn mis en place.	100
Tableau 26 : Conditions opératoires des tests de lixiviation.....	102
Tableau 27 : conditions de mesures du pH des jus de lixiviation	105
Tableau 28 : Méthodes de mesure des paramètres de pollution minérale.....	106
Tableau 29 : Méthodes de mesures des paramètres de pollution organique.	107
Tableau 30 : Paramètres du fractionnement de la MO selon le caractère hydrophobe	109
Tableau 31 : Masse des échantillons des 3 centres de transit des déchets étudiés.....	115

Tableau 32 : Composition moyenne des déchets reçus sur les CT de Limoges.....	116
Tableau 33 : Caractérisation par tailles et par catégories des OMR échantillonnés sur le site Alvēol.....	117
Tableau 34 : Compositions par catégories et par tailles des échantillonnés à partir du même lot sur le site Alvēol.....	120
Tableau 35 : Evolution de la teneur en eau des déchets traités	122
Tableau 36 : Evolution de la masse volumique des déchets	123
Tableau 37 : Evolution des teneurs en MV des catégories de déchets biodégradables.....	125
Tableau 38 : Composition des putrescibles contaminés triés à partir des déchets en mi-fermentation et en fin de fermentation	126
Tableau 39 : pH des fractions fines et extra-fines des déchets.....	129
Tableau 40 : Pourcentages des fines dans la fraction des Matières Organiques Non Synthétiques (MONS)	132
Tableau 41 : Indicateurs de stabilité des déchets ménagers	138
Tableau 42 : Pourcentage des composés organiques mobilisés au bout de 24 heures par rapport à la quantité extraite en 168 heures.....	139
Tableau 43 : Composition en cations et anions après 24 heures et 120 heures de lixiviation	142
Tableau 44 : Indicateurs de stabilisation des lixiviats des déchets lixiviés.....	147
Tableau 45 : Evolution du rapport AH*/AF* au cours du PTMB sur les déchets avant lixiviation	151
Tableau 46 : Evolution des paramètres globaux de la phase liquide des TL en fonction du PTMB	156
Tableau 47 : Taux des pollutions apportées par les fines par rapport aux déchets globaux en termes de χ , de TAC et d'AGV	157
Tableau 48 : Evolution des paramètres de l'évaluation de la charge organique dans les éluats	158
Tableau 49 : Part des fines dans la pollution relarguée par les déchets globaux	160
Tableau 50 : Evolution des indicateurs de stabilisation des déchets au cours du PTMB.....	161
Tableau 51 : Parts des composés organiques relargués des fines dans ceux des déchets globaux	162
Tableau 52 : Evolution du rapport COD/MO des déchets globaux et des fines au cours du PTMB	162
Tableau 53 : Synthèse des résultats de la production de biogaz dans les déchets bruts broyés et les fractions fines au cours du procédé.....	165
Tableau 54 : Synthèse des résultats de l'activité respiratoire dans les déchets globaux broyés, les fractions fines et les fractions extra-fines au cours du procédé	167
Tableau 55 : Variations saisonnières et géographiques de la granulométrie des déchets étudiés	171
Tableau 56 : Compositions hivernales, estivales et moyennes des déchets de la zone d'étude	172
Tableau 57 : Compositions moyennes des déchets des villes étudiées	173
Tableau 58 : Comparaison de la composition des déchets (1996-2006-2010) et des déchets français (2007).....	174
Tableau 59 : Synthèse des résultats de tri par catégories	176

Tableau 60 : Teneurs en humidité des déchets de la zone d'étude.....	177
Tableau 61 : Teneurs en MV des déchets de la zone d'étude	178
Tableau 62 : Caractéristiques physico-chimiques des fractions fines des déchets de la zone d'étude.....	179
Tableau 63 : Répartition par catégories des déchets de Sfax caractérisés au cours des 3 campagnes	182
Tableau 64 : Teneurs en humidité et en MV des déchets.....	183
Tableau 65 : Matières volatiles et oxydable dans les fines	183
Tableau 66 : Caractérisation des éluats du TL sans renouvellement sur la fraction fine (juillet)	185
Tableau 67 : Caractérisation des éluats des TL avec renouvellements (fractions fines de mars et de décembre)	186
Tableau 68 : Composition détaillée des déchets de Sfax, juillet 2010.....	191
Tableau 69 : Evolution de la composition des déchets au cours de la stabilisation (Andain 1-A1-)	193
Tableau 70 : Evolution de la composition des déchets au cours de la stabilisation (Andain 2-A2-)	194
Tableau 71 : Evolution des paramètres de la pollution organique	200
Tableau 72 : Evolution du ratio (COD/MO) des deux andains.....	202
Tableau 73 : Tableau récapitulatif des coefficients de corrélation entre les indicateurs de stabilisation sur éluats et sur solides	206
Tableau 74 : Données sur les paramètres de stabilisation les plus pertinents	215

SIGLES ET ABBREVIATIONS

ADEME : Agence De l'Environnement et de la Maîtrise de L'Energie

AF* : Acides de type Fulviques

AF*s : Acides de type Fulviques solubles

AFNOR : Association Française de NORmalisation

AGV : Acides Gras Volatils

AH* : Acides de type Humiques

AH*s : Acides de type Humiques solubles

ANGed : Agence Nationale de Gestion des Déchets Solides

ANPE : Agence nationale de protection de l'environnement

AT₄ : test respirométrique à 4 jours

AT₇ : Test respirométrique à 7 jours

BMP : Biochemical Methane Potential

CE : Conductivité Electrique

CNC : Combustibles Non Classés

COD : Carbone Organique Dissous

COT : Carbone Organique Total

COVNM : Composés Oraniques Volatiles Non Méthaniques

DBO₅ : Demande Biochimique en Oxygène au bout de 5 jours

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DMA : Déchets Ménagers et Assimilés

GB₂₁ : Gas Bildung test à 21 jours

GRESE : Groupement de Recherche Eau Sol Environnement

HPI* : Substances de type hydrophiles

HPO* : Substances de type hydrophobes

INC : Incombustibles Non Classés

ISDND : Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux

L/S : Ratio Liquide sur Solide

L3E : Laboratoire Eau Energie Environnement

MH : Matière Humide

MH : Masse Humide

MM : Matière Minérale

MO : Matière Organique

MODECOM : MéthODE de Caractérisation des Ordures Ménagères

MONS : Matière Organique Non Synthétique

MOO : Matière Organique Oxydable

MORD : Matière Organique Réfractaire à la Dégradation

MS : Matière Sèche

MV : Matière Volatile

NTK : Azote Kjeldahl

Ntot : Azote total

OM : Ordures Ménagères
OMR : Ordures Ménagères Résiduelles
PD : Pays Développés
PED : Pays En Développement
PTB : Pré- Traitement Biologique
PTM : Pré- Traitement Mécanique
PTMB : Pré- Traitement Mécanique et Biologique
rpm : Rotation Par Minute
SH* : Substances de type Humiques
STEP : Station d'Épuration des Eaux
SUVA : Absorbance UV Spécifique
TAC : Titre Alcalimétrique Complet
TL : Test de Lixiviation
TPH* : Substances de type transphiliques

INTRODUCTION

Dans les pays développés, les modes d'élimination des déchets sont principalement l'incinération et l'enfouissement dans des centres techniques offrant toutes les garanties pour la protection de l'environnement. Toutefois, les quantités destinées à être enfouies ou incinérées ont progressivement diminué depuis la promotion de la récupération matière ou énergie. En France, par exemple, et depuis la loi n° 92-646 du 13 juillet 1992 relative à l'élimination des déchets ainsi qu'aux installations classées pour la protection de l'environnement, il y a eu un développement notable des filières de valorisation et ainsi un détournement de la décharge d'un volume croissant de déchets d'une part et la mise aux normes ou la fermeture des centres de stockage et des incinérateurs non conformes d'autre part. Par ailleurs, la Directive européenne sur la mise en décharge (99/31) fixe des objectifs chiffrés de réduction de la quantité de matière organique dans les déchets entrant en site de stockage de déchets non dangereux impliquant une obligation de traitement biologique de cette fraction.

Dans les pays en développement, la situation est plus complexe parce que les enjeux socio-économiques sont différents. En Tunisie par exemple, on constate une amélioration de nombreux aspects de la gestion des déchets solides comme, l'organisation de la collecte des déchets ménagers, la fermeture et la réhabilitation des dépotoirs sauvages, et l'ouverture de centres de stockage contrôlés de type CET (Centre d'Enfouissement Technique). Toutefois, des problèmes techniques liés à l'exploitation de ces CET (problèmes de tassements différentiels, phénomène d'humidification du massif de déchets, problèmes de drainage des lixiviats et du biogaz ainsi que des problèmes liés au coût du fonctionnement de ces décharges contrôlées sont aujourd'hui posés.

Aujourd'hui pour la Tunisie, le prétraitement mécano-biologique des déchets est retenu comme solution pour la réduction des quantités de déchets ultimes à enfouir avec le développement du recyclage. Ainsi, un projet pilote d'une unité de prétraitement mécanique et biologique (PTMB) est en cours à Béja à une centaine de km de Tunis la capitale. Mais au préalable une première étude doit être prévue pour identifier et valider les conditions d'une stabilisation suffisante avant l'enfouissement. Cette étape permettra la généralisation du PTMB en amont des décharges contrôlées dans le cas de l'obtention de résultats de stabilisation satisfaisants.

L'amélioration de la stabilisation des déchets à enfouir impliquerait une réduction de la durée des suivis post-exploitation des centres de stockage tout en assurant, par le procédé biologique aérobie ou anaérobie appliqué, la réduction de la charge organique et du potentiel biogaz (Van Den Broek et al., 1995). Le prétraitement mécanique et biologique a pour principal objectif de stabiliser la fraction organique des déchets, il représente une option technologique en fort développement notamment dans certains pays de la communauté européenne notamment en Allemagne et en Autriche où il est obligatoire depuis 1999

(Heerenklage & Stegmann, 1995). Des expériences françaises ont aussi vu le jour avec une première expérience de prétraitement mécano-biologique sur le site de MENDE où les résultats d'une étude réalisée par De Araujo (2008) montrent l'effet positif du PTMB principalement pour la diminution du potentiel méthanogène des déchets. Par ailleurs, ce mode de traitement des déchets avant enfouissement permet, au niveau du tri manuel ou automatique, la valorisation des fractions de déchets potentiellement recyclables tels que le verre, les plastiques et les métaux.

Toutefois, le seul pré-traitement mécano-biologique des déchets ne représente pas un critère suffisant pour prouver le caractère stable de la matière organique d'un déchet. Il est, ainsi, nécessaire de fixer des critères quantifiables définissant un état précis de la stabilisation atteinte. En Allemagne et en Autriche des tests d'évaluation de la biodégradabilité sont proposés ainsi que des valeurs seuils en entrée de décharge pour les déchets en sortie du PTMB. Ces tests sont principalement, l'indice respirométrique AT_4 , le taux de production de biogaz dans le test de fermentation (GB_{21}) et le taux de production au cours de l'essai d'incubation (GS_{21}). Cependant, le choix des valeurs seuils données n'est pas clairement argumenté. Globalement, des auteurs (Adani et al., 2002 ; Chaussod, 1999) justifient ces valeurs au travers de la réduction des impacts en site de stockage (diminution des émissions de biogaz et de la pollution organique dans les lixiviats), de la vitesse de minéralisation du déchet comparable à celle des déchets dans le sol et de la diminution de la teneur en matière organique (MO) pour obtenir un déchet n'ayant pas plus de 20% de la masse totale.

Aussi, un suivi multi-paramétrique de la dégradation des déchets ménagers et plus particulièrement de la MO des déchets au cours d'une stabilisation par prétraitement mécano-biologique s'avère indispensable pour mettre en évidence les relations entre les paramètres biologiques et physico-chimiques permettant de définir les critères relatifs à l'estimation de la stabilité d'un déchet. Une étude approfondie de la MO et de son humification couplée à l'application des tests biologiques peut ainsi permettre d'indiquer le degré de la stabilité des déchets. En effet, plusieurs auteurs ont mis en évidence la relation entre le pourcentage en substances dites humiques dans des lixiviats ou des éluats résultant de déchets d'âge, de composition différents et ayant subi des modes de prétraitement différents en fonction de leurs degrés de stabilisation respectifs (Parodi, 2010 ; Berthe et al., 2008 ; François et al., 2008 ; Fan et al., 2005 ; Labanowski et al., 2003 ; Artiola-Fortuny & Fuller, 1982).

L'objectif de cette étude est donc d'identifier dans une première phase, les différentes méthodes d'évaluation de la biodégradabilité par la réalisation d'un état de l'art et de les valider sur des déchets frais et des déchets ayant subi des opérations de PTMB. Cette phase de l'étude a pu être réalisée sur des déchets provenant d'une unité industrielle de PTMB (l'unité Alvèol de Bellac, Haute Vienne) par le biais de trois campagnes d'échantillonnage et de caractérisation.

Dans une deuxième phase, une application des indicateurs et des méthodes d'évaluation de la stabilisation de déchets retenue sera assurée dans le cadre d'une expérience pilote à l'échelle laboratoire d'andains en prétraitement mécano-biologique en Tunisie. Cette phase a été, également, précédée d'une pré-étude du gisement de déchets disponible dont la caractérisation n'a pas été réalisée depuis la campagne nationale de caractérisation de 1996.

Ce rapport est ainsi constitué de trois parties :

- Une première partie dédiée à l'étude bibliographique qui fait état des différents aspects de la gestion des déchets solides urbains dans les PED avec une présentation du cas de la Tunisie et de celui dans les PD en prenant comme exemple la France. Une synthèse des principaux mécanismes de la dégradation en conditions d'enfouissement en centre de stockage conventionnel, en conditions de compostage et en conditions d'enfouissement après prétraitement aérobie est également présentée. Les paramètres ayant été validés comme indicateurs de l'état de stabilisation des déchets sont identifiés. Les méthodes de caractérisation physico-chimique et biologiques des déchets sont décrites dans cette partie. Cette synthèse bibliographique aboutit à une énumération des indicateurs les plus communément utilisés pour le suivi de la dégradation des déchets, se rapportant généralement à la caractérisation de la matière organique, tout en discutant les limites et les avantages de chacune des méthodes.
- La deuxième partie rassemble les méthodes, les outils et les analyses utilisés dans le cadre de cette étude avec une description des modifications appliquées au niveau de certaines références normatives afin d'assurer une fiabilité optimale des analyses.
- La troisième partie rassemble les résultats obtenus sur les deux sites industriel et pilote. Les indicateurs retenus dans la synthèse bibliographique sont validés sur les déchets en cours de prétraitement mécano-biologiques de l'unité industrielle en France. Seulement les plus pertinents ont été, par la suite, appliqués dans le cadre du suivi de la stabilisation d'andains pilotes en Tunisie. Différents indicateurs de stabilité sont étudiés et les résultats obtenus sont comparés aux valeurs citées dans la littérature pour les déchets stabilisés ou non. L'analyse des données permettra de vérifier les corrélations entre ces différents indicateurs tout en évaluant la stabilisation des déchets étudiés et par la suite l'évaluation de ce type de procédé de PTMB.

Partie 1 Synthèse bibliographique

Chapitre I Gestion des déchets solides urbains : comparaison entre PD et PED

I.1 Gestion des DSU ou (RSU) dans les P.E.D

La gestion des déchets solides est l'une des questions les plus difficiles auxquelles sont confrontés les pays en développement (P.E.D) souffrant de graves problèmes de pollution causés par la génération de quantités de plus en plus importantes de déchets associée à des modes d'élimination (collecte, traitement et/ou enfouissement) non adéquats et/ou défectueux.

Toutefois, la prise de conscience des risques occasionnés par une élimination non respectueuse de l'environnement a incité les autorités locales à améliorer les performances des systèmes d'élimination des déchets.

I.1.1 *Cadre réglementaire et institutionnel*

La réglementation internationale (22/1989) s'est tout d'abord focalisée sur la question des déchets dangereux, et le premier instrument qui a été établi avait pour objectif de limiter les mouvements transfrontaliers de ce type de déchets, par application du principe de proximité imposant le traitement des déchets au plus près du lieu de leur production.

La convention de Bâle du 22 mars 1989, vise ainsi :

- la réduction des mouvements des déchets qu'ils soient dangereux ou non,
- la mise en place d'installations d'élimination dans les pays producteurs,
- l'interdiction d'importation de déchets si l'Etat de destination a toute raison de croire que leur gestion ne sera pas écologiquement rationnelle,
- l'échange d'informations sur les mouvements transfrontières des déchets et la sanction pénales du trafic de déchets dangereux ou autres.

Afin de régler la question des transferts de déchets dans le cadre des échanges « Nord-Sud », une deuxième convention portant sur l'interdiction d'importation des déchets dangereux en Afrique a été adoptée à Bamako par l'Organisation de l'Unité Africaine en 1998. EN Europe, la gestion des déchets est régie par des recommandations sous forme de conventions ou de directives.

Dans les pays en développement, il n'existe pas toujours de lois et lorsqu'elles existent, ne sont pas réactualisées et ont été déjà dépassées par celles des pays développés (Ben ammar, 2006 ; Charney, 2005 ; Yeye, 2002).

Toutefois, au cours de la dernière décennie, plusieurs pays des P.E.D ont fourni des efforts considérables dans l'objectif d'améliorer la gestion des déchets solides. Ainsi, des progrès au niveau politique, législatif, institutionnel et opérationnel ont participé à l'amélioration de la situation générale de gestion des déchets solides. En effet l'élaboration des stratégies et des programmes nationaux pour certains pays, tels que l'Égypte, l'Algérie, la Tunisie, le Yémen, le Maroc,... a permis de faire passer des lois respectives en matière de gestion des déchets solides qui semblent pouvoir changer dans le futur les pratiques actuelles.

Sur le plan institutionnel, cette amélioration de la situation s'est concrétisée par la mise en place de ministères de l'Environnement de plans de gestion des déchets solides en collaborant généralement avec les autorités locales pour la planification et la supervision des actions dans ce secteur.

Le Tableau 1 résume la situation réglementaire et législative dans quelques P.E.D (www.sweep-net.com; Koledzi, 2011).

Tableau 1 : Législations et réglementations en vigueur dans quelques PED

Pays	Législations en vigueur	Institutions	Programmes Nationaux
Algérie	<ul style="list-style-type: none"> - Loi N°01-19 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets. - Loi N°03-10 relative au développement durable. - Décret exécutif n° 02-175 portant sur la création de l'Agence Nationale des Déchets. - Décret exécutif n° 04-410 fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets. - Décret exécutif n° 07-205 portant sur fixant les schémas communaux de gestion des déchets. 	<p>Politique et planification : Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE).</p> <p>Mise en oeuvre de la politique : Agence Nationale des Déchets (AND).</p> <p>Exercice de la gestion des déchets : Les municipalités et le Ministère de l'Intérieur et des Collectivités Locales (MICL).</p> <p>Contrôle et application de la réglementation : Direction de l'environnement au niveau de chaque Wilaya (Département).</p>	<p>Programme National de Gestion des Déchets Municipaux (PROGDEM) lancé en 2002.</p>
Jordanie	<p>Aucun cadre légal spécifique n'est mis en place pour la gestion des déchets solides (GDS). Les lois existantes se rapportent à la protection de l'environnement :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Loi N° 52 de 2006 sur la Protection de l'Environnement. - Règlement de la Gestion des déchets solides N° 27 de 2005. - Règlement de prévention des déchets et des frais de collecte (1/1978) et ses amendements (30/1983). - Un projet de loi sur les déchets municipaux et les déchets dangereux sera soumis à un examen et une discussion nationale. 	<p>Ministère de l'Environnement : responsable du développement des politiques et programmes environnementaux.</p> <p>Municipalités: responsables de la gestion quotidienne des déchets solides dans les zones municipales.</p> <p>Conseils des Services Communs: possession et exploitation des sites d'élimination des déchets.</p> <p>Ministère des Affaires Municipales: assure l'accès au financement des municipalités et le Conseil des Services Communs du financement pour assurer une GDS.</p>	<p>Une stratégie nationale de GDS n'existe pas.</p> <p>Une stratégie de GDS pour la municipalité d'Amman (en préparation).</p>

Liban	<p>Pas de cadre législatif spécial traitant directement la gestion des déchets solides (GDS) mais deux décrets s'adressent spécialement au secteur :</p> <ul style="list-style-type: none"> - Décret 8735 de 1974 instituant la GDS comme responsabilité municipale. - Décret 9093 de 2002 attribuant aux municipalités une incitation pour accueillir une installation de GDS. 	<p>Politique et planification : Ministère de l'environnement (ME), Ministère de l'intérieur et des municipalités (MIM), Conseil pour le développement et la reconstruction (CDR).</p> <p>Mise en œuvre de la politique : A Beyrouth, au Mont Liban et à Tripoli: le CDR, et à un degré moindre, le ME et le MIM. Dans le reste du Liban: Les municipalités.</p>	<p>Des plans variables de GDS selon la partie prenante :</p> <ul style="list-style-type: none"> La stratégie de Gestion des déchets municipaux solides pour le Liban : préparée par le Ministère de l'environnement (ME) en 2002. Le Plan de gestion des déchets : préparé par le CDR en 2005. La Stratégie nationale intégrée pour la GDS dans le pays : présentée par le ME au Conseil des ministres (CM) en 2010.
Maroc	<ul style="list-style-type: none"> - Loi n° 28-00 sur la gestion des déchets solides (GDS) : adoptée en 2006. Cette loi évoque plusieurs aspects liés à la GDS. - Décret n° 2-07-253 sur la classification des déchets solides. - Décret du 7 janvier 2010 sur les procédures administratives et prescriptions techniques relatives aux décharges contrôlées. 	<p>Communes : chargées de la gestion des déchets communaux.</p> <p>Ministère de l'Intérieur : appui technique et financier.</p> <p>Ministère de l'Energie, des Mines, de l'Eau et de l'Environnement à travers le département de l'environnement : coordination, réglementation et planification.</p>	<p>Programme National des Déchets Ménagers et assimilés (PNDM) : 2008 à 2023.</p> <p>Plan Directeur National de gestion des déchets dangereux initié en 2007.</p> <p>Stratégie nationale de la gestion des déchets (2008).</p>
Mauritanie	<ul style="list-style-type: none"> - Loi n° 2000-045 (Code de l'Environnement) dont le chapitre II est consacré à la politique de gestion de déchets. - Décret n° 190-2008/PM fixant les attributions du Ministère délégué auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement et du Développement Durable et l'organisation de l'administration centrale de son Département. - Ordonnance 2001/02 créant l'Agence de Développement Urbain maître d'ouvrage pour la gestion des déchets solides urbains depuis 2007. 	<p>Ministère chargé de l'Intérieur : chargé de la gestion des déchets solides (GDS) à travers des Autorités Communales.</p> <p>Ministère délégué auprès du Premier Ministre chargé de l'Environnement : la Communauté Urbaine de Nouakchott (CUN), composée des neuf Communes de la ville, est chargée de la collecte secondaire et les Communes membres sont chargées de la collecte primaire.</p>	<p>Stratégie de Gestion des Déchets solides (SGDS) à Nouakchott : organisation de collecte primaire et secondaire selon les zones, organisation institutionnelle, financement et recouvrement des coûts et l'organisation des formations.</p> <p>Une autre stratégie est en cours d'élaboration pour Nouadhibou.</p>

Syrie	<ul style="list-style-type: none"> - Loi sur l'Environnement (Loi N° 50): promulguée en 2002 définissant le rôle de la Commission Générale des Affaires Environnementales (GCEA), établissant les instructions liées à la gestion des déchets solides (GDS). - Loi sur la propreté (Loi N° 49): promulguée en 2004, détaillant les spécifications juridiques des déchets ménagers, des déchets industriels et des déchets médicaux. - Loi sur l'Evaluation de l'impact sur l'environnement 	<p>Politique et planification: Ministère de l'Administration Locale.</p> <p>Mise en oeuvre de la politique: Directions de la GDS dans les gouvernorats, les départements de la propreté dans les villes centrales dans chaque gouvernorat et les municipalités.</p> <p>Pour le contrôle et l'application de la réglementation: Ministère de l'Environnement.</p>	<p>La stratégie nationale développée par le bureau d'études français Trivalor et adoptée par le Gouvernement syrien.</p> <p>Un plan pour la gestion des déchets pour la période 2010-2015 est en cours de discussion.</p>
Togo	<ul style="list-style-type: none"> - Plan National d'Action Pour l'Environnement (juillet 2001) sur la gestion des déchets, la lutte contre la pauvreté, la protection des zones littorales, la maîtrise des phénomènes de désertification et la lutte contre les changements climatiques). - Loi cadre sur l'environnement au Togo (Loi n° 2008-005 du 30 mai 2008) instituant que les collectivités territoriales ont la charge de la gestion des ordures ménagères - le rapport PNUD : République Togolaise «Amélioration de la gouvernance environnementale au Togo » adopté en 2008. 	<p>La gestion des déchets ménagers est à la charge des collectivités territoriales</p>	<p>Absence d'une stratégie nationale</p>

Tunisie	<p>- Loi cadre 92 – 122 créant Le Fonds de Dépollution (FODEP).</p> <p>- Loi organique des communes 95-68 qui confie aux communes la responsabilité de la GDS au niveau local.</p> <p>- Loi cadre 96 – 41 qui définit les déchets, en spécifie les catégories, régleme leurs gestions et institue le principe de la responsabilité pénale dans toute méprise d'utilisation.</p> <p>- Loi 97 – 11 portant promulgation du code de la fiscalité locale.</p> <p>- Loi 2001 – 14 fixant les modalités de collecte, transport, stockage et traitements des déchets non dangereux.</p> <p>- Loi 2003 – 80 créant le fonds spécial du trésor intitulé «Fonds de Propreté de l'Environnement et de l'Esthétique des Villes» et modifications ultérieures.</p> <p>- Décret 2005 – 2317 portant création de l'Agence Nationale de Gestion des Déchets (ANGED).</p>	<p>Politique et planification : Ministère de l'Environnement et du Développement Durable.</p> <p>Mise en oeuvre de la politique : Agence Nationale de Gestion des Déchets (ANGed).</p> <p>Exercice de la gestion des déchets : L'ANGed : contrôle et supervision des décharges contrôlées dont elle confie la gestion et l'exploitation à des privés.</p> <p>Les Communes : politique locale en matière de la gestion des déchets, collecte des déchets et leur acheminement jusqu'aux centres de collecte ou aux décharges municipales par leurs propres moyens ou par l'intermédiaire de sous-traitants.</p> <p>Le Ministère de l'Intérieur et du Développement Local: contrôle et financement des communes & Contrôle et Application de la réglementation</p> <p>L'Agence Nationale de Protection de l'Environnement (ANPE) : contrôle de la mise en application de la réglementation en matière de gestion des déchets, pouvoir coercitif.</p>	<p>Programme National de Gestion de Déchets Solides (PRONAGDES) : premier cadre stratégique de la gestion des déchets pour la période 1995 – 2006.</p> <p>Programme National de Gestion Intégrée et Durable des Déchets (PRONGIDD) : couvrant la période 2007 – 2016 et incluant un système de suivi et de contrôle des réalisations à travers un ensemble d'indicateurs.</p>
Yemen	<p>Loi N° 20 de 1999: établissant les fonds du nettoyage et de l'amélioration des villes pour collecter et gérer les revenus nécessaires aux services de gestion des déchets solides (GDS).</p> <p>Loi N° 39 de 1999 connue sous le nom de la Loi du nettoyage public: définissant les rôles, les responsabilités et les moyens de traiter différents types de déchets.</p> <p>• Loi N°4 de 2000 "Loi des autorités locales": modifiant la structure institutionnelle de la GDS en donnant aux collectivités locales la responsabilité de fournir des services de GDS.</p>	<p>Ministère de l'Administration Locale: responsable de la politique, de la planification et de la coordination.</p> <p>Les Collectivités Locales (LA) : responsables des services de GDS et de la planification des taxes et des redevances locales.</p> <p>Les Fonds de Nettoyement et d'Amélioration des Villes (CCIFs): responsables du financement des services de GDS dans leurs communautés respectives.</p>	<p>La Stratégie nationale de GDS (2009-2013) adopté en 2009: a pour objectif d'améliorer l'efficacité, l'efficacité et la couverture des services de GDS et couvre cinq aspects (légal et administratif, institutionnel et organisationnel, financier, technique, sensibilisation du public).</p>

I.1.2 Gestion de déchets dans les PED : aspect technique

I.1.2.1 Quantités produites dans les centres urbains des PED

Les déchets produits au niveau des PED sont caractérisés par des ratios de production extrêmement variables et qui vont de 0,1 à 1,8 kg/hab/j ainsi que par des caractéristiques physico-chimiques différentes (Ben Ammar, 2006) :

- des densités importantes pouvant atteindre 0,6 ;
- des pouvoirs calorifiques faibles inférieurs à 1500 mj/kg ;
- une fraction organique putrescible dominante pouvant atteindre jusqu'à 80% ;
- des taux de papiers/cartons et de plastiques assez faibles, inférieurs à 20% ;
- des teneurs en fractions fines très variables, allant de 0,3 à 78% ;
- des humidités généralement très importantes pouvant atteindre les 80%.

I.1.2.2 Pré-collecte par moyens légers

Le collecteur recueille les déchets urbains déposés dans des containers de petites tailles (bassine, seau, poubelle ...) devant la porte du domicile. La collecte s'opère au moyen d'outils légers : charettes, brouette...(<http://www.ulg.ac.be>, Zurbrugg, 1999 a). Ces déchets sont par la suite conduits à un point de transit, dont le nombre dépend de la taille de la ville et de la densité de la population. Des moyens de collectes plus lourds et de plus forte contenance (camions ou tracteurs) transportent alors les déchets jusqu'à la décharge. A titre d'exemple, la collecte de déchets urbains à Hanoi (Vietnam) est opérée selon ce mode de fonctionnement et est assurée par 2 000 employés recueillant les déchets chez l'habitant pour les transporter par charrettes vers 92 points de transit de la ville. Une quarantaine de camions munis de « monte-charge » transfèrent les déchets soit à la décharge, soit vers des usines de compostage pour y être traités (Porlier, 2000).

I.1.2.3 Apport volontaire en containers

La collecte des déchets par apport volontaire (A.V) consiste en une collecte qui s'opère au niveau de des lieux où le service de collecte pourra les enlever. Les containers sont déchargés au niveau d'un site de transit, puis acheminés à la décharge par moyens lourds, ou directement transportés à la décharge. Ce mode de collecte n'est plus utilisé dans les P.I. pour les déchets urbains bruts et est consacré des matériaux recyclables (verres, papier cartons, plastiques...). Par contre, il est très répandu dans les villes des P.E.D, notamment en Chine (Chung & Poon, 1998), mais aussi en Asie ou en Afrique.

I.1.2.4 Porte à porte par moyens lourds

La collecte en porte à porte (P.A.P) est fréquente dans les P.I mais ne concerne, généralement, que les centres administratifs et les quartiers résidentiels d'un certain standing dans les P.E.D. Les camions ou tracteurs collectent les déchets devant chaque ménage puis les déversent directement ou en passant par les centres de transit à la décharge. En effet, Les décharges contrôlées doivent desservir plusieurs communes. La distance entre certaines

communes et la décharge concernée est plus ou moins grande, d'où la nécessité de créer des centres de transfert. Le centre de transfert est un lieu physique à sécurité maximale qui reçoit, accumule, consolide et entrepose temporairement les résidus banals ou dangereux (Galvez-Cloutier *et al.*, 1998). Il agit comme agent de liaison entre le producteur de ces matières et le centre de traitement, d'élimination, de recyclage ou de réutilisation. Les centres de transfert ne traitent pas les matières reçues mais procurent un entreposage. Toutefois, l'action de concentrer les matières dangereuses dans un seul et même lieu est déjà une amélioration apportée à la gestion des ces matières mais n'est pas encore totalement en concert avec une gestion intégrée et durable. Selon la taille de la ville ou la capacité des bennes, le déchargement est réalisé au niveau d'un centre de transit et sera ensuite acheminé à la décharge. La réalisation de décharges contrôlées en Tunisie est le plus souvent accompagnée par la réalisation de centres de transferts dont le nombre et la distribution sont fonctions des caractéristiques des communes concernées (densité, distance à la décharge contrôlée, quantités collectées...).

I.1.3 Modes d'élimination des déchets

I.1.3.1 Mise en décharge

La disposition de déchets dans les décharges ouvertes et non contrôlées est une pratique courante dans les PED. Ces décharges sont le plus souvent à ciel ouvert ou dans le meilleur des cas recouvertes de sable. Les déchets déversés dans ces décharges ne sont généralement pas identifiés et sont composés de déchets ménagers, industriels ou même hospitaliers. A ces décharges sauvages s'ajoutent les incendies spontanés ou non. Le premier type d'incendie est déclenché suite à la non récupération du biogaz généré par suite à la fermentation des déchets enfouis alors que le deuxième type d'incendie est, généralement, déclenché par les chiffonniers ou récupérateurs dans le but de faciliter la récupération des matériaux métalliques. La gestion durable des déchets solides doit intégrer les techniques appropriées et adopter les solutions économiquement viables et socialement acceptables. Afin de remédier aux innombrables nuisances environnementales et sanitaires occasionnées par l'enfouissement dans de tels dépotoirs, les responsables déchets ou propreté des villes dans les P.E.D ont lancé la recherche de solutions alternatives à ce mode d'élimination. Des décharges contrôlées puis des Centres d'Enfouissement Techniques viennent de plus en plus se substituer aux décharges classiques dans le cadre d'une mise en place d'une gestion durable des déchets solides intégrant les techniques appropriées aux conditions socio-économiques des P.E.D. En effet, les CET présentent plusieurs avantages comparés aux décharges classiques (ADEME, 1999a ; ADEME, 1999a) :

- l'exploitation des CET est généralement plus facile grâce à la subdivision en casiers eux-mêmes subdivisés en Alvéoles,
- l'étanchéité du fond et des flancs des CET permet de rendre les casiers hydrauliquement indépendants en favorisant la collecte et le drainage des liquides. Cette étanchéité est assurée par le choix de sites dont la perméabilité du substratum est

très faible et aussi par la mise en place de géomembranes ou tout autre dispositif équivalent,

- l'exploitation des CET par la mise en place de couches successives de déchets assurant une cohésion mécanique du massif,
- les couvertures semi-perméables ou imperméables par des matériaux inertes permettent de limiter les nuisances olfactives ainsi que l'envol des déchets tout en réduisant les volumes de lixiviats produits,
- la possibilité de collecter les lixiviats et de les traiter ainsi que celle de collecter le biogaz pour torchage ou pour utilisation énergétique.

L'enfouissement dans les CET suppose de lourds investissements liés au coût de l'infrastructure qu'au coût de l'exploitation. Leur implantation dans les P.E.D a été assurée par de grands projets financés par les bailleurs de fonds internationaux et ce depuis les années 80-90 à l'exemple de la Tunisie, l'Algérie, le Maroc et la Palestine (METAP-PRGDS-Maroc, 2004 ; METAP-PRGDS-Palestine, 2004 ; METAP-PRGDS-Tunisie, 2004 ; METAP-PRGDS-Algérie, 2005). Ces projets de CET sont généralement basés sur des acquis technologiques, des critères de fonctionnement et des contextes climatiques propres aux conditions des P.D. Ces conditions entièrement différentes de celles des P.E.D entraînent des difficultés de réalisation et de fonctionnement et augmentent leurs coûts par rapport aux estimations prévues.

I.1.3.2 Compostage

La filière de compostage des déchets a été développée depuis les années 70 en France mais pas dans les PED. Elle permet de traiter la fraction organique des déchets en un amendement organique indispensable aux sols agricoles pauvres en matière organique tout en réduisant les quantités de déchets arrivant dans les décharges. Plusieurs tentatives de mise en place du compostage dans les villes des P.E.D ont eu lieu, notamment au Maroc (Aajjane et Zourarah, 2010). Cependant, ces installations n'ont pas connu une réussite et dans la majeure partie des cas, elles sont fermées peu de temps après leur ouverture. Les problèmes de fonctionnement de ces installations sont liés aux conditions locales (disponibilité du marché, caractéristiques des déchets), au type de procédé choisi (silos, andains,...) et à l'échelle (artisanale, industrielle,...) à laquelle il sera appliqué. (Charnay 2005 ; Koledzi, 2011).

L'exemple du Maroc illustre parfaitement les difficultés rencontrées dans les P.E.D pour les projets de compostage. En effet, les cinq unités industrielles de compostage qui ont été construites au Maroc grâce à des organismes étrangers de développement ont été arrêtées (METAP-PRGDS-Maroc, 2004). Les principales causes de cet arrêt se résument à une absence d'adaptation de la technique utilisée à la nature des ordures ménagères du Maroc. Etant beaucoup plus humides que les déchets Européens, les déchets marocains ont provoqué un colmatage qui se produit en phase de broyage. En outre, des problèmes de gestion, d'entretien et de commercialisation ont abouti à la suspension des unités de compostage.

Enfin, le compostage industriel des déchets emploie des technologies existantes en provenance des pays développés et qui sont lourdes en termes de matériels, de coûts d'investissement et de fonctionnement. Ces procédés sont souvent inadaptés aux déchets des P.E.D, plus riches en matière fermentescible et plus humides et aussi moins triés et dont les indésirables (fines minérales, plastiques) constituent une part importante. D'autre part, la commercialisation du produit final se heurte à de nombreuses difficultés : la qualité du compost n'est pas assurée, l'étude de marché n'est jamais réalisée et donc sa promotion auprès des agriculteurs n'est jamais assurée. Koledzi et al. (2011) ont montré, cependant, qu'une étude complète de l'implantation d'une filière de compostage à Lomé (Togo), de par la qualité et le tonnage des déchets à traiter ainsi que de par le marché pour commercialiser le produit fini, a permis d'assurer une production de compost de bonne qualité physico-chimique tout en assurant la pérennisation de la filière.

I.1.4 *Caractéristiques des gisements déchets solides urbains, DSU*

I.1.4.1 **Quantité de DSU générés**

Les quantités de déchets produits dans les PED en constante augmentation montrent d'importants écarts d'un pays à un autre et même d'une ville à une autre au sein d'un même pays (Tableau 2).

Tableau 2 : Production de déchets par habitant de plusieurs P.E.D

Pays	Ville	Référence	Production déchet (Kg/hab/j)
Algérie	Alger	Kehila, 2005	1
	Mostaganem	Guermoud et al., 2009	0,62
Brésil	Uberlândia	Fehr et al., 2000	0,51
Cameroun	Yaoundé	Ngnikam, 2000	0,85
	Bafoussam		0,37
Chine	Hong-Kong	Chung & Poon, 1998	0,7
Chine	Guangzhou	Chung & Poon, 1998	0,4
Jordanie	Amman	Abu-Qudais & Abu-Qudais, 2000	0,85
Liban	Moyenne	http://cas.gov.lb/images/PDFs/enviromment.pdf	0,92
Maroc	Casablanca	O.N.E.M, 2001	0,89
Maroc	Moyenne Nationale	O.N.E.M, 2001	0,75
Mauritanie	Nouakchott	Aloueimine, 2006	0,35
Syrie	Moyenne	METAP-PRGDS-Syrie, 2004	0,2-0,6
Togo	Lomé	Kpabou, 2007	0,91
Tunisie	Moyenne dans les	MEAT, 2001	0,8
Turquie	Istanbul	Metin et al., 2003	0,95
Yemen	Moyenne	METAP-PRGDS-Yemen, 2004	0,4

Ces écarts sont dus à des niveaux de vie très variables ainsi aux différences culturelles et climatiques dans les P.E.D, et par conséquent à des modes de consommation divergents. Ces différences, en relation avec le climat, le type de population, les activités qui y sont pratiquées telles que le tourisme et l'élevage d'animaux domestiques et de bétails,...etc., expliquent la variabilité spatio-temporelle des ratios de production par habitant et par jour (Gomez et al., 2009 ; Naresh, 2008 ; Chung and Poon, 1998; Daskalopoulos et al., 1998).

Des études sur le gisement de déchets urbains dans certaines villes montrent des disparités entre les moyennes nationales et les moyennes établies au niveau des villes. Par exemple, la moyenne nationale en Malaisie est entre 0,5 et 0,8 Kg/hab/j, alors que cette production passe à près de 1,7 kg/hab/j pour les grandes villes (Karthivale et al., 2003). En Algérie des écarts moins importants ont été remarqués entre la production de la ville d'Alger (1 Kg/hab/j) et celle de la ville de Mostaganem (0,62 Kg/hab/j) (Kehila, 2010 ; Geurmoud et al, 2009).

Une étude réalisée sur le Grand Tunis en Tunisie par Ben Ammar (2006), a mis en évidence de grandes disparités dans la production globale des déchets en fonction des secteurs identifiés (commerciaux/résidentiels et haut/moyen/faible revenus) de 0,50 kg par habitant et par jour à près de 1,6 kg par habitant et par an. De fortes productions sont enregistrées dans les secteurs résidentiels à revenus élevés et dans les secteurs commerciaux. Par ailleurs, une corrélation entre les taux de production des déchets et le revenu des habitants a été établie, traduisant l'augmentation de la consommation dans les quartiers aisés, pouvant égaler ou dépasser celles générées dans les P.D. Une variabilité de la production des déchets, en fonction du niveau de vie, a été également observé par Ojeda-Benitz et al., (2003) dans leur étude portant sur la caractérisation des ordures ménagères à Mexicali (Mexique) avec une production de déchets à partir des quartiers à haut niveau de vie de 26% de plus par rapport aux quartiers d'habitat spontané.

Dans certains cas, les variations saisonnières peuvent influencer significativement la production des déchets soit par le changement des habitudes de consommation en fonction des conditions climatiques, soit par la migration de population ou le tourisme (Ngnikam, 2000).

A ces facteurs de variabilité de la production des déchets d'un pays ou d'une ville à un(e) autre et au sein d'une même ville d'une saison à une autre, s'ajoute la variabilité des méthodes de caractérisation d'une étude à une autre.

Ces écarts peuvent être accentués par l'application de méthodes d'évaluation de la production des déchets différentes (au sein des foyers, aux centres de transfert ou en décharges) (Aloueimine et al, 2005 a & b ; Tchobanoglous et al., 1993).

I.1.4.2 Composition et caractéristiques physico-chimiques des DSU

La connaissance de la composition des déchets est, tout comme la connaissance de sa quantité, indispensable à toute étude relative aux déchets solides urbains. Elle permet d'optimiser leur traitement, leur recyclage éventuel ou leur élimination d'un point de vue technique, économique et environnementale. Cette composition est étroitement liée aux habitudes de consommation de la population concernée et elle est d'autant plus variable que

ces dernières le sont. Elle influe sur les paramètres physiques et chimiques des déchets et par la suite sur la nature et la quantité des émissions émises pendant leur traitement ou leur élimination. La Figure 1 présente les résultats de caractérisation des déchets ménagers de 14 pays en développement, principalement leurs teneurs en déchets organiques (putrescibles et végétaux), en papiers-cartons, en plastiques, en métaux et en verres (Badgie et al., 2011 ; Koledzi, 2011 ; Guermoud et al., 2009 ; Aloueimine, 2006 ; METAP-PRGDS-Syrie, 2004 ; METAP-PRGDS, 2005 ; Ezz, 2003 ; El-Fadel et al, 2002 ; METAP, 2001 ; ONEM, 2001 ; Folléa et al., 2001 ; Abu-Qudais & Abu-Qudais, 2000 ; Wei et al., 2000 ; Manassero et al., 1997 ; Gonzalez del Carpio, 1998).

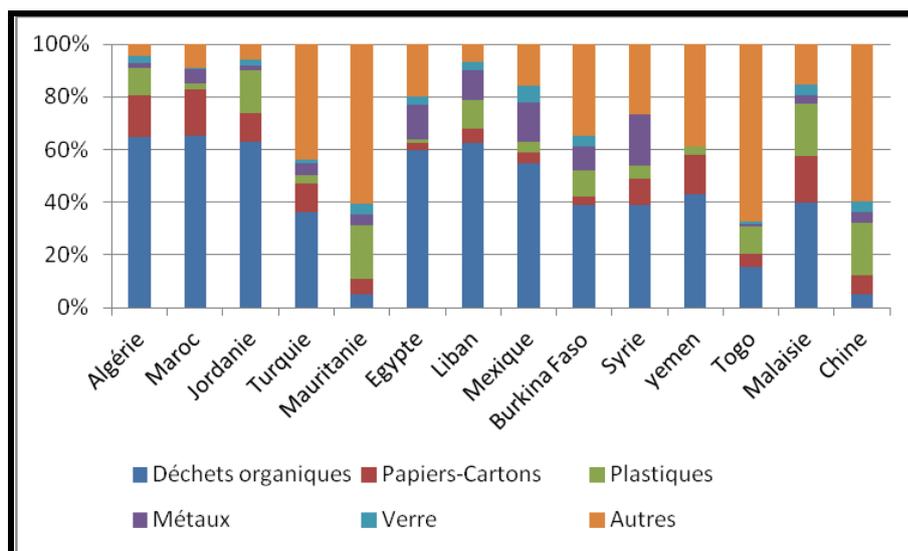


Figure 1 : Composition des DSU dans quelques P.E.D (en % massique)

Les déchets dans les P.E.D sont, généralement, caractérisés par la présence d'une fraction prépondérante de putrescibles constitués principalement de déchets de cuisines et de jardins. Cette fraction a été estimée, dans la plupart des P.E.D, à plus de 50% de l'ensemble des déchets générés et à plus de 60% si on excepte la Mauritanie. Ce constat est justifié par un mode de consommation basé sur les produits frais.

Certaines études ont montré la présence de déchets organiques issus des activités d'élevage d'animaux domestiques et de bétails (Gillet, 1985). Par ailleurs, Aloueimine (2005) a montré que ces activités peuvent influencer la composition des déchets par la diminution de la fraction putrescible utilisée en nourriture pour les animaux domestiques.

La présence des déchets issus de la consommation des produits conditionnés (plastiques, papiers, cartons, verres et métaux) est variable d'un pays à un autre et varie entre 7 et 42% (Figure 1). Celle des métaux est également variable et varie de 2 à 20% et ce, généralement, en fonction de la récupération de ce matériau par les réseaux informels en vue d'une valorisation.

La fraction des fines classée selon les études soit avec les putrescibles sous la classe des fermentescibles soit sous une classe nommée « autres » est une fraction dont la granulométrie ne dépasse pas les 20 mm. Cette fraction composée de matériaux inertes, surtout du sable issu du balayage des voiries (Roux et al., 1988; Roux, 1987) et, d'éléments

organiques de fine granulométrie des putrescibles. La proportion de cette fraction dans les déchets des P.E.D est élevée et peut dans certains cas dépasser 50%, à l'exemple de la ville de Ouagadougou (Burkina Faso) (Tezanou et al., 2001). En dehors de la composition des déchets, d'autres paramètres physico-chimiques sont à déterminer lors de la caractérisation des déchets ménagers. Les paramètres les plus communs dans les études de caractérisation sont la densité, le pouvoir calorifique inférieur PCi, l'humidité, la teneur en matière organique, la présence d'éléments carbonés et azotés et de métaux toxiques à l'état de traces (ETM : Eléments Trace Métalliques).

a) Densité ou masse volumique spécifique, ρ , T/m³

La densité renseigne sur le rapport entre la masse des déchets et le volume qu'ils occupent dont dépend le choix des conteneurs et des moyens de collecte. Ce paramètre, dans les P.E.D, varie de 0,35 à 0,5 T/m³ (Guermoud et al., 2009 ; Mezouari F. 2011 ; Aloueimine, 2005; Wicker, 2000). Généralement, la densité des DSU est d'autant plus élevée que leurs teneurs en fermentescibles et en eau le sont (Ben Ammar, 2006 ; Charnay, 2005). Les densités des déchets des PED sont beaucoup plus élevées que celles des déchets produits dans les PD (de l'ordre de 0,1) (Ben Ammar, 2006). Cette différence est attribuée à une plus grande part de fermentescibles, de cailloux et de graviers ainsi qu'une faible part des emballages.

b) Humidité, H%

L'humidité des déchets dépend des proportions des putrescibles en raison de l'importante quantité d'eau qu'ils contiennent. Le Tableau 3 présente les teneurs en eau des déchets produits au niveau de certains P.E.D.

Tableau 3 : Humidité (% /MB) des DSU des P.E.D

Pays	Référence	Humidité %, (/MB)
Algérie	METAP-PRGDS-Algérie, 2005	58-62
Burkina Faso	Folléa et al., 2001	40-60
Chine	Wei et al., 2000	60-80
Liban	El Fadel et al., 2002	60-75
Malaisie	Hassan et al., 2001	53-66
Maroc	Wicker, 2000	60-70
Mauritanie	Aloueimine et al., 2005	11
Syrie	METAP-PRGDS-Syrie, 2004	54
Tanzanie	Mbuligwe & Kassenga, 2004	31
Togo	Koledzi, 2011	14-33
Yemen	METAP-PRGDS, 2005	18

Les DSU des P.E.D sont caractérisés par des teneurs en eau élevées variant de 40 à 80% (Cointreau-Levine ; 1997). Toutefois, certains pays (Mauritanie) génèrent des déchets beaucoup moins humides (11%) en raison de la faible proportion de fermentescibles et de papiers (donnés aux animaux), du climat saharien et des conditions de caracérisation (Aloueimine, 2005). Des variations importantes des teneurs en humidité entre les saisons sèches et humides ont été rapportées par Koledzi (2011) montrant l'importance des variations saisonnières dans les PED.

c) Pouvoir Calorifique Inférieur, PCI (Kcal/Kg ou Kj/Kg)

Le pouvoir calorifique inférieur (PCI) des déchets définit la quantité de chaleur dégagée par la combustion de l'unité de poids de déchets. Il est nécessaire pour définir la faisabilité d'un traitement par l'incinération et il est en moyenne assez faible pour les déchets des P.E.D en raison de leurs faibles teneurs en matières combustibles et leurs taux d'humidité élevés. Il est inférieur ou égal à 1 000 Kcal/Kg pour les déchets générés en Inde, au Maroc, en Côte d'Ivoire et en Colombie (Dayal et al., 1993 et Wicker, 2000), mais peut dans certains pays (Ile Maurice, Mauritanie, Malaisie) dépasser 2 000 Kcal/Kg (Mohee, 2002 ; Aloueimine, 2005 a&b ; Kathirvale et al., 2003). En comparaison au PCI observé pour les déchets des PD, comme le PCI des déchets français ≈ 1814 mth/kg soit 7592 kJ/kg d'OM brutes à 35% d'humidité (ADEME, 2009), les valeurs de PCI observées dans les PED sont très faibles et les quelques usines d'incinération implantées dans les PED (en Chine et en Indonésie) témoignent des difficultés de fonctionnement avec ces déchets (temps de séjour élevé, auto-combustion non possible et oblige l'ajout d'un carburant).

d) Composition chimique globale

La connaissance de la composition chimique des déchets renseigne sur leur potentiel polluant d'origine organique (provenant des fermentescibles, papiers, cartons, plastiques, combustibles non classés et textiles), minérale ou métallique (provenant des verres, des combustibles non classés, des plastiques, des spéciaux et des textiles) (François, 2004 ; Tchobanoglous et al., 1993).

La composition chimique des déchets dans les P.E.D et un pays émergent, illustre le risque qu'ils représentent sur l'environnement et sur la santé publique dans le cas où leur élimination est inadaptée. La composition des DSU est indispensable à toute étude de faisabilité d'un procédé de valorisation agronomique, de stockage en présence d'eau ou de contact avec l'eau. Les tests de lixiviation développés dans (§Partie 1 II.4.4.2) permettent aussi de caractériser le potentiel de relargage de polluants à partir des déchets. Ces données, une fois acquises, permettent d'envisager les meilleures voies de valorisation ou d'élimination.

Le Tableau 4 présente les caractéristiques élémentaires des DSU de certains P.E.D.

Tableau 4 : Synthèse des caractéristiques élémentaires des déchets

Composants	Unités	Youcai et al. 2002	Aloueimine et al., 2005	Kathirvale et al., 2003
		Chine	Mauritanie	Malaisie
MO	%MS	Nc	52,2	31,36
Carbone	%MS	29 ± 5	Nc	46,11
Azote	%MS	Nc	Nc	1,26
C/N	g/kg MS	Nc	Nc	36,59
Chlore	mg/Kg MS	Nc	Nc	8,840
Soufre	%MS	Nc	Nc	0,23
Cadmium	g/kg MS	0,3 ± 0,01	0,014	0,001
Cobalt	g/kg MS	25 ± 3	Nc	Nc
Chrome	g/kg MS	0,18 ± 0,02	0,228	0,014
Mercure	g/kg MS	0,005 ± 0,001	Nc	0,003
Plomb	g/kg MS	Nc	0,183	0,026
Zinc	g/kg MS	1,3 ± 0,2	0,053	Nc
Cuivre	g/kg MS	Nc	0,054	Nc
Nickel	g/kg MS	Nc	0,064	Nc

I.2 Gestion des DSU dans les PED à travers l'exemple tunisien

I.2.1 Cadre général

La politique et la planification de la gestion des déchets en Tunisie fait partie des tâches du Ministère de l'Environnement et du Développement Durable. Sa mise en œuvre est assurée par l'Agence Nationale de Gestion des Déchets (ANGed) qui assure le contrôle et la supervision des décharges contrôlées dont elle confie la gestion et l'exploitation à des privés. Les communes assurent la collecte des déchets et leur acheminement jusqu'aux centres de collecte ou aux décharges municipales par leurs propres moyens ou par l'intermédiaire de sous-traitants.

La politique de gestion des déchets en Tunisie accorde une priorité à la réduction à la source, au recyclage, à la valorisation et à la limitation de l'enfouissement de déchets ultimes. C'est ainsi qu'une stratégie nationale en matière de gestion des déchets a été adoptée et qu'un Programme National de Gestion de Déchets Solides (PRONAGDES), lancé en 1995, a constitué le premier cadre stratégique de la gestion des déchets comportant les aspects techniques, législatifs et juridiques, financiers et institutionnels. Par ailleurs le Programme National de Gestion Intégrée et Durable des Déchets (PRONGIDD) : couvrant la période 2007 – 2016 inclut un système de suivi et de contrôle des réalisations par l'utilisation d'un ensemble d'indicateurs pertinents.

I.2.1.1 Caractéristiques des déchets

Les déchets ménagers et assimilés sont générés à un ratio de 0,8 Kg/hab/j en milieu urbain et de 0,15 Kg/hab/j en milieu rural (www.sweep-net.org, 2011). Ils sont caractérisés par une composition à prédominance organique (68%) avec une faible teneur en plastiques et en matériaux recyclables (Figure 2).

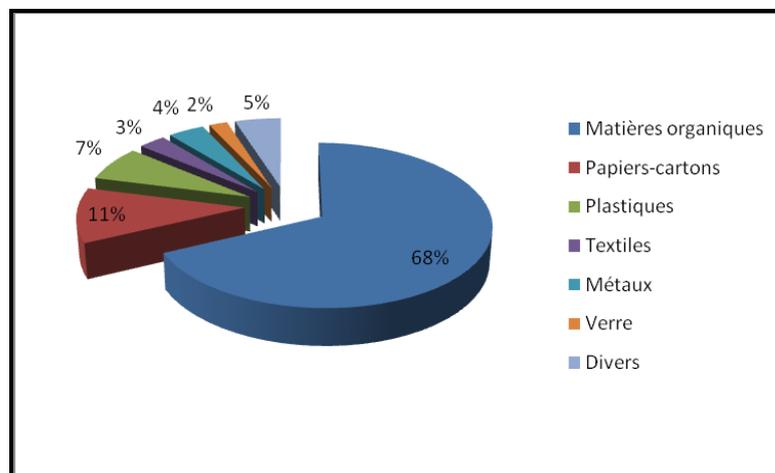


Figure 2 : composition moyenne des déchets tunisiens en 1997 (MEAT, 2001)

Cette composition prise pour référence officielle pour la Tunisie, a été définie pour toutes les villes Tunisiennes sans tenir compte des disparités d'une ville à une autre : variations saisonnières, urbaines et socio-économiques impliquant des modes de consommations différents. Les échecs et les difficultés rencontrés dans la gestion des déchets ménagers en Tunisie ont diverses origines, parmi lesquelles la méconnaissance des gisements de DSU qui ont conduit à élaborer des plans de gestion inadaptés au contexte local.

La croissance économique en Tunisie s'est accompagnée d'une évolution rapide des taux de production des déchets. Cette évolution de la production des déchets est supposée être accompagnée par un changement de la composition du gisement : des études ont pu montrer la dépendance de la production et de la composition des DSU avec le niveau socio-économique des populations (Gomez et al., 2009 ; Sujauddin et al., 2008 ; Yousuf & Rahman, 2007 ; Parizeau et al., 2006).

Ben Ammar (2006) a étudié le gisement de déchets produits dans le Grand Tunis tout en prenant en considérations les variations spatio-temporelles par la sectorisation de la ville. Cette sectorisation a pris en compte les caractéristiques des quartiers (commercial/résidentiel) ainsi que les niveaux de vie de la population (moyen/faible/élevé) tout en procédant à la réalisation de campagnes saisonnières. Cette étude a fait ressortir que :

- la composition moyenne des déchets ménagers et assimilés dans le Grand Tunis se caractérise par une fraction organique (putrescibles, papiers, cartons) importante, variant de 61 à 76% des déchets, soit une moyenne de 68% ;
- la composition des déchets par catégorie selon les saisons et les secteurs échantillonnés a montré d'importantes disparités sectorielles et saisonnières dans la distribution des catégories. Les putrescibles représentent des pourcentages élevés au printemps et dans

les secteurs à caractère résidentiel mais des pourcentages faibles en automne et dans les secteurs à caractère commercial ;

- l'humidité enregistrée des déchets est élevée (> 50%) avec des valeurs très importantes au printemps (atteignant les 58%) et des humidités plus faibles (34%) en automne.

Le Tableau 5 présente les principales caractéristiques physico-chimiques des déchets ménagers et assimilés générés en Tunisie.

Tableau 5 : paramètres physico-chimiques des DSU tunisiens

	Unités	Ordures Ménagères	Références
Humidité	% /MB	68	M.E.A.T, 2001
PCI	Kcal/kg	1000	Wicker, 2000
Densité	T/m ³	0,3	Hassen et al., 2001
C/N	-	24,4	Hassen et al., 2001
Cd	mg/kg MS	14	Hassen et al., 2001
Cr	mg/kg MS	228	
Cu	mg/kg MS	54	
Ni	mg/kg MS	64	
Pb	mg/kg MS	183	
Zn	mg/kg MS	53	

L'humidité des déchets produits est élevée en raison du taux élevé de déchets organiques composés majoritairement de déchets végétaux, restes de cuisines, contenant une quantité importante d'eau. Le taux d'humidité moyen des déchets ménagers déterminé lors de la campagne nationale de caractérisation en 1996 est plus élevé que le taux moyen déterminé par Ben Ammar (2006) pour le Grand Tunis (variant entre 34% et 58%) indiquant une évolution des caractéristiques des déchets ménagers tunisiens notamment leur composition et teneur en fermentescibles. Par ailleurs, il faut tenir compte, également, des conditions de caractérisation notamment le temps de séjour des poubelles avant la collecte et les délais entre l'échantillonnage et l'analyse des déchets.

La teneur des déchets en éléments traces métalliques montre d'importantes concentrations de chrome et de Plomb provenant principalement des verres, des métaux et des combustibles non classés pour le chrome et des métaux et des Déchets Ménagers Spéciaux (DMS) pour le plomb.

I.2.2 Élimination des DSU tunisiens

L'organisation de la gestion des déchets s'appuie sur le principe « pollueur-payeur » et « producteur-récupérateur ». L'élimination des déchets est confiée aux détenteurs qui sont les responsables des opérations de collecte, de transport et de traitement et/ou enfouissement.

Le principal mode d'élimination des déchets ménagers est représenté par l'enfouissement dans des décharges autorisées, contrôlées ou brutes, qui reçoivent 65% de

l'ensemble des déchets de type DSU. Suite à l'arrêté du ministre de l'environnement et de l'aménagement du territoire du 28/02/01, portant approbation des cahiers des charges fixant les conditions et les modalités d'exercice des activités de collecte, de transport, de stockage, de traitement, d'élimination, de recyclage et de valorisation des déchets non dangereux, les décharges sauvages ont été éradiquées et remplacées par des décharges contrôlées. Elles sont, actuellement, au nombre de 20 dont 10 opérationnelles, 6 en cours d'étude et 4 en cours de construction. Ce mode d'élimination des déchets, bien qu'il représente l'avantage d'être transposable aux conditions des pays en développement avec des risques maîtrisables, n'est pas une technologie sans risques sur la santé humaine et l'environnement s'il n'est pas convenablement géré : pollution des nappes phréatiques souterraines et des sols récepteurs, émissions atmosphériques (Gagné, 2004 ; Markarian & Ménard, 2003 ; Lagier, 2000), d'où les longues phases de post-exploitation dont l'objectif est de contrôler les émissions qui risquent de polluer l'environnement pendant des décennies.

Quelques expériences de valorisation ont été tentées en Tunisie, les plus importantes sont celles du recyclage et du compostage.

I.2.2.1 Enfouissement

En Tunisie la priorité pour la gestion des déchets ménagers et assimilés, est accordée à la réalisation d'infrastructures primaires de décharges contrôlées et de centres de transferts dans les grandes villes. La décharge contrôlée de Jebel Chakir est la première de son genre en Tunisie, et reçoit les déchets ménagers et assimilés du grand Tunis depuis le mois de mai 1999. Elle est située à 10 Km au S-W de Tunis et avec une capacité de 700 000 tonnes de déchets ménagers et assimilés par an, elle reçoit environ 2 000 tonnes de déchets par jour depuis sa mise en exploitation.

Bien que sa conception ait respecté les normes Européennes, des difficultés de fonctionnement liées à l'absence d'installation de dégazage, et au débordement du bassin de retenue des lixiviats du fait d'une mauvaise estimation de la production de lixiviat sont apparues (ANPE, 1999 b).

Les lixiviats sont générés à un débit élevé, de 90.000 m³/an, et ce à cause d'une humidité élevée (>50%) des déchets à enfouir, à prédominance fermentescibles. Le traitement des lixiviats est loin de résoudre le problème en raison d'un mauvais captage des lixiviats certainement dus à un mauvais dimensionnement du réseau de drainage. Les eaux (précipitations, eau des déchets) ne sont pas réparties uniformément dans le massif de déchets, ce qui entraîne la formation des poches de lixiviat et transforme le casier en véritable « piscine » (Aydi et al., 2009). Le colmatage des drains ou leur détérioration peut aussi en être la cause.

Actuellement, 10 décharges contrôlées sont en exploitation justifiant d'une capacité annuelle totale de 1.700.000 T/ an soit de l'ordre de 77% de la production totale actuelle. A chaque décharge est associé un ensemble de centres de transfert. Au total 44 centres de transfert existent à l'état actuel (Figure 3). La moyenne étant de 4,4 centres de transfert par décharge.

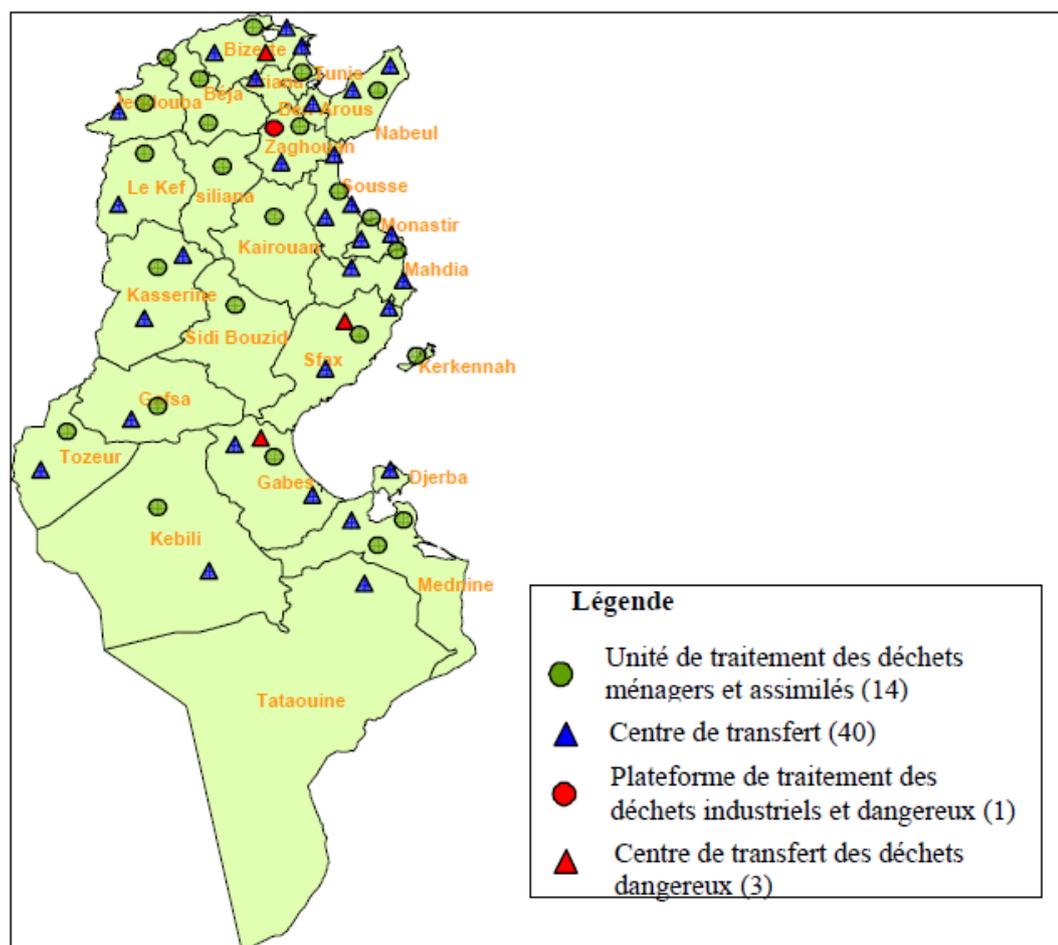


Figure 3 : Localisation des centres de transfert et de tri des différents types de déchets (ANPE, 1999)

I.2.2.2 Recyclage des constituants valorisables des DSU

Un système public de reprise et de valorisation des déchets d'emballage « Eco~Lef » a été mis en place en partenariat avec les collectivités locales afin de réduire les quantités d'emballages à collecter (essentiellement ceux en plastiques) tout en apportant des recettes par le biais du recyclage et donc des économies des coûts. Trois systèmes de collecte ont été successivement implantés et testés : porte à porte, apport volontaire et apport rémunéré.

Les systèmes porte à porte et apport volontaire, qui se sont révélés très coûteux et inefficaces, ont été abandonnés et remplacés par le système apport rémunéré depuis 2001.

Les emballages ciblés par le système Eco~Lef sont les emballages plastiques et métalliques (d'une contenance supérieure ou égale à 100 ml) suivants :

- les bouteilles de boissons gazeuses et d'eau, en PET,
- les bouteilles de lait, en PEHD,
- les films et sachets en plastique (en PE),
- les boîtes métalliques en aluminium,

Toutefois, il faut mentionner qu'en Tunisie, comme dans tous les P.E.D, les activités de recyclage exercées par le secteur privé informel ne sont pas négligeables ; elles représentent une ressource financière d'une partie de la population. Les chiffonniers exerçant ce type de recyclage s'intéressent principalement aux métaux, aux papiers-cartons ainsi qu'aux textiles non souillés. Par ailleurs, ils se concentrent surtout sur les refus des unités industrielles et n'exploite que rarement les gisements de déchets provenant des ménages.

Cette activité de recyclage est pratiquée depuis l'amont jusqu'à l'aval du circuit d'élimination des déchets. Les chiffonniers opèrent, principalement sur les sites de stockage, et accessoirement dans les rues avant la collecte (dans les quartiers « riches »).

I.2.2.3 Production d'amendement organique

Bien que le compostage apparaisse fortement développé pour les déchets verts et pour les résidus de l'industrie agroalimentaire, le compostage des déchets urbains a été abandonné en Tunisie après la défaillance de la station pilote de compostage des déchets ménagers de Béja (de capacité 1000t/an). Cette station a été créée en 1995 dans le cadre du projet de coopération avec l'Allemagne « Gestion des déchets solides dans les 11 villes de la vallée de la Medjerda » qui vise la sauvegarde des ressources en eau du bassin versant de la Medjerda. Ce projet a bénéficié d'une mission de conception et d'assistance technique fournie par la GTZ (la coopération allemande au développement, actuellement GIZ).

Le procédé de compostage, promu dans le cadre des projets de coopérations internationales après avoir bénéficié de plusieurs années de mise au point et avoir connu de nombreuses difficultés au niveau du procédé, de l'exploitation et de la commercialisation du compost (ANPE, 1998). Ces difficultés sont liées principalement au blocage de l'activité biologique durant la fermentation à cause d'un manque de l'aération, de la faible extraction de la matière organique au criblage, à la présence d'une importante fraction d'inertes, principalement du sable et des graviers, et à la contamination par les ETM (Ben Ammar, 2004).

Ces deux expériences de valorisation avaient pour objectif d'utiliser le gisement de déchets ménagers afin de réduire les quantités de déchets à enfouir et de la génération d'un produit à forte valeur ajoutée. Ces expériences de type pilote ont permis par la suite d'adapter ou non les alternatives de traitement à une échelle plus importante. Ainsi, l'alternative de compostage des déchets ménagers a été délaissée et ce procédé a été dédié principalement aux déchets verts et aux déchets agro-alimentaires assurant la production de 18.000 T/an de compost. Ce choix permet certes d'assurer une production de compost de bonne qualité (teneur en impuretés en métaux lourds) mais oblige à renvoyer un gisement important de matières organiques pouvant être récupérées à partir des déchets ménagers à la décharge.

I.3 Gestion des DSU dans les PD à travers l'exemple français

I.3.1 *Cadre réglementaire*

En France, la réglementation des déchets n'est apparue officiellement qu'à partir des années 1970 avec un premier texte réglementaire relatif à l'élimination des déchets et à la récupération des matériaux datant du 15 juillet 1975 (loi n°75-663) et définissant le déchet en tant que « tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout bien meublé abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon » (Article 1er). Cette date correspond, également, à la date de l'apparition de la directive européenne n°75/442/CEE.

La réglementation européenne est devenue le principal moteur de l'évolution de la législation et de la réglementation françaises. Les principales actions en faveur de l'amélioration de la gestion des déchets ont débuté le 13 juillet 1992, date de la loi n°92-663 qui avait accordé aux collectivités locales 10 ans pour :

- fermer les décharges sauvages,
- agir à la source et réduire la production des déchets,
- développer le tri et le compostage,
- mettre en place des plans départementaux d'élimination des déchets ménagers.

La date du 1^{er} juillet 2002 était la date limite allouée pour assurer la substitution des décharges par des Centres de Stockage de Déchets « Ultimes » en récupérant la part valorisable et en réduisant le caractère polluant. Par conséquent, une gestion multifilière des déchets, dans laquelle sont assurées les opérations de tri et de récupération en vue d'une valorisation ou d'un recyclage, s'impose.

La directive « Décharge » a encouragé les Etats membres à classer les déchets en vue d'une mise en place d'une procédure d'admission des déchets basée sur des critères plus ou moins définis par la Communauté Européenne. Elle prévoit dans le cadre de la réduction du caractère polluant des déchets municipaux, une diminution de 25% avant juillet 2006, 50% avant 2009 et 65% avant 2016 de la part des déchets biodégradables mis en décharge (Parodi, 2010).

Pour ce qui est de la classification des Centres de Stockage pour déchets non dangereux, trois sous catégories ont été fixées :

- CSD 1 : pour les déchets industriels dangereux.
- CSD 2 : pour les déchets ménagers et assimilés.
- CSD 3 : pour les déchets dits inertes.

I.3.2 Caractéristiques du gisement

La production des déchets municipaux dans les états membres de l'union européenne diffèrent significativement d'un pays à un autre en fonction du niveau des revenus, du style de vie des ménages et des types de consommation (Figure 4).

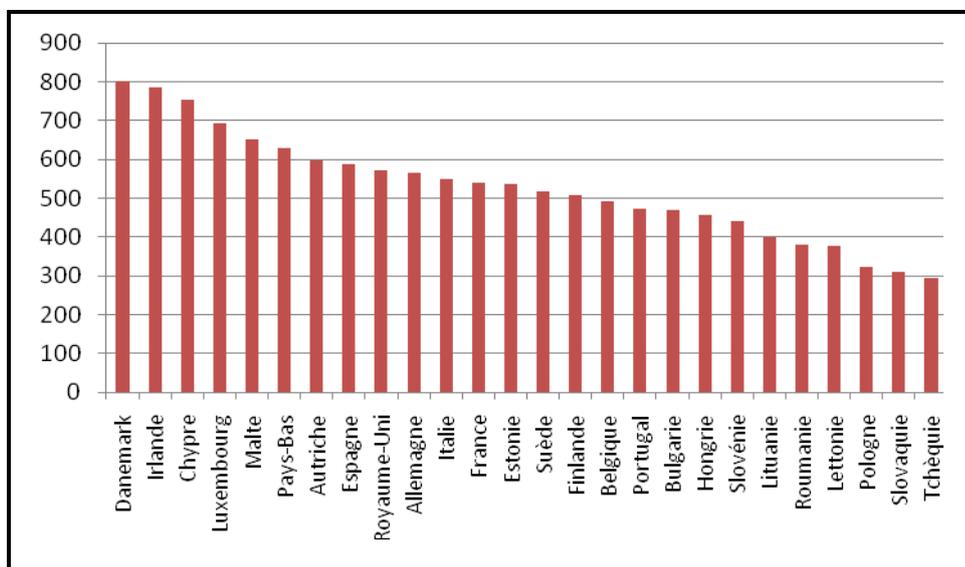


Figure 4 : Productions en Kg/hab/an des déchets ménagers dans les états membres de l'Union Européenne en 2007 (www.eurostat.com)

La production moyenne des déchets ménagers et assimilés en Europe est de 522 kg/hab pour l'année 2007. Les productions des pays de l'Europe occidentale se situent entre 472 et 801 kg/hab avec un maximum de production au Danemark et une moyenne de 603 kg/hab. Les pays de l'Europe centrale et orientale génèrent des déchets ménagers et assimilés à des taux qui varient entre 294 et 468 kg/hab avec une moyenne de production de 383 kg/hab et un minimum de production en République Tchèque.

La France se situe dans une position moyenne avec une production de déchets de 541 kg/hab en 2007 au lieu de 476 kg/hab en 1995. La production de déchets ménagers et assimilés en France représente près de 62% de production totale des déchets solides urbains en France (ADEME, 2009).

Le ralentissement de l'évolution démographique et les efforts consentis sur la réduction des déchets à la source se sont faits ressentir sur les quantités de déchets produites par habitant et sur la composition des ces déchets (Figure 5).

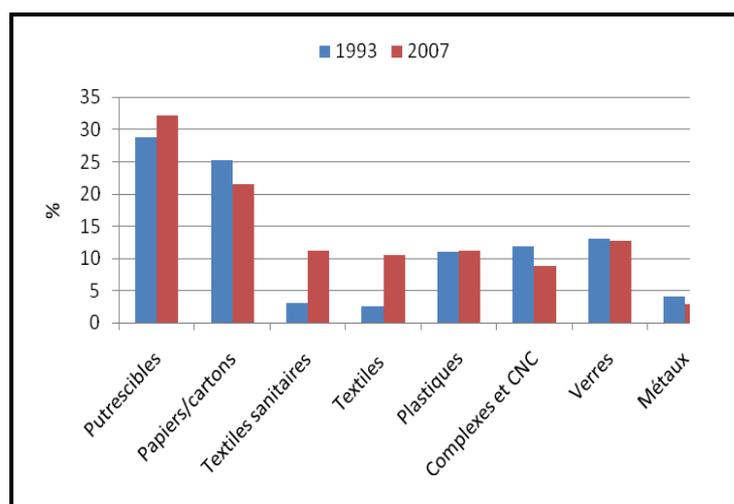


Figure 5 : Composition des déchets ménagers et assimilés en France (ADEME, 2009)

A l'exception des textiles sanitaires, en très forte augmentation, la composition des déchets ménagers français n'a pas fondamentalement changé entre les deux campagnes de caractérisation ayant lieu en 1993 et en 2007. Les emballages (carton, plastique et verre) ont légèrement diminué, passant de 39 % en 1993 à 32 % en 2007.

Quelques caractéristiques chimiques déterminées au cours de la campagne nationale de caractérisation en 2007 sont présentées dans le Tableau 6.

Tableau 6 : Composition chimique des déchets ménagers français (ADEME, 2009)

	Unité	2007	1993
Humidité	% MB	37	35
Matière Organique Totale	% MS	66	59
PCI (Humide)	J/g MS	9 284	7 592
Carbone Organique	% MS	35	33
Azote Kjeldhal	% MS	1,1	Nc

Les déchets ménagers français sont dominés par les putrescibles dont la part a, légèrement, augmenté depuis 1993 mais qui reste plus faible que ceux observés pour les PED. Le taux d'humidité des déchets est resté, relativement, constant ; il n'a augmenté que de 2%.

I.3.3 Élimination des déchets

Comme pour les P.E.D mais à un pourcentage moins élevé, le mode d'élimination de déchets le plus répandu en Europe est celui de l'enfouissement qui concerne près de 42% de l'ensemble des déchets produits (www.eurostat.com). Les options de traitement et de

valorisation appliqués sont représentées par le recyclage (22%), l'incinération (20%) et le compostage (17%).

En France, les acteurs en matière de gestion de déchets combinent différents modes de traitement selon le type de déchets à éliminer tout en prenant en compte le contexte local. Selon l'ADEME (Agence De Maitrise de l'Energie et de l'Environnement), les modes de traitement des déchets en France pour l'année 2007 (Figure 6).

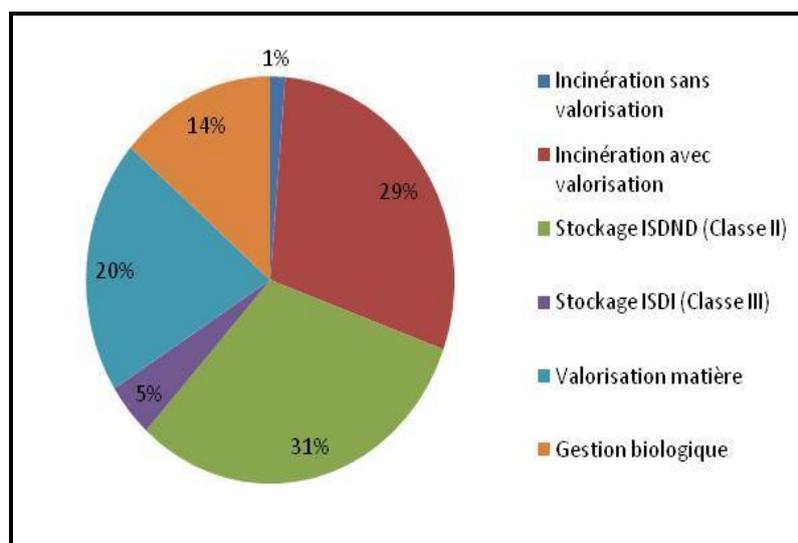


Figure 6 : Traitement des déchets ménagers et assimilés collectés en France en 2007 (ADEME, 2009)

Selon la nature des déchets admis, les centres de stockage des déchets sont répartis en trois classes : classe I pour les déchets dangereux et spéciaux, classe II pour les déchets ménagers et assimilés ISDND (Installations de stockage.....), classe III pour les déchets inertes. Malgré la volonté de minimiser le nombre d'installations de stockage et de diriger les déchets vers les options de valorisation matière ou énergétique, ces installations viennent en tête de liste des modes d'élimination des déchets en France et reçoivent, en 2007, près de 36% de l'ensemble de la production de déchets.

Les installations d'incinération avec récupération de l'énergie viennent en deuxième position avec un taux de 29%. Les procédés de valorisation matière (recyclage) et de gestion biologique (bioconversion : méthanisation et compostage) permettent le traitement de près de 14% des déchets.

Le recours au stockage, considéré comme le dernier maillon de la gestion des déchets, peut être justifié par les quantités importantes qui peuvent être absorbées par les installations de stockage indépendamment de la nature physico-chimique des déchets ainsi que par les coûts compétitifs que présente ce mode d'élimination comparés aux autres modes de traitement.

La mise en décharge devrait concerner la fraction des déchets qui ne peut pas être valorisée par réemploi ou recyclage dans des conditions techniques et économiques du moment.

Et pourtant en France, l'enfouissement des déchets dans les installations de stockage de déchets non dangereux (ISDND) représente la première destination des fractions résiduelles des ordures ménagères (OMR : OM hors emballages collectés) et des déchets banals des entreprises avec 304 installations et environ 23 millions de tonnes en 2006 (www.ademe.fr).

Toutefois, le texte de la loi du 13 juillet 1992 (n° 92-663) qui exigeait, entre autres, qu'au 1er juillet 2002, les décharges ne soient plus que des Centres de Stockage de Déchets « Ultimes » (CSDU), a révolutionné le concept des décharges en réduisant leur caractère polluant par la mise en place de critères et de procédures d'admission des déchets.

I.4 Conclusion

Les déchets ménagers représentent une matrice hétérogène et complexe. Leur production ainsi que leur composition est en perpétuelle évolution en fonction du contexte socio-économique et géographique. Les disparités des données relatives aux déchets reflètent les différences des conditions et des contextes influant leur production. Ce constat fondamental a été établi à l'issue de diverses études se rapportant à la caractérisation des déchets, en général et plus particulièrement, dans les P.E.D (Gomez et al., 2009 ; Sujauddin et al., 2008 ; Yousuf & Rahman, 2007 ; Parizeau et al., 2006 ; Kehila et al., 2010 ; Aloueimine, 2006 ; Ben Ammar, 2006).

Le transfert « clés en mains » des technologies utilisées dans les différentes filières de traitement de déchets dans les P.D et le « copier-coller » de nouveaux concepts représentent le chemin le plus court et le plus facile pour la mise en place de plans de gestion de déchets dans les PED. Toutefois, ce transfert se heurte, souvent, à d'énormes obstacles induisant un échec du programme de gestion des déchets instauré. En général, l'origine de ces obstacles peut se sont aussi à l'origine de ces difficultés. En effet aux problèmes techniques s'ajoutent les difficultés financières étant donné que le système de participation de la population à la taxe d'enlèvement des déchets urbains reste mal intégré dans les habitudes culturelles des populations dans les P.E.D. De nombreux projets, réalisés dans les P.E.D, ont été financés par les bailleurs de fonds internationaux (CET, plate-forme de tri-compostage, incinérateurs,...) et ont disposé d'importantes ressources leur permettant de transposer les technologies employée dans les P.D « clé en main » ont subit un échec. La mise en place de tels projets nécessite une parfaite connaissance des conditions locales influant la génération des déchets ainsi qu'une parfaite connaissance des caractéristiques de ces derniers. Leur caractérisation selon des méthodes rigoureuses constituera une étape primordiale pour toute étude préalable de projets se rapportant à la gestion de déchets.

Malgré les différences entre les systèmes de gestion de déchets entre les P.D et les P.E.D, le recours fréquent, mais à des degrés différents, à l'élimination des déchets par mise en décharge représente leur point commun. Bien que nécessitant des fonds importants, ce mode d'élimination reste ajustable à tout contexte.

Les états membres de l'union européenne ont mis en place une stratégie de gestion intégrée des déchets ménagers impliquant l'augmentation des filières de recyclage et de

valorisation pour les papiers/cartons, les plastiques, les métaux et les verres ainsi que le traitement de la fraction organique responsable des émissions de biogaz et de lixiviats dans les installations de stockage des déchets. Le passage en France, depuis l'arrêté du 19 janvier 2006, des installations de stockage de déchets ménagers et assimilés aux "Installation de Stockage de Déchets Non Dangereux ou déchets ultimes" (ISDND) a nécessité la mise en place des technologies permettant le détournement de la fraction organique polluée par les petits éléments de plastiques, métaux et verres de l'enfouissement. Pour ce faire, la France a eu recours à l'incinération avec valorisation énergétique pour répondre à la directive 1999/31/CE concernant la mise en décharge des déchets. Toutefois, des expériences de Prétraitement Mécanique et Biologique ont commencé à être appliquées. En effet, dans le contexte actuel de gestion intégrée des déchets, le prétraitement mécanique et biologique des déchets avant enfouissement s'avère être une alternative intéressante tant pour les P.D que pour les P.E.D.

Chapitre II Prétraitements mécaniques et biologiques (PTMB) des déchets

II.1 Introduction

Le prétraitement mécanique et biologique représente une option technologique en fort développement notamment dans certains pays de la communauté européenne comme l'Allemagne et l'Autriche où il est obligatoire depuis 1999 (Heerenklage & Stegmann, 1995). L'Espagne, l'Italie, l'Autriche et l'Allemagne font partie des pays les plus avancés sur ce type de prétraitement. D'après Heerman (2002), il y a plus de 70 sites qui utilisent la technique de prétraitement mécanique et biologique en Europe au vu de sa simplicité et de son faible coût. Les installations de PTMB avant stockage en France sont encore peu nombreuses avec un premier site français (site de Rédoundel, à Mende en Lozère) ouvert en juillet 2003 et seulement quatre unités ouverts jusqu'en 2006 :

- Lantic (Côte d'Armor) avec 20 000 T OMR /an ;
- Mende (Lozère) avec 20 000 T OMR /an et 3 000 T boues /an ;
- Carpentras (Vaucluse) avec 30 000 T OMR /an ;
- Sélestat (Bas Rhin) avec 35 000 T OMR /an ;

Le PTMB regroupe différents procédés de traitement des déchets ménagers. Il associe des opérations mécaniques comme le criblage ou le broyage à des traitements biologiques de type compostage ou méthanisation dans le but de stabiliser la matière organique (MO) contenue dans la fraction résiduelle fermentescible, tout en récupérant les matériaux recyclable et valoriser aussi le biogaz obtenu à partir des déchets destinés à l'enfouissement (Soyez & Plickert, 2002 ; Soyez et al., 2001). Les combinaisons entre les différentes opérations mécaniques et le traitement biologique sont définies en fonction des objectifs fixés (Müller et al., 2003). Un schéma simplifié des procédés de PTMB de déchets par voie aérobie ou anaérobie est présenté à la Figure 7.

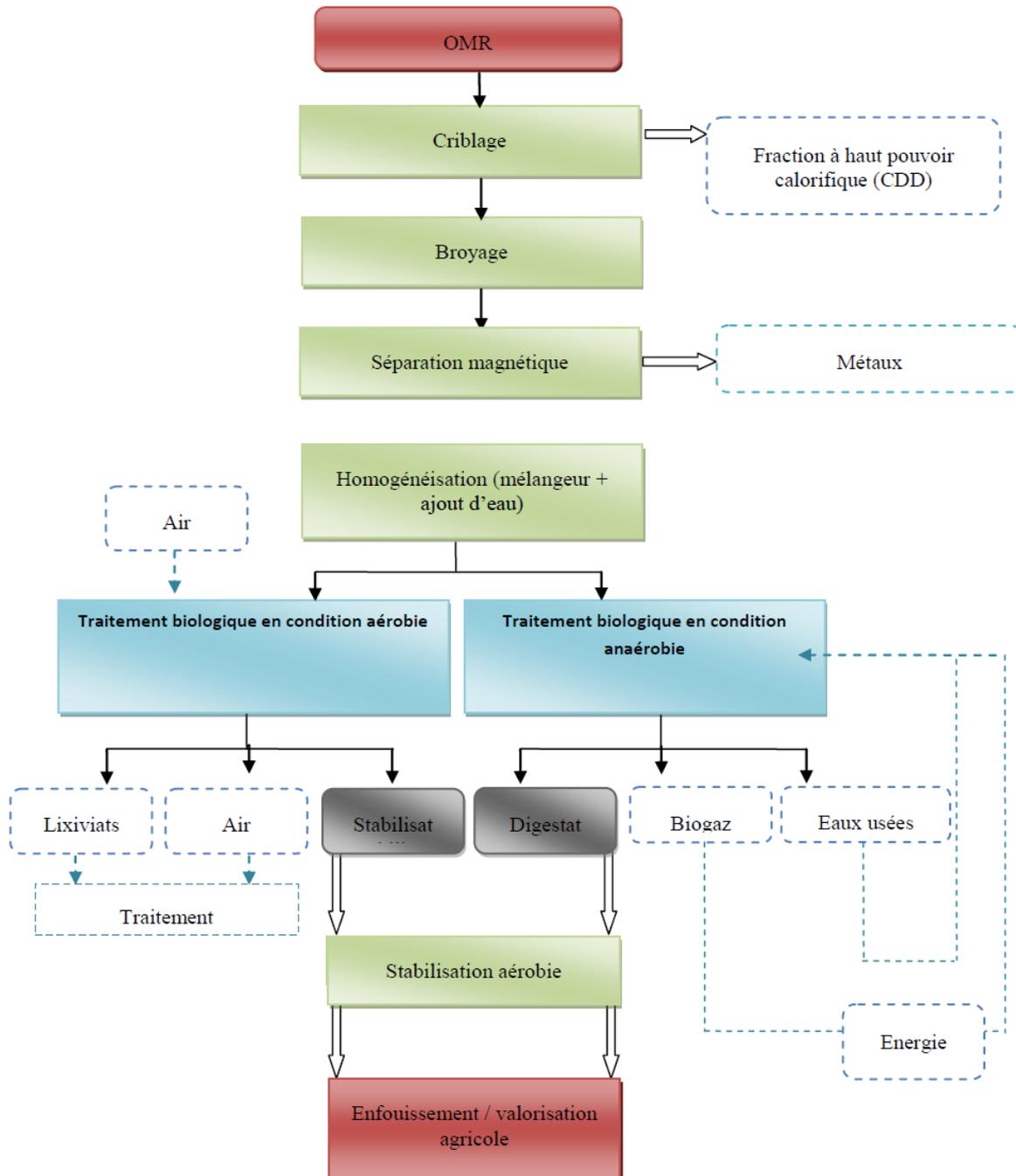


Figure 7 : Schéma simplifié d'un exemple des opérations de PTMB en condition aérobie et anaérobie

L'objectif principal du PTMB est de limiter l'impact sur l'environnement des opérations d'enfouissement et d'incinération par la stabilisation de la fraction organique et la réduction des volumes à éliminer. Par ailleurs, le PTMB permet l'homogénéisation du Combustible Dérivé de Déchets (CDD) en terme de taux d'humidité, de pouvoir calorifique et de tailles de particules (Damiecki, 2002) tout en augmentant les taux de valorisation à partir des déchets traités. Les déchets concernés par les prétraitements mécaniques et biologiques sont les ordures ménagères brutes ou résiduelles résultant de la collecte sélective. La technologie et les équipements du MBT doivent prendre en considération la nature des déchets à stabiliser (humidité, taux des recyclables, composition des recyclables, granulométrie,...).

En France, les collectivités qui ont retenu le PTMB avaient comme condition la flexibilité de ce type d'installation en cas de faibles tonnages, par rapport aux installations d'incinération impliquant un considérable gain économique tels que les incinérateurs (MEDD, 2005). Par ailleurs, le PTMB permettant la réduction des volumes de déchets à enfouir soit par la récupération d'un taux important de recyclables, soit par la perte de masse de la fraction organique de 20 à 80% (De Araujo Morais. et al., 2008 Fricke et al., 2005 ; Kuelhe-Weidemeier, 2005 ; Scheelhaase & Bidlingmaier, 1997), aboutit à une prolongation de la durée de vie des décharges et à la diminution de la phase de contrôle en post-exploitation impliquant des gains économiques supplémentaires. En effet, Komilis et al., (1999) ont rapporté que le prétraitement mécanique et biologique (PTMB) d'une partie des déchets accélère la dégradation des composés organiques facilement biodégradables par des processus aérobies impliquant une diminution voire une disparition de la phase d'acidogénèse.

Globalement, (Scheelhaase & Bidlingmaier, 1997 ; de Araujo Morais, 2006) résumant les principaux objectifs des PTMB à savoir :

- réduire le volume nécessaire en ISDND ainsi que les quantités de déchets résiduels ultimes ;
- hygiéniser les déchets grâce à la montée de la température au cours de la fermentation;
- diminuer la fraction organique des déchets résiduels destinés au stockage
- réduire les tassements des massifs de déchets dans les centres de stockage ;
- limiter les risques d'incendie au cours de la phase exploitation des ISDMA par la minimisation de la montée en température des déchets et celle de la production de biogaz pendant la phase de biodégradation anaérobie ;
- réduire la production de lixiviats fortement chargés en matière organique (Carbone Organique Dissous et Total (COD et COT), demande chimique en oxygène (DCO), demande biologique en oxygène (DBO₅)...) et, par conséquent, limiter les problèmes de colmatage des réseaux de collecte du biogaz et de lixiviats ;
- minimiser la production de biogaz (CH₄ et CO₂) résultant de la biodégradation anaérobie (méthanogénèse) de la matière organique biodégradable.

Par ailleurs, la technologie de TMB ne représente pas un débouché final des déchets à éliminer mais cette filière doit être complétée par l'enfouissement ou l'incinération pour les

fractions résiduelles ce qui peut représenter un surcoût à prendre en compte lors du choix de l'alternative de traitement.

II.2 Opérations du prétraitement mécanique (PTM)

Les opérations de traitement mécanique représentent les premières étapes de la chaîne de prétraitement mécanique et biologique des déchets. L'ensemble de ces opérations a pour objectif de récupérer les éléments non biodégradables (recyclables et indésirables) lors de la phase de traitement biologique tout en concentrant en homogénéisant la fraction biodégradable (Leikam & Stegmann, 1995, 1997). A condition qu'il soit intense, le PTM permet une réduction de volume de la quantité de déchets à enfouir tout en permettant une optimisation du procédé biologique de stabilisation (Münnich et al., 2006 ; Soyez & Plickert, 2003). En effet, certaines fractions vont pouvoir être recyclées (métaux, plastiques et verres) ou brûlées (fraction hautement calorifique).

Les équipements utilisés au cours de cette phase de traitement sont divers (trommel, tamis, aimant, séparateur à courant de Foucault, etc....). Ils sont choisis en fonction du niveau de technicité souhaité, des besoins locaux et des demandes réglementaires.

Globalement, les opérations mécaniques dans une unité de MBT sont les suivantes :

- **Stockage** : il est indispensable pour toute unité de prétraitement de disposer d'une plate-forme de stockage des déchets acceptés afin de réguler le flux de déchets à traiter.

- **Tri** : il représente un ensemble d'actions visant la séparation des éléments en fonction de leurs natures. Il est mis en œuvre manuellement et/ou d'une manière automatique. Les moyens les plus communs de mise en œuvre des opérations de tri automatique sont les séparateurs aérauliques qui séparent les déchets selon leur densité, leur forme ou leur portance à l'air tels que les papiers et les films légers. Parmi les équipements existants, on retrouve : le trommel aéraulique, le crible à étoiles, le séparateur balistique, le séparateur morphologique, la table inclinée et le séparateur à brosse. Les séparateurs magnétiques permettent un déferrailage nécessaire pour limiter l'usure prématurée et le blocage des pièces mécaniques sur les broyeurs en cas de déferrailage insuffisant ; le système le plus utilisé est l'overband qui consiste en un système magnétique fixe placé au-dessus d'un convoyeur et autour duquel tourne une bande d'évacuation entraînée par un moto-réducteur. D'autres systèmes de déferrailage, moins commodes, et/ou plus coûteux, existent à savoir : la poulie magnétique, le tambour magnétique, le séparateur à courants de Foucault (métaux non ferreux, aluminium), le détecteur à champs magnétiques...

- **Le criblage** : permet la séparation granulométrique des éléments de tailles différentes afin de faciliter les opérations de séparation magnétique. Cette étape permet aussi d'éviter la présence d'indésirables au traitement biologique dans les déchets à l'aval du prétraitement mécanique. Le criblage peut être réalisé au moyen des trommels. Le diamètre conseillé pour le prétraitement biologique est de 40 mm. Toutefois, des éléments de diamètres supérieurs sont utiles pour agir en tant qu'agent structurant facilitant l'aération des déchets (Bramryd & Binder, 2001). Parmi les différents équipements utilisés, on retrouve : le trommel ou crible cylindrique rotatif qui consiste à brasser et convoyer les déchets de l'extrémité haute vers

l'extrémité basse du trommel tout en évacuant les particules de dimensions inférieures à celles des perforations ; le crible plan qui consiste en une plaque perforée permettant un tri granulométrique en faisant passer les objets les plus fins à travers les trous et le crible à godet qui est un gros tambour aplati monté sur un socle contenant un tapis de godets métalliques tournant autour d'un axe et incliné dans le sens de la pente des déchets, les produits les plus fins tombant dans les godets sont entraînés en rotation alors que les plus gros traversent la table sans être entraînés par les godets.

- **Le broyage** : permet de réduire la taille des déchets et donc leur bio-disponibilité tout en assurant leur homogénéisation favorisant ainsi les transferts de chaleur, de masse et de liquide de façon à optimiser la stabilisation biologique par la suite. En effet, l'augmentation de la surface de contact permet une réduction de volume et par la suite de l'espace nécessaire au traitement (Sponza et Agdag, 2005 ; Juniper, 2005). Les équipements utilisés sont : les broyeurs à vis sans fin, à faible vitesse de rotation (jusqu'à 100 tr/min) présentant des frais de maintenance et d'entretien relativement faibles ; les broyeurs à cylindres qui ne sont disponibles que pour les débits importants (ex : 150 m³/h) et les broyeurs à marteaux, à plus forte vitesse de rotation engendrant des coûts énergétiques et des risques d'explosion et les cisailles rotatives qui sont, généralement, utilisées pour les déchets organiques en raison de leurs excellentes performances de broyage et de leur faible vitesse de rotation. La géométrie des outils de coupe rend les cisailles sensibles à la présence de gros éléments métalliques qui peuvent les endommager.

- **Le compactage** : dont l'objectif est de traiter les éléments récupérés après tri, il est appliqué au moyen des compacteurs hydrauliques afin de réduire le volume de certaines fractions comme celle fraction hautement calorifique (CDD).

Il n'y a pas de modèles universels définissant d'une manière précise les composantes des unités de prétraitement mécanique ni l'ordre d'enchaînement de ses opérations. La séparation des déchets peut se faire dans le but d'éliminer les encombrants nuisibles aux processus biologiques se déroulant en aval ou de protéger les machines utilisées pour le broyage. Ce dernier peut, ainsi, se situer en amont ou en aval de la chaîne de prétraitement mécanique. Toutefois, le broyage des déchets avant tri granulométrique et avant séparation des recyclables abimera les machines et dispersera la pollution métallique dans la fraction des déchets destinées à la stabilisation biologique.

A l'aval des opérations de prétraitements mécaniques, une humidification des déchets peut avoir lieu et ce afin d'augmenter leur teneur en eau, paramètre déterminant pour le bon déroulement de la dégradation biologique (Münnich et al., 2006), à des teneurs entre 30 et 60% (Gachet, 2005 ; Yuen et al., 1995 ; Gurijala & Sulfito, 1993 ; Noble et al., 1988 ; DeWalle et al., 1978).

II.3 Opérations du prétraitement biologique (PTB)

Les traitements biologiques permettent la transformation de la fraction résiduelle issue des opérations mécaniques en une fraction stabilisée biologiquement spécifique du procédé appliqué. Cette stabilisation de la fraction biodégradable des déchets peut être accompagnée

d'une génération de biogaz ou de compost dans le cas d'une dégradation biologique anaérobie de type méthanisation, ou d'une dégradation aérobie de type compostage. Par ailleurs, ces deux types de traitement biologique peuvent être utilisés seuls ou en combinaison. La stabilisation par dégradation aérobie des déchets est particulièrement adaptée pour les P.E.D (Vorster & Magongwa, 2005) vu son faible coût économique (Kuelhe-Weidemeier, 2005).

L'activité biologique ayant lieu lors de la dégradation des déchets se fait au moyen de populations microbiennes aérobie ou anaérobie dans le cas d'une dégradation aérobie type compostage et d'une digestion anaérobie type méthanisation, respectivement. L'ensemble des réactions ayant lieu lors des deux procédés visent la minéralisation de la charge organique contenue dans les déchets en la transformant en éléments simples tels que le dioxyde de carbone (CO_2), le méthane (CH_4) et l'eau (H_2O) et en composés difficilement biodégradables ou stabilisés qui ressemblent à de l'humus.

Les résidus des prétraitements biologiques sont généralement destinés à un enfouissement en ISDND ou à une utilisation en agriculture comme fertilisant.

Dans un objectif d'enfouissement, le traitement biologique des déchets permet de les qualifier de déchets stables dont les risques liées à leur stockage sont réduites et ce en leur procurant une stabilité chimique et biologique (Scheelhaase & Bidlingmaier, 1997).

II.3.1 Stabilisation biologique anaérobie

Le recours à la digestion anaérobie est justifié par la production de biogaz, valorisé sous forme d'énergie, à partir des réactions ayant lieu lors de la méthanisation des déchets (Kuelhe-Weidemeier, 2005), tout en stabilisant la fraction à enfouir (Müller & Fricke, 1999) ou à valoriser en agriculture après une étape de maturation aérobie complémentaire (Damien, 2003).

La transformation de la matière organique en biogaz (méthane, gaz carbonique et vapeur d'eau) est assurée par une population microbienne fonctionnant en conditions d'anaérobiose. La compréhension de la dégradation anaérobie s'effectue par le biais de celle de la méthanisation. Quatre phases biochimiques se succèdent au cours de cette dernière et ce par trois groupes bactériens (Moletta, 2002) à savoir : les bactéries anaérobies facultatives ou strictes (agissant en hydrolyse et en acidogénèse), les acétogènes et les archaeobactéries, anaérobies strictes pour l'acétogénèse et la méthanogénèse, respectivement.

- **Phase d'hydrolyse** : c'est une phase de préparation des déchets pour la phase d'acidogénèse. Le substrat composé de matière organique complexe sous une forme polymérisée est hydrolysée en composés solubles (monomères ou dimères) aptes à franchir les membranes cellulaires bactériennes (Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991) par l'intermédiaire d'enzymes extra-cellulaires. Les polysaccharides (cellulose, hémicellulose) ainsi que les protéines seront ainsi transformés en sucres simples (glucose, galactose) et en acides aminés, respectivement, alors que les lipides seront dissociés en acides gras à longues chaînes et glycérol principalement.

- **Phase d'acidogénèse** : cette phase permet de produire des acides gras volatils grâce à la même population bactérienne que celle qui a assuré la décomposition du substrat pendant la phase d'hydrolyse. Ces bactéries sont en grande partie anaérobies facultatives à développement peu contraignant étant donné qu'elles tolèrent de faibles pH (Gourdon, 2001).

- **Phase d'acétogénèse** : durant cette phase, les bactéries acétogènes (Productrices Obligées d'Hydrogène, APOH) transforment les produits de l'acidogénèse (exception faite des acides gras à nombre impair ($C \geq 5$) qui sont transformés en propionate) en acétates par oxydation anaérobie en acétate, CO_2 et H_2 (Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991 ; Batstone et al., 2002). Or, d'un point de vue thermodynamique, la dégradation des AGV est limitée en présence d'hydrogène. Ce dernier doit être rapidement consommé par les bactéries méthanogènes et sulfato-réductrices (Mata-Alvarez, 2003 ; Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991). A l'opposé des bactéries agissant en acidogénèse, les acétogènes sont anaérobies strictes et très sensibles aux variations de pH avec un développement lent.

- **Phase de méthanogénèse** : il s'agit de la phase de production de méthane par l'acétoclastie (équation 1) ou par la réduction du dioxyde de carbone par l'hydrogène (équation 2). 65 à 70% du méthane produit à partir d'un digesteur anaérobie est généré à partir de l'acétoclastie (Batstone et al., 2002 ; Pavlostathis & Giraldo-Gomez, 1991).



Ces réactions sont assurées par les archaebactéries qui correspondent à une classe de bactéries tout à fait à part dans le règne des protistes et qui ne sont capables d'utiliser qu'un nombre très réduit de composés carbonés (Chynoweth & Pullammanappallil, 1996). Ces bactéries à caractère anaérobie stricte, ont un développement lent et une forte sensibilité au pH (Gourdon, 2001) avec un optimum se situant entre 6 et 8 (Barlaz, 1996 ; El-Fadel et al., 1997).

Les digesteurs anaérobies de déchets doivent répondre à certains nombres de conditions pour assurer le bon déroulement de la dégradation.

Le fin broyage et l'agitation fréquente permettant d'éviter la flottation des débris ainsi que la décantation des éléments denses. La dégradation anaérobie peut être inhibée soit par les caractéristiques intrinsèques des substrats eux-mêmes (concentrations en éléments nutritifs trop élevées inhibant les enzymes) soit suite à la présence de produits de dégradation tels que les AGV, les AG à Longues Chaînes (AGLC), NH_3 , H_2S et H_2 (Garcia-Heras, 2003 ; Mata-Alvarez, 2003). D'autres auteurs ont complété cette liste par l'ajout d'autres inhibiteurs tels que les nitrates, les nitrites, des ETM ainsi que certains xénobiotiques (Barlaz, 1996). Par ailleurs, Batstone et al., (2002) ont classé les inhibiteurs de la méthanogénèse en fonction de la réversibilité de leur toxicité conséquente en composés causant une toxicité réversible appelée aussi « biostatique » tels que les ions H^+ , les AGV, NH_3 et H_2S et les composés causant une toxicité irréversible ou « biocide » tels que les ETM, les AGLC, les oxydes d'azote et les xénobiotiques (solvants, médicaments,...).

Le Tableau 7 résume les principaux facteurs d'influence d'un procédé de PTMB en condition anaérobie dont le contrôle et la maîtrise sont possibles au sein d'un réacteur anaérobie par le pH, l'humidité, la teneur et la composition de la matière organique, la température ainsi que le potentiel redox.

A l'issue des digesteurs et afin d'assurer une stabilisation de la matière organique par la transformation des molécules faiblement et lentement biodégradables en molécules plus stables (substances de type humiques) le digestat doit subir un traitement aérobie.

En se basant sur les réactions aboutissant à la production de biogaz ainsi que sur les conditions influant sur le fonctionnement des phases de méthanisation, plusieurs configurations de digesteur anaérobie ont été conçues selon le procédé : humide ou semi-sec, en conditions mésophiles ou thermophiles, chargé en continu, semi continu ou à charge unique.

Par ailleurs, certains digesteurs séparent les deux phases d'hydrolyse et d'acidogénèse agissant au moyen des bactéries anaérobie facultatives ou strictes des phases agissant au moyen des bactéries anaérobies strictes (acétogénèse et méthanogénèse). Cette configuration en série nécessite des coûts plus élevés ainsi un niveau de technicité élevé (Juniper, 2005).

Tableau 7: Principaux facteurs d'influence de la dégradation anaérobie des déchets

Facteurs	Rôles	Valeurs optimales	Valeurs limites	Références
Surface spécifique des particules	<ul style="list-style-type: none"> - détermine la surface de contact disponible entre les enzymes et les substrats - influe sur la vitesse de dégradation - augmente la quantité de biogaz produite à partir des matériaux à teneur élevée en cellulose et lignine 			Vavilin <i>et al.</i> , 1996 ; Palmowski & Muller, 2000
Humidité	<ul style="list-style-type: none"> - représente 80% de la masse cellulaire des micro-organismes - réactif de la dégradation de la MO - favorise les transferts de masse relatifs aux micro-organismes et à leurs substrats 	40%	15%	Aguilar, 2000 ; Tchobanoglous <i>et al.</i> , 1993 ; Pommier <i>et al.</i> , 2007 ; Barlaz <i>et al.</i> , 1990
Température	<ul style="list-style-type: none"> - augmente les vitesses réactionnelles 	4-15°C pour les psychrophiles ; 20-40° C pour les mésophiles ; 45-70°C pour les thermophiles	>60°C	Batstone <i>et al.</i> , 2002 ; Chynoweth & Pullammanappallil, 1996
pH	<ul style="list-style-type: none"> - modifie les conditions chimiques du milieu - favorise l'implantation d'une biomasse spécifique 	6-8 6,8- 7,5	<6	Yuen <i>et al.</i> , 1995 Chuhg <i>et al.</i> , 1998
Nutriments (C, N, P)	<ul style="list-style-type: none"> - Apport en éléments nutritifs 	C/N/P=100/4/1 DCO/N/P=400/5/1		Agdag & Sponza, 2007 Wens <i>et al.</i> , 2001
Potentiel d'oxydoréduction	<ul style="list-style-type: none"> - Modification des phases de dégradation du milieu - Indicateur de conditions favorables à des réactions de dégradation anaérobie 	> -100 mV ; > -200 mV -200 - -300 mV		Poland & Al-Yousfi, 1994 François, 2004
AGV	Inhibition de l'action des micro-organismes anaérobies	<3g.L ⁻¹	6g.L ⁻¹ >10 g.L ⁻¹	Ehrig, 1983 Aguilar <i>et al.</i> , 1995

II.3.2 *Stabilisation biologique aérobie*

II.3.2.1 Définition et objectifs

Les procédés de prétraitement mécanique et biologique par voie aérobie représentent les procédés les plus appliqués pour assurer une stabilisation des déchets organiques conforme aux normes en vigueur notamment en Allemagne, en Autriche et en Italie (Juniper, 2005). Etant donné son faible degré de technicité, ce procédé est le plus susceptible d'être transposable aux P.E.D ne disposant pas de moyens financiers et de capacité à installer et/ou à entretenir des installations à un niveau de technicité élevé et nécessitant des investissements importants. En effet, les procédés de traitement biologique par voie aérobie est similaire à ceux du compostage pratiqué dans de nombreux P.E.D depuis les années 80. En outre, les traitements biologiques des déchets ne visent pas une valorisation et une commercialisation du produit stabilisé, une des contraintes majeures ayant conduit les usines de tri-compostage dans les PED à stopper leurs activités.

La compréhension des procédés de traitement biologique par voie aérobie des déchets revient à se baser sur les processus d'humification naturelle des résidus organiques dans les sols.

Le compostage est défini comme étant :

- Un procédé biologique contrôlé de conversion et de valorisation des constituants organiques des déchets en un produit stabilisé, hygiénisé et riche en composés humiques (Mustin, 1987).
- Un traitement intensif des déchets organiques qui met en œuvre, en les optimisant, des processus biologiques aérobie de dégradation et de stabilisation des matières organiques complexes (Gobat et al, 1998).
- Une technique artificielle qui démarre et se poursuit sous conditions maîtrisées au lieu d'accepter le résultat d'une décomposition naturelle incontrôlée (Hoitink, 1995).
- Un processus de transformation biologique de matières organiques divers (Godden, 1996).

Le traitement biologique des déchets par voie aérobie est un processus oxydatif qui se déroule sur quatre phases : la phase mésophile, la phase thermophile, la phase de refroidissement et la phase de maturation. Au cours de ces phases les déchets organiques de départ sont colonisés puis transformés par une succession de différentes populations microbiennes. Chacune de ces populations modifie le milieu puis est remplacée par d'autres mieux adaptées à ces nouvelles conditions (Leclerc, 2001 ; Miller et al., 1996). Parallèlement aux changements de températures du milieu, des changements de pH ont lieu. Le milieu initialement légèrement acide voit son pH diminuer pendant une première phase d'acidification puis augmente pour se stabiliser autour de 8,5. Le pH des déchets urbains est, généralement, compris entre 5 et 9 (Morel et al., 1986). Au cours de la stabilisation, une phase d'acidification due à la production anaérobie d'acides organiques et à l'immobilisation de l'ammonium dans la biomasse microbienne durant la phase mésophile est observée par plusieurs auteurs (Francou, 2003). Le pH augmente progressivement durant la phase

thermophile suite à la dégradation des acides organiques une alcalinisation du compost, phénomène accentué par la minéralisation de l'azote.

- **Phase mésophile** : une forte activité microbienne, principalement des bactéries et des champignons, active la biodégradation de la matière organique (sucres libres, amidons et lipides) engendre une montée de la température, de 30°C en 24 heures selon Tchobanoglous et al., (1993), pouvant atteindre des valeurs de 60 voire 75°C.

- **Phase thermophile** : la dégradation de la MO est assurée par les micro-organismes thermorésistants (principalement des bactéries). Une perte importante sous forme de CO₂, de matière organique facilement disponible et un assèchement des déchets sont observés. L'évacuation de la chaleur, pendant cette étape, est indispensable afin d'éviter de dépasser la limite supérieure de température acceptable par les bactéries thermophiles (70°C) engendrant une diminution importante de l'activité biologique (Miller et al., 1996).

- **Phase de refroidissement** : l'activité microbienne mésophile se ralentit, au bout de 5 à 10 jours, à cause de l'épuisement de la matière organique facilement biodégradable (principalement les protéines) impliquant un refroidissement des déchets (Tuomela et al., 2000).

- **Phase de maturation** : dernière phase du traitement biologique, appelée phase de polymérisation (Tchobanoglous et al., 1993 ; Miller et al., 1996) pendant laquelle les micro-organismes (essentiellement les actinomycètes et les champignons) dégradent lentement les complexes ligno-cellulosiques qui ne sont minéralisés que partiellement. La matière organique réfractaire à la dégradation est réorganisée en molécules organiques plus complexes (substances de type humique) (Tuomela et al., 2000).

II.3.2.2 Paramètres influant la stabilisation biologique aérobie

Les conditions à remplir pour assurer un traitement biologique par voie aérobie efficace des déchets se résument en une teneur en eau et en oxygène optimales assurant une vitesse de dégradation rapide et une stabilisation suffisamment atteinte avant enfouissement (Bayard et al., 2001 ; Bayard et Gourdon, 2006).

Les paramètres de suivi des phénomènes de dégradation aérobie dépendent de la composition intrinsèque du substrat et des conditions de déroulement du compostage. Certains paramètres comme la température, ou l'humidité sont également liés au procédé. Par ailleurs, les teneurs en eau et en oxygène, déterminantes pour la dégradation aérobie des déchets, sont des paramètres difficilement dissociables qui s'équilibrent au cours du procédé. Les valeurs optimales données par les auteurs sont approximatives étant donnée l'hétérogénéité des déchets et la variabilité de la mise en œuvre des procédés de traitement.

Fricke et al. (2005) ont montré qu'il est possible d'atteindre la dégradation principale de la matière organique (80% de la dégradation totale) au bout de 4 à 6 semaines en appliquant un traitement mécanique approprié avec traitement biologique en aérobie assurant un intense processus d'aération et un contrôle optimal du taux d'humidité, de la température et de l'oxygène, paramètres les plus influents sur la dégradation des déchets. Ces paramètres sont

conditionnés par les caractéristiques physico-chimiques du substrat, principalement la granulométrie, le rapport C/N et le pH.

Le Tableau 8 présente les principaux paramètres influençant le traitement biologique en condition aérobie ainsi que leurs valeurs optimales.

Tableau 8 : Conditions optimales de fonctionnement d'un procédé de biodégradation en condition aérobie

Paramètres	Conditions optimales	Références
Granulométrie	-Une granulométrie trop fine induit la création des zones d'anaérobiose -Une granulométrie trop grossière induit dessèchement des déchets	Charnay, (2005)
Oxygène	- Teneur en O ₂ dans l'andain : concentration minimale de 18% en O ₂ est nécessaire pour limiter les zones anaérobies	Soyez & Plickert (2002) Mähl, (2005)
Température °C	-Optimale entre 45 et 55°C -Inhibition si < 20°C ou > 80°C	Venglovesky et al., (2005) Mähl, (2005)
Teneur en eau H%	-L'humidité optimale : 40 - 60% de la masse brute totale -Des teneurs en deçà de 20% ou supérieures à 70% annulent la vitesse de dégradation	Charnay (2005).
C/N	- Le ratio C/N doit être proche de 30 pour une biodégradation aérobie optimale	Liwerska-Bizukojc et Ledakowicz, (2001)
pH	- Généralement, compris entre 5 et 9	Damien (2004).

-Granulométrie : elle est généralement imposée par l'emploi de broyeur ou de cribleur. Elle permet d'accélérer ou d'inhiber la vitesse de dégradation en augmentant ou en diminuant la zone de contact entre le substrat et les micro-organismes (Delgenès *et al.*, 2003 ; Sanders *et al.*, 2000). Une granulométrie trop fine induit une porosité réduite diminuant l'accès et la circulation de l'air d'où la création des zones d'anaérobiose induisant un ralentissement de la vitesse de dégradation et un dégagement d'odeurs nauséabondes. Une granulométrie trop grossière, dans le cas contraire, induira un dépassement des teneurs en oxygènes optimales et les déchets seront asséchés alors que la montée en température sera difficile. Généralement, les traitements mécaniques et biologiques doivent être en accord : la granulométrie des déchets traités doit être adaptée au procédé d'aération choisi pour le traitement mécanique.

-Besoins en oxygène : Dans les andains le taux d'oxygène est fonction de l'aération, de la quantité d'eau et de la granulométrie des déchets. Elle est définie par le pourcentage d'oxygène dans l'air des vides entre les particules de déchets. Ce paramètre influence la vitesse de dégradation des déchets au cours d'un procédé de PTMB par voie aérobie en agissant sur la vitesse de transfert de l'oxygène des espaces lacunaires vers les micro-

organismes aérobies. En effet, l'oxygène est utilisé par ces derniers en tant que récepteur terminal d'électrons pour la respiration aérobie et pour l'oxydation des substances organiques (Waas, 1996). L'apport et le renouvellement de l'oxygène est assuré par les retournements et/ou les systèmes d'aération forcée ou pilotée par insufflation ou aspiration d'air. Soyez & Plickert, (2002) ont indiqué un taux optimal d'aération de l'ordre de 2000 m³/T pour atteindre un taux de conversion de la matière organique de l'ordre de 60%. Le besoin en oxygène diminue en fonction de l'avancement de la dégradation du substrat (Mustin, 1987, Haug, 1993).

-Température. Dans les procédés biologiques par voie aérobie, la température est régie par l'activité biologique induisant une oxydation de la MO des déchets. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées durant les premiers jours du traitement aérobie permettant ainsi une hygiénisation du substrat à condition de ne pas dépasser 80°C au risque de détruire la flore microbienne utile (Liang et al., 2003). Des températures plus basses, supérieures à 35°C, au cours du procédé favorisent la biodégradation en améliorant la diversité des micro-organismes (Venglovsky et al., 2005). Un dysfonctionnement ou un arrêt de la vitesse de l'activité biologique est traduit par des mesures de températures non régulières (chute brusque ou montée importante > 70°C).

-Humidité du substrat. Un traitement en aérobie conditionne les échanges en oxygène et donc l'activité microbienne (Jeris & Regan, 1973a). Liang et al. (2003) rapportent que l'humidité représente le paramètre le plus influant sur la dégradation des bio-déchets en influençant le procédé de dégradation de la matière organique. En effet, elle traduit l'équilibre dynamique existant entre l'eau liée et sa vapeur et sa teneur optimale dépend de la densité du milieu en relation avec les caractéristiques physiques du substrat. L'humidité optimale pour le compostage est généralement située entre 40 et 60% de la masse brute totale. Tout au long du processus de traitement, elle est sujette à des variations importantes liées d'une part, à la libération d'eau suite à la dégradation des molécules organiques, et d'autre part à l'évaporation induite par l'énergie calorifique libérée par la fermentation (Adani et al., 2002). Des pertes de l'ordre de 50% du taux d'humidité sont fréquemment mesurées. Cette perte en eau excessive, doit être compensée par un arrosage selon une fréquence adaptée au procédé. En général, une teneur d'environ 50% doit être maintenue durant le traitement pour avoir une activité biologique correcte (Tiquia et al., 1998; Haug, 1993; Mustin, 1987). Des teneurs en eau en deçà de 20% ou supérieures à 70% annulent la vitesse de dégradation (Charnay, 2005).

-Rapport C/N : Exprimant la proportion entre le carbone et l'azote bio-disponible, ce rapport conditionne la balance nutritionnelle des agents biologiques de la dégradation. Ce rapport se situe entre 25 et 45 pour les déchets ménagers (Sadaka et al-Taweel, 2003 ; Eggen & Verthe, 2001) et il varie entre 8 et 15 en fin de traitement (De Joacio Morais, 2006). L'optimisation de ce rapport au départ du procédé (par l'ajout d'éléments déficitaires) est importante pour aboutir à une dégradation homogène tout au long du processus.

-pH : il dépend des caractéristiques intrinsèques des substrats. Déterminé sur une suspension de déchets solides, il est, généralement, compris entre 5 et 9. Le pH optimal pour la dégradation aérobie des déchets correspond à celui qui permet la meilleure croissance microbienne et se situe vers la neutralité (Damien, 2004). Les variations de pH au cours du

processus de dégradation aérobie suivent les phases de dégradation et influent sur l'évolution des populations des micro-organismes. Le pH initial des substrats diminue au début du procédé de traitement suite à la production d'acides organiques et de dioxyde de carbone par la décomposition du carbone ; cette diminution est compensée par la suite par une phase d'alcalinisation suite à l'hydrolyse bactérienne de l'azote avec production d'ammoniac associée à la dégradation de protéines et à la décomposition d'acides organiques (Haug, 1993; Mustin, 1987).

Les valeurs optimales avancées pour les différents paramètres agissant sur la dégradation des déchets sont approximatives, étant donné qu'elles sont issues d'études réalisées sur des procédés différents de point de vue caractéristiques du substrat et fonctionnement (retournement, aération, broyage).

II.3.2.3 Procédés de PTMB en condition aérobie

Les procédés de traitement biologique les plus simples consistent en la mise en place d'andains statiques de déchets sur plateforme à ciel ouvert. Afin de maintenir la température et l'humidité des tas et éviter la présence d'animaux, la couverture des andains par un textile semi perméable permettant la respiration du tas est possible et évitant les entrées d'eau de pluie. Ces mêmes types de procédé peuvent être mis en place sous un toit offrant plus de protection des tas contre les actions climatiques (fortes pluies, températures élevées) et la propagation des animaux ainsi que plus de protection contre les éventuelles nuisances olfactives. En effet, l'air capté dans le cas de ce type d'installation est traité avant d'être rejeté dans l'atmosphère afin d'éliminer les composés organiques volatiles et les composés malodorants. Généralement, les procédés de traitement de l'air comprennent de plus des biofiltres, un lavage acide pour l'élimination de l'ammoniac.

Ces modèles de procédé de prétraitement biologique en condition aérobie sont particulièrement adaptés pour les P.E.D (Vorster & Magongwa, 2005) étant donné qu'ils peuvent directement être appliqués sur le site des décharges contrôlées et qu'à de faibles coûts la quantité de déchets à enfouir sera diminuée (Kuelhe-Weidemeier, 2005). Toutefois, ce type de procédés exige un temps de séjour des déchets assez long, entre 16 et 20 semaines, et un espace important (Kuelhe-Weidemeier, 2005). Afin de remédier à ces contraintes, des mesures complémentaires peuvent être prises, notamment en augmentant le niveau de technicité employée et le temps de dégradation peut être réduit à environ 4 à 6 semaines de traitement avec un niveau de technicité supérieur (Münnich et al., 2006).

Les procédés mis en œuvre dans les P.D visent une diminution rapide du volume des déchets à enfouir et une stabilisation effective des déchets telle que les normes en vigueur (surtout celles en Allemagne et en Autriche) le préconisent. Dans ces cas là, l'aération des déchets lors de la dégradation sera beaucoup plus intensive avec des tas espacés en tunnel ou dans des halls, des retournements fréquents, un système d'aération forcée efficace par insufflation ou par aspiration ainsi qu'un système de récupération des gaz de fermentation pour les désodoriser.

La maturation est pratiquée sur des plateformes à ciel ouvert (avec ou sans protection des andains par des textiles) ou sous toit. Au cours de cette étape, la vitesse de dégradation est ralentie et la fréquence des retournements est réduite.

En résumé trois types de procédés peuvent être décrits (De Aurajo Morais, 2006) :

- **Procédés statiques** : ils consistent en la mise en tas ou en andains des déchets à traiter avec un apport d'air statique (sans retournements, ni aspiration ou insufflation d'air) moyennant des méthodes rudimentaires telles que la ventilation en dôme ou le système cheminée L'apport d'air est assuré par le drainage de l'air chaud dans des tuyaux perforés et son remplacement par de l'air frais pour équilibrer la pression. L'aération forcée utilisée en tunnels ou en box isolés, est souvent assurée par insufflation ou aspiration d'air.

- **Procédés semi dynamiques** : l'aération des déchets mis en tas, en andains, dans des box ou tunnels se fait par aspiration forcée couplée à des retournements ou des brassages de matière. Le déplacement des déchets est effectué en continu par des installations mécaniques induisant des surcoûts importants pour l'installation et pour l'entretien du matériel.

- **Procédés dynamiques** : comme son nom l'indique, ce type de procédé consiste en une mise en mouvement permanent des déchets à traiter moyennant le système de tube rotatif ventilé connu sous le nom de Bioréacteur Rotatif Séquentiel (BRS[®]) ou bien tube DANO[®]. Le BRS consiste en un tube rigoureusement horizontal dans lequel se réalise la fermentation. Le système est constitué d'un cylindre en tôle d'acier tournant sur lui-même et dont les fers profilés sur la paroi interne permettent la circulation verticale des déchets qui favorise leur aération et leur homogénéisation. Le temps de séjour des déchets dans le cylindre est conditionnée par sa longueur ; elle est de 3 jours pour une longueur de 24 m (Charney, 2005). Toutefois, l'utilisation de ce type de procédé dans le cadre des plans de compostage ne permet pas d'avoir une qualité de compost qui répond aux normes en vigueur à cause de la forte présence de fermentescibles non dégradées et d'impuretés (plastiques et de verres). Le procédé DANO[®] est plus utilisé, notamment, dans les PED (Fardeau, 2000 ; Wei et al., 2000 ; Erdin, 1999). L'avantage majeur de ce type d'installation est un temps de séjour réduit trop court. Son inconvénient est une biodégradation insuffisante pour la MO facilement biodégradable menant à combiner ce type d'installation avec une installation de stabilisation et une plate-forme de maturation

II.3.3 *Combinaison anaérobie/aérobie*

Les procédés aérobies ont toujours été critiqués à cause de la grande quantité d'énergie nécessaire au procédé notamment pour l'aération, non récupérable au cours du procédé de traitement, (Fricke et al., 2005). D'autre part, les traitements anaérobies, bien que leurs coûts d'investissement, de fonctionnement de maintenance soient considérés comme trop importants, présentent l'avantage de la production d'énergie au cours du traitement anaérobie. L'énergie récupérée est, théoriquement, suffisante pour assurer le fonctionnement de l'usine de traitement ; un surplus de chaleur et d'énergie est aussi prévu. D'un point de vue des émissions, les procédés de traitement aérobie ont l'avantage de générer de faibles quantités de lixiviat émises par rapport aux procédés anaérobies qui peuvent générer des quantités d'eaux

usées supérieures à 170 L /T de déchets (Fricke et al., 2005). Toutefois, les procédés aérobies présentent l'inconvénient des émissions gazeuses causant des nuisances olfactives et d'où l'obligation de les traiter ainsi que celui de l'espace nécessaire à de telles installations.

Afin de bénéficier des deux types d'installation d'une façon optimale, des installations de traitement couplant les deux procédés ont été mises en place (Kahle et al., 2005 ; Schalk, 2005). Ce type d'installation bénéficie de l'avantage de la production du biogaz et donc sa valorisation en biogaz, d'un espace réduit et confiné limitant les nuisances olfactives tout en un espace réduit (contrairement au traitement aérobie) et confiné (qui limite les nuisances olfactives) avant de passer à l'étape de stabilisation et de maturation du digestat produit (Kuelhe-Weidemeier, 2005). Par ailleurs, Münnich et al., (2006) rapportent que la digestion anaérobie seule est inadéquate et ne permet pas d'atteindre des résultats satisfaisants. Des auteurs ont montré l'intérêt d'appliquer successivement les deux méthodes sur le taux de dégradation des substances organiques (Kahle et al., 2005 ; Schalk, 2005). Le bioréacteur anaérobie peut être ainsi conçu comme la première étape de traitement des déchets alors que le traitement aérobie comme une étape de finalisation du produit. Ce type d'installation bénéficiera d'un espace moins important, d'un temps de séjour court, d'une autosuffisance en énergie et d'une minimisation des nuisances olfactives.

II.4 Effets du PTMB sur la stabilisation des déchets destinés à l'enfouissement

II.4.1 Evolution des déchets enfouis en CSD

II.4.1.1 Généralités sur l'enfouissement des déchets

L'enfouissement des déchets a été réalisé pendant longtemps de façon primaire, sans aucune contrainte ou contrôle des déchets entrants, des émissions de biogaz et de lixiviat, et des impacts globaux (liquides, gazeux et olfactifs) sur l'ensemble des compartiments environnementaux. Depuis ces structures ont été améliorées de façon à minimiser et à contrôler les pollutions générées par la dégradation des déchets enfouis. Pour ce faire, ces installations sont devenues des structures à accès contrôlé dont la conception, l'exploitation et la réhabilitation sont sujettes à des études techniques préalables.

L'exploitation des décharges se fait, le plus souvent, en casiers étanches aux infiltrations et indépendant hydrauliquement, eux même divisés en « Alvôles » présentant des dimensions très variables selon les sites. Les déchets sont mis en place par étalement de couches successives et sont compactés à l'aide d'engins spécialisés. Ils sont périodiquement, au fur et à mesure de l'exploitation de l'Alvôle, recouverts par une couche de matériaux inertes empêchant l'envolement et bloquant les nuisances olfactives. La fin de l'exploitation du casier est marquée par la pose d'une couverture constituée d'une couche d'argile ou de géo-membrane.

Les émissions liquides et gazeuses sont évacuées du massif de déchets par drainage et, soit pompées vers une station d'épuration, soit évacuées vers un système de traitement ou de valorisation énergétique. Il faut noter que la valorisation énergétique du biogaz est de plus en plus répandue.

L'entretien des installations d'évacuation et de traitement des émissions liquides et gazeuses fait partie du programme de suivi post-exploitation des CSDU (ADEME, 1997).

II.4.1.2 Dégradation des déchets en conditions d'enfouissement

a Dégradation des déchets sans prétraitement préalable du déchet

Les déchets enfouis subissent une série de transformation en liaison avec les conditions d'enfouissement et leurs caractéristiques intrinsèques. Ces transformations concernent les aspects physique, chimique et biologique. François et al., (2008) ont montré que dans les déchets ménagers et assimilés, on peut distinguer quatre grandes catégories en fonction de leurs potentiels de biodégradation :

- les composés rapidement dégradables (putrescibles, déchets verts),
- les composés moyennement dégradables (papiers-cartons et CNC),
- les composés lentement dégradables (textile, cuir, caoutchouc),
- les composés réfractaires (plastiques, métaux, verre, INC).

Tous ces composés évoluent dans le massif de déchets enfouis dans le sens d'une diminution de leur granulométrie mais à des vitesses de dégradation différentes (François et al., 2008). Des études de caractérisation des déchets enfouis à des périodes différentes ont été réalisées dans l'objectif d'identifier les phases de dégradation et leurs impacts sur les déchets (Gachet, 2005 ; François, 2004 ; Delineau et Budka, 2000 ; Aguilar et al., 1999). La connaissance des mécanismes chimiques et biologiques de dégradation des déchets en conditions d'enfouissement permet l'élaboration des méthodes d'accélération et d'optimisation de ces transformations.

Les phases de dégradation de déchets bruts, n'ayant pas subi de prétraitement préalable, sont fortement dépendantes des populations de micro-organismes en activité. Globalement, cette dégradation est effectuée en cinq phases : une phase de dégradation ou d'hydrolyse en aérobie, une phase d'acidogenèse, une phase d'acétogenèse, une phase méthanogène et une phase de maturation.

La dégradation aérobie intervient du moment de la mise en décharge des déchets jusqu'à épuisement de l'oxygène dans le massif. Les processus de dégradation de la matière organique rapidement dégradable, durant la phase aérobie sont régis, par les micro-organismes aérobies stricts ou facultatifs. Ces derniers consomment l'oxygène présent et génèrent du CO₂ et des métabolites organiques hydrosolubles à partir des réactions d'oxydation. Cette phase est relativement courte et ne peut pas dépasser un mois (Thonart et al., 1997 ; Mc Bean et al., 1995), mais elle constitue une étape importante conditionnant la dégradation et qui permet la montée de température jusqu'à 70°C et la dégradation de 5 à 15 % de la MO biodégradable contenue dans les déchets (Delineau & Budka, 2000 ; Aguilar et al., 1999).

Les bactéries anaérobies facultatives pendant la deuxième phase de transition caractérisée par un taux d'oxygène de plus en plus faible installant des conditions de plus en

plus réductrices. Durant cette phase, les microorganismes continuent à produire du dioxyde de carbone, du dihydrogène et des acides gras volatils (AGV). L'accumulation de ces derniers, dont la dégradation n'est plus possible par le métabolisme aérobie et celui anaérobie, faute d'une présence résiduelle d'oxygène, induit une acidification progressive des lixiviats. Cette acidification est à son optimum, de part la forte production d'AGV et de CO₂, pendant la troisième phase (phase acide) avec des lixiviats très acides et chargés en métaux (Barlaz, 1996 ; Palmisano & Barlaz, 1996 ; Tchobanoglous et al., 1993).

Pendant la quatrième phase, les bactéries anaérobies strictes sont à leur activité optimale et commencent à dégrader les substrats acides et le CO₂, et à libérer l'azote ammoniacal. Cette phase se caractérise par une forte production de méthane et par une forte augmentation du pH variant de 6,8 à 8,5 (Palmisano & Barlaz 1996 ; Tchobanoglous et al. 1993). Mac Bean et al. (1995) estiment que la cette phase de méthanogénèse a lieu au bout de six mois d'enfouissement, alors que selon Irene & Lo (1999), cette phase ne se met en place qu'à partir d'une année et au bout de 10 ans selon l'ADEME (1999b).

La cinquième phase est une phase de maturation qui survient après de nombreuses années, et dure plusieurs dizaines d'années après l'enfouissement des déchets (François, 2004 ; Dossier TSM, 2000). La matière organique réfractaire est métabolisée en molécules complexes de type acides humiques et acides fulviques (Parodi, 2010 ; Berthe, 2006 ; Delineau et Budka, 2000). Cette phase se caractérise, également, par une chute de la production de méthane. A mesure de l'établissement d'une méthanogénèse stable, la charge organique des lixiviats diminue (Ham et Bookter, 1982). Le lixiviat produit est caractérisé par un pH basique, une très faible concentration en AGV, en métaux et en particules solides en suspension. Les vieux déchets enfouis étudiés par François (2004) présentent les caractéristiques physico-chimiques suivantes : une teneur en solides volatiles de 18 à 19 %, une teneur en Carbone Organique ne dépassant pas 6%, une proportion de papier/cartons inférieure à 1% et un pourcentage de composés dégradés entre 75 et 76%.

L'ensemble de ces processus de dégradation permettent la dégradation de près de 60% de la composition initiale du déchet (François et al., 2008) et les déchets stabilisés ont une teneur totale en MO entre 10 et 19 % (Kelly, 2002), au lieu de 60%, teneur en MO totale d'un déchets frais (ADEME, 2009).

b Dégradation des déchets enfouis après PTMB

Parodi (2010) a comparé l'état de dégradation des déchets enfouis après avoir subi différents niveaux de prétraitement mécano-biologique aérobie à celui des déchets enfouis sans prétraitement préalable. Les durées d'enfouissement ont varié de 15 mois à cinq ans et demi. Les déchets enfouis après PTMB montrent, ainsi, des caractéristiques « d'humification » avancées par rapport aux déchets bruts enfouis (SUVA > 50 L/cm/g-C et AH* > 35%). Aussi, le suivi de biogaz a mis en évidence la génération de faibles quantités comparé à une décharge conventionnelle. You et al., (2011) ont montré, également, une diminution de la phase de latence pour la génération de biogaz de 90% pour les déchets prétraités en comparaison aux déchets bruts.

Les phases de dégradation durant l'enfouissement des déchets traités se limitent à une phase de méthanogenèse et une phase de maturation au cours desquelles, les déchets ayant subi une dégradation aérobie avant enfouissement continuent leur « humification ». Les phases de dégradation aérobie et la phase acide sont inexistantes ou de très courte durée selon le niveau du PTMB appliqué.

Augenstein & Pacey (1991) estiment que la dégradation complète des déchets enfouis sans PTMB peut durer de 10 à 80 ans alors que Parodi (2010) montre qu'au bout de 5 ans et demi d'enfouissement de déchets prétraités peut aboutir à un état de stabilité avancé (Tableau 9).

Tableau 9 : Durée des phases de dégradation des déchets bruts des déchets prétraités en CSDU (Augenstein & Pacey, 1991 cité par Rouez, 2008 ; Parodi, 2010)

	Déchets bruts	Déchets prétraités
Nombre de phases de dégradation	5	2 à 3
Dégradation aérobie	quelques heures à une semaine	Aucune
Dégradation intermédiaire	1 à 6 mois	Aucune
Acidogenèse	3 mois à 3 ans	Très limitée
Méthanogenèse	8 à 40 ans	5,5 ans
Maturation	1 à plus de 40 ans	nd

II.4.1.3 Emissions générées par la dégradation des déchets en CSD

a Biogaz

Le biogaz est produit en fin de la dégradation anaérobie des déchets ; les taux mesurés de dioxyde de carbone (CO₂) et de méthane (CH₄) principaux composants du biogaz, varient en fonction des conditions anaérobies du milieu, de l'état d'évolution du substrat et de la teneur en eau dans le massif de déchets. L'évolution des taux de production et de la composition du biogaz suit celle de la dégradation des déchets dans le centre de stockage. Le maximum de sa production est atteint au cours de la méthanogénèse alors que la production de biogaz pendant la phase de maturation est plus faible, indiquant la fin de la transformation biologique et chimique des déchets, l'épuisement du stock de matière organique biodégradable et son remplacement par des substances plus complexes, plus réfractaires et plus stables telles que l'humine, les acides de type humique et fulvique (Berthe et al., 2008).

La production de biogaz en conditions d'enfouissement est régie par un grand nombre de paramètres, principalement, le pH, le potentiel rédox EH, la teneur en eau, la teneur en MO, la disponibilité des nutriments, la présence d'inhibiteurs et la température (Aguilar, 2000 ; Barlaz, 1996 ; El-Fadel et al., 1997 ; MC Bean et al., 1995).

La vitesse de production et la composition de biogaz est fortement dépendante de la composition des déchets enfouis notamment leur teneur en cellulose, protéine et lipides, principales sources de carbone dans les déchets ménagers (Reinhart & Townsen, 1998 ; Williams, 1998). La dégradation de composés organiques facilement biodégradables comme ceux contenus dans les fermentescibles (les putrescibles, les déchets verts, les sucres...) aboutit à une production rapide de biogaz qui sera maintenue par la dégradation de composés plus difficilement biodégradables (le papier, le carton, le bois...). En effet, une variété importante de composés organiques (sucres simples, cellulose, lignine, protéines...) constitue dans des proportions variables la part biodégradable des déchets. Barlaz et al. (1989) ont montré que la cellulose dans les déchets ménagers est majoritaire avec des taux compris entre 40 et 50% alors que les taux de protéines sont assez faibles.

Le Tableau 10 présente les productions de biogaz en volume et en pourcentage de méthane selon le type de substrat.

Tableau 10 : Productions de biogaz pour différents types de substrats (Mc Bean et al., 1995)

Substrat	Biogaz (L/kg)	% CH ₄
Cellulose	829	50
Protéines	988	51,5
Lipides	1430	71,4

Lorsque le déchet a subi un PTMB, les volumes produits en conditions d'enfouissement sont réduits (Lornage *et al.*, 2007). En effet, Parodi (2010) a montré un démarrage plus précoce de la production de biogaz et donc de la méthanogénèse ainsi qu'une réduction des phases initiales d'acidogénèse et d'acétogénèse est observé pour les déchets enfouis après avoir été prétraités comparés à ceux enfouis bruts. Après cinq ans et demi d'enfouissement, ces déchets présentent des productions de biogaz constantes, pratiquement nulles (<0,06 Nm³/tMS) et plus faibles que celles observées pour les déchets bruts enfouis (0,65 Nm³/tMS) avec une réduction du potentiel méthane du déchet initial de 72 à 90% selon la durée du PTMB appliqué. En effet, la durée des opérations de prétraitement aérobie semble avoir un effet important sur les quantités de biogaz produites. Dans la même étude de Parodi (2004), une durée de PTMB de 25 semaines a permis au déchet enfouis d'atteindre un état de stabilisation plus avancé que le déchet ayant subi uniquement 12 semaines de PTMB. Ces résultats confirment les objectifs du PTMB à savoir rendre immédiatement disponible la matière organique pour les premières phases de dégradation ce qui pour principale conséquence de limiter toute phase de latence et de favoriser la cinétique de production de biogaz (Bockreis et Steinberg, 2005 ; Giannidis *et al.*, 2009).

b Lixiviat

Il est généré à la suite à l'infiltration des eaux de pluies (et de ruissellement dans le cas de décharges non contrôlées) et au relargage de l'eau contenue dans les constituants des déchets enfouis (Adam & Vassel, 1998 ; El-Fadel et al., 1997). Le contact de l'eau avec les déchets permet de solubiliser les composés des déchets. Au fur et à mesure de la percolation, cette eau se charge chimiquement et bactériologiquement des substances solubilisées. Les constituants des lixiviats ont fait l'objet d'une classification en fonction de leur nature chimique : teneur en matière organique dissoute, en composés anthropiques, en minéraux majeurs et métaux et en métaux lourds (Christensen et al., 1994 ; Matejka, 1995). Par ailleurs, Leclerc et al., (1982) et El Fadel et al., (2002) ont déterminé les principaux facteurs influençant la composition des lixiviats à savoir, la composition des déchets enfouis et leur degré de décomposition, le taux d'humidité, la température, la capacité de rétention d'eau des déchets (Field Capacity), les conditions climatiques et d'enfouissement ainsi que l'âge de la décharge. Ainsi la variabilité observée des compositions chimiques des lixiviats est justifiée par le grand nombre de facteurs influençant leur genèse.

En Europe la Directive 1999/31/CE du 26 avril 1999 et en France l'Arrêté ministériel du 9 septembre 1997 réglementent le drainage, la collecte et le traitement des lixiviats avant rejet dans le milieu naturel. Ces rejets doivent en outre respecter des normes spécifiques au milieu naturel concerné. Mais la réglementation est plus générale et concerne tous les aspects technologiques de la conception, de l'installation, de l'exploitation et de la post-exploitation du centre d'enfouissement. Depuis d'autres arrêtés ont complété la réglementation concernant ces centres.

Les résultats de suivi du lixiviat généré à partir des déchets en enfouissement permettent de suivre l'évolution de sa biodégradabilité et de sa traitabilité. Les procédés de traitement des lixiviats sont de type biologique pour les lixiviats jeunes et biodégradables (lagunage, aération etc...) et physico-chimique pour les effluents vieux et peu ou pas biodégradables (coagulation-floculation, électrocoagulation, oxydation, précipitation, adsorption et filtration etc...) (Millot, 1986 ; Mac Bean et al., 1995 ; ADEME, 1999a).

Globalement, les auteurs distinguent trois types de lixiviats générés à partir des décharges : des lixiviats jeunes caractéristiques des premières phases de dégradation des déchets jusqu'à la phase acidogène (âge < 5 ans), des lixiviats intermédiaires caractéristiques de la phase acétogène et le début de la méthanogenèse (5 < âge < 10 ans) et des lixiviats stables caractéristiques de la fin de la méthanogenèse et l'installation de la phase de maturation (âge > 10 ans) (Millot, 1986 ; Ramade, 1998).

Cette classification n'est, toutefois, pas standardisée sur l'ensemble des décharges étant donné que la vitesse de dégradation des déchets et par suite celle de l'évolution des paramètres caractérisant les lixiviats sont largement variables en fonction de bon nombre de paramètres.

Le Tableau 11 présente les principales caractéristiques des lixiviats générés au cours de la dégradation des déchets enfouis sans traitement préalable (Ramade, 1998 ; Swana, 1997 ; Ehrig, 1983 ; Robinson & Gronow, 1993 ; Millot, 1986).

Tableau 11 : Evolution des caractéristiques chimiques des déchets en fonction de l'âge de la décharge et de l'avancement de la dégradation

Paramètres	unité	Lixiviats jeunes	Lixiviats intermédiaires	Lixiviats stabilisés
Age	an	< 5	5-10	> 10
pH	u.pH	< 7	≈ 7	> 7
AGV	mg.L ⁻¹	963 - 22 414 (acidogénèse)	5 – 146 (méthanogénèse)	nd
DCO	gO ₂ .L ⁻¹	> 20	3 - 15	< 2
DBO ₅ /DCO		> 0,3	0,1 - 0,3	< 0,1

La biodégradabilité du lixiviat est estimée par le rapport DBO₅/DCO : >0,5 lixiviat biodégradable, <0,1 lixiviat non biodégradable

Le pH, la concentration en AGV ainsi que les paramètres DCO et DBO₅ représentent les paramètres les plus communément employés pour l'identification de l'âge des lixiviats et apportent une information globale sur la qualité des lixiviats mais ne suffisent pas à identifier correctement un état de dégradation ou la stabilisation du déchet. D'autres mesures ont, récemment, complété celles très globales qui étaient jusqu'à lors déterminées à savoir le SUVA et le fractionnement selon le caractère hydrophobe de la MO (Feuillade et al., 2011 ; Feuillade et al. 2009 ; François, 2004 ; Lagier, 2000 ; Mjebri, 1997).

Dans le cas où un PTMB est mis en place avant le stockage des déchets, les lixiviats issus des déchets en conditions d'enfouissement peuvent avoir un pH basique variant de 7,8 à 8,1 selon la durée du PTMB appliquée et ce au bout de 5 ans et demi uniquement (Parodi, 2010) indiquant un état stabilisé du système (Kjeldsen et al., 2002) alors que le pH des déchets bruts enfouis dans les mêmes conditions et pendant la même durée ne dépasse pas 7,0 laissant envisager un état de stabilisation moins avancé. La phase d'acidogénèse avec des pH acides et des teneurs élevées en AGV n'est, également, pas observée pour les déchets prétraités.

Aussi, les lixiviats peuvent présenter des ratios de biodégradabilité (DBO₅/DCO) et de disponibilité du carbone organique (DCO/COD) ainsi qu'un indice SUVA représentant l'aromaticité des composés organiques spécifiques aux lixiviats stabilisés (âge >10 ans pour un enfouissement conventionnel de déchets bruts) et ce au bout 5,5 ans uniquement (Parodi, 2010).

Dans son étude portant sur la comparaison des modalités de traitement des déchets par l'étude des déchets après enfouissement, Parodi (2010) a pu identifier trois phases de stabilisation de la MO (lessivage, pré-humification et humification) se produisant simultanément et à des échelles de temps variables selon la présence et la durée du PTMB aérobie avant enfouissement. En effet, un PTMB permet d'accélérer le rythme de la dégradation des déchets au cours des premiers mois de stockage. Toutefois, les durées différentes du PTMB de 12 et de 25 semaines,

aboutissent à la fin de la durée de l'enfouissement, à un état de dégradation similaire (Tableau 12).

Tableau 12 : Caractéristiques physico-chimiques des lixiviats de déchets prétraités au bout de 5,5 ans d'enfouissement (Parodi, 2010)

	pH	DCO/COD	DBO ₅ /DCO	SUVA	AH*/AF*	SH*
PTMB (12 semaines)	7,8	3,8	0,02	54	1,39	64,3
PTMB (25 semaines)	8,1	1,8	0,04	56	1,45	66,0

ratio AH/AF* correspond à %AH* / %HPO**

SH correspond à %AH* + %HPO**

II.4.2 Impacts du PTMB sur la stabilisation des déchets

Les opérations mécaniques ayant lieu en amont des procédés de PTMB permettent un changement de la composition ainsi que de la répartition granulométrique des déchets suite aux étapes de tri, de broyage (Bayard et al., 2010 ; Bezama et al., 2007). L'ensemble des opérations mécaniques permettent la récupération de la fraction potentiellement recyclable ainsi que la réduction du volume et de la masse des déchets à enfouir tout en les préparant à l'étape de dégradation biologique en leur assurant une meilleure homogénéisation (plus fine granulométrie). Par ailleurs, le PTMB appliqué comme pré-traitement des déchets avant incinération induit une séparation des éléments recyclables (métaux, plastiques, papiers, cartons, etc.) tout en permettant la préparation d'un Combustible De Substitution (CDS) en terme de taux d'humidité, de pouvoir calorifique et de taille des particules (Damiecki, 2002 ; Soyez & Plickert, 2002, 2003).

Parodi (2010), Giannakis et al., (2009) et Berthe et al., 2008 ont montré que suite à l'application d'un PTMB avant enfouissement on pouvait constater une diminution de la production de biogaz et de la charge organique du lixiviat comparés à l'enfouissement conventionnel (Soyez et Plickert, 2002 ; Berthe et al., 2008). Les lixiviats produits ont, ainsi, des caractéristiques comparables à celles de lixiviats plus âgés ou résultant d'une phase méthanogène. Ces résultats ont été confirmés par l'étude de Lorber et al. (2001) sur une ISD en Autriche comparant la consommation d'oxygène et la production de méthane à partir des déchets enfouis non traités et à partir des déchets ayant subi un traitement de 16 semaines. Les résultats à l'issue de cette étude ont bien prouvé une amélioration des caractéristiques biologiques des déchets traités en conditions d'enfouissement avec une moindre consommation d'oxygène et une moindre production de méthane des déchets traités. Par ailleurs, des études s'intéressant à la stabilisation des déchets à petites et à grandes échelles (en laboratoire ou en site) ont prouvé une réduction importante de la charge polluante dans les déchets ayant subi un prétraitement de déchets (Bayard et al., 2010 ; Parodi, 2010 ; Berthe et al., 2008). En effet, la phase la plus polluante lors de la dégradation des déchets en condition d'enfouissement est celle de l'acidogenèse caractérisée par une génération de lixiviats très

acides ayant solubilisé un maximum des composés polluants lors de leur percolation dans le massif de déchets. Cette phase d'acidogenèse est réduite en cas d'un PTMB permettant une réduction importante de la charge organique (Leikam et Stegmann, 1999) et une accélération de la dégradation des composés organiques facilement biodégradables (Berthe et al., 2008) ; les teneurs en DCO et en NTK des lixiviats sont largement plus faibles que dans le cas de l'enfouissement conventionnel (Robinson et al., 2005). En ce qui concerne la charge métallique, des auteurs indiquent qu'elle diminue en raison de l'élimination des métaux principalement lors de l'étape mécanique (Münnich et al., 2006) et accessoirement lors de la stabilisation biologique Bolea et al., (2006). Toutefois, l'étape biologique de la dégradation des déchets permet de stabiliser la matière organique et dépend, de plusieurs facteurs dont la durée du traitement. En effet, Lornage et al., (2007) ont montré que l'arrêt prématuré de la stabilisation des déchets peut provoquer un allongement de la phase active de la transformation des déchets en conditions d'enfouissement. Pour ce qui est de la génération du biogaz, la mise en place précoce de la méthanogenèse induit une production maximale de biogaz quelques mois après l'enfouissement au lieu de quelques années (Lornage et al., 2007). De plus, cette production de biogaz est réduite de 80-90 % par rapport à celle observée dans le cadre d'une gestion conventionnelle (Leikam et Stegmann, 1999 ; Adani et al., 2004 ; Münnich et al., 2006). Ainsi, après un prétraitement de 16 semaines le potentiel méthane résiduel est de $20 \text{ Nm}^3\text{CH}_4/\text{T (MS)}$ (Leikam et Stegmann, 1999).

II.4.3 Indicateurs de stabilisation des déchets

II.4.3.1 Indicateurs en relation avec la composition des déchets

Les caractéristiques physiques des déchets sont, généralement, exprimées par la composition, la distribution granulométrique et la densité.

L'étude de la composition des déchets doit être complétée par la détermination de la teneur en Matière Sèche, MS (par séchage à 105°C), en Matière Organique Volatile, MOV (par perte au feu à 550°C) et en Matière Organique Oxydable MOO (par attaque à l'eau de Javel).

II.4.3.2 Composition par catégories des déchets

La composition des déchets est une caractéristique très souvent décrite au niveau des études portant sur les déchets solides. Toutefois, les études présentant ce type de données ne se réfèrent pas toutes à une même méthode de caractérisation ce qui entraîne des difficultés dans la comparaison des résultats (Ben Ammar, 2006 ; Aloueimine ; 2006 ; Flyhmmar & Hakansson, 1999 ; Rodriguez et al., 2001 ; François et al., 2008 ; Barlaz et al., 1990 ; Boda, 2002 ; Morvan, 2000). Par ailleurs, l'hétérogénéité des gisements déchets- dont la composition est très variable en fonction des facteurs géographiques, socio-économiques et temporels- complique d'avantage les interprétations des résultats à l'issue des études de caractérisation.

Globalement, les déchets sont classés en 13 grandes catégories : Putrescibles, Papiers, Cartons, Complexes, Textiles, Textiles sanitaires, Plastiques, Combustibles non Classés

(CNC), Verre, Métaux, Incombustibles non classés (INC), Déchets Spéciaux et éléments fins (< 20 mm) (MODECOM, 1993).

En fonction des études, ces catégories ne se présentent pas séparées ou sont encore subdivisées ; Morvan (2000) présente les métaux, les plastiques et les fines en différentes sous catégories alors que Barlaz et al. (1990) sépare les déchets de cuisine des déchets verts et divise la catégorie des CNC en sous catégories de cuir, de caoutchouc et de bois.

Les méthodes de tri, généralement, appliquées dans les études de caractérisation sont les suivantes (REMECOM, 1998) :

- Méthode allemande (ARGUS) : développée par l'agence allemande pour l'environnement en 1970-80 et en 1983-85;

- Méthode belge (IBGE) : développée par l'institut Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement;

- Méthode irlandaise (APE) : développée par l'Agence de l'Environnement en Irlande ;

- Méthode française (MODECOM) : développée par l'Agence française de l'Environnement (ADEME) en 1994 et d'Catégoiesvenue la norme NF XP X30-408.

En France, et lors des campagnes nationales de caractérisation des ordures ménagères en 1993 et en 2007, la méthode de tri appliquée est la méthodologie d'analyse MODECOMTM (MéthODE de Caractérisation des Ordures Ménagères). Elle a servi pour identifier la composition détaillée du gisement de déchets ménagers tout en permettant la détermination du pourcentage de la fraction potentiellement valorisable. De Araujo Morais (2006) a utilisé cette méthode de caractérisation (MODECOM) pour le suivi de la dégradation des déchets au cours d'un procédé de PTMB.

Les analyses réalisées en laboratoires (caractérisation matière) demandent des quantités inférieures à celles échantillonnées lors des travaux de caractérisation granulométrique et par catégories. Une préparation supplémentaire des échantillons de déchets est nécessaire.

II.4.3.3 Granulométrie des déchets

La distinction des fractions granulométriques, notamment le pourcentage des fines, peut renseigner sur le caractère biodégradable des déchets. La méthodologie d'analyse MODECOM sépare la fraction des gros (> 100 mm), celle des moyens (20<x<100mm) et des fines (<20 mm). La vitesse de transformation de la distribution granulométrique des déchets au cours de la dégradation est un indicateur de celle de la stabilisation de ces déchets enfouis ou traités. En effet, au cours de la stabilisation des déchets par traitement ou après enfouissement, une augmentation des fines au détriment des autres classes granulométriques notamment celles des gros est généralement remarquée (De Aurajio Morais, 2006 ; Charnay, 2005). Collins (2001) rapporte une teneur en éléments fins (<8 mm) dans les déchets ayant subi ; un traitement aérobie. Par ailleurs, Kuehle-Weidmeier & Doedens (2003) indiquent que la fraction fine (0-20 mm) dans les déchets traités ayant un diamètre initial inférieur à 60 mm est majoritairement constituée de particules de diamètre supérieur à 100 µm.

II.4.3.4 Densité, ρ , ($T.m^{-3}$)

L'évolution de la densité au cours de la stabilisation des déchets est fortement dépendante de celle de la masse et du volume. Toutefois, étant donné que les pertes en eau par vaporisation sont généralement incluses dans les pertes de masse, l'évolution de l'humidité des déchets influe sur celle de la masse volumique apparente. Cette dernière est globalement réduite de 30 à 40% à l'issue d'un procédé de prétraitement aérobie. Dans le cas où les déchets à traiter sont à forte teneur en déchets organiques facilement dégradables (tri du plastique), cette diminution de la masse volumique apparente peut atteindre 50%. Ainsi, les variations de masse, de densité et de volume sont étroitement liées aux conditions de pré-traitement.

Il n'y a pas de méthodes normées pour la mesure de la densité des déchets. Elle est généralement mesurée en laboratoire par l'essai Proctor fréquemment appliqué en ingénierie géotechnique pour la détermination de la densité maximale de sol et de granulats. Ziehmman et al. (2003) ont montré, au cours d'une étude portant sur les déchets pré-traités par différents types de procédés, que la densité des déchets traités en andains varie en fonction de la granulométrie de la fraction des déchets de 0,95 à 1,20 $T.m^{-3}$ et de 0,88 à 0,70 $T.m^{-3}$ pour les déchets traités par fermentation anaérobie.

II.4.3.5 Matière sèche, organique et oxydable

La détermination des teneurs en Matière Sèche (MS), Matière Organique (MV) et Matière Organique Oxydable (MOO) permet d'étudier la composition de la matière solide contenue dans les déchets (Achour, 2008 ; Gachet, 2005) ainsi que son évolution au cours d'un procédé de prétraitement aérobie.

a Matière Sèche, MS, %

Elle est déterminée suite au séchage et à l'évaporation de l'eau contenue dans les échantillons de déchets humides. La norme (NF ISO 11465, 1994) préconise de réaliser un séchage à une température de 105°C. D'autres auteurs recommandent de sécher les déchets à des températures inférieures afin d'éviter la volatilisation et la modification de la MO contenue dans les déchets à cette température (Pickler & Kögel-Knaber, 2000 ; Bertanza et al., 2001).

En effet, quelques éléments pourraient également se volatiliser dans ces conditions de séchage à température relativement élevée (Degremont, 1989). Morvan, (2000) et Das et al. (2002) recommandent des températures de séchage de 80°C et de 75°C, respectivement. Le Tableau 13 présente les différentes méthodes de séchage décrites dans les études citées dans la littérature.

Tableau 13 : Méthodes de séchage des déchets

Température (°C)	Durée	Masse échantillon	Références
75	Jusqu'à stabilisation	NP	Das et al., (2002)
80	48h	NP	Morvan (2000)
85	Jusqu'à stabilisation	NP	Sullivan (2002)
Air libre	1 semaine	NP	Charnay (2005)
105	1h	NP	Tchobanoglous (1993)
110	Jusqu'à stabilisation	1 kg	Flyhmmar & Hakansson (1999)
105	Jusqu'à stabilisation	NP	Kelly (2002)
105	5-7 jours	2-10 kg	Project SWA(2004)
105	24h	NP	Mohee(2002)

Le suivi de paramètre au cours de la stabilisation des déchets par un processus biologique aérobiose permet de suivre l'évolution de l'ensemble de la Matière Inerte (MI) et de la Matière Organique (MO). Globalement, la perte de masse suite à un PTMB varie entre 19 et 40% en fonction du type de procédé appliqué, de la composition des déchets traités et de la durée du prétraitement (Visvanathan et al., 2005 ; De Araujo Morais et al., 2005).

b Matière Volatile, MV, %

La mesure de la Matière Volatile (MV) est réalisée par la « perte au feu ». C'est la méthode la plus couramment employée pour évaluer la matière organique contenue dans le déchet. Après calcination, la perte de masse et le résidu correspondent à la matière volatile et à la matière minérale, respectivement. La méthode de détermination de la teneur en Matière Volatile considérée représenter la teneur en MV est commune dans les différentes études citées dans la littérature. Toutefois, ce sont les durées et les températures de calcination qui diffèrent d'une étude à une autre (Pichler & Kögel-Knaber, 2000 ; Paredes et al., 2002).

En fonction de la nature des déchets (déchets criblés, déchets ménagers bruts), en fonction du type du procédé de stabilisation appliqué, et en fonction de la durée du traitement biologique, les auteurs ont rapporté des abattements de 40% à 60% de la MV (Soyez & Plicker, 2002 ; Scheelhaase & Bidlingmaier, 1997). Globalement l'abattement de la teneur en MV dans les déchets ménagers enfouis en fonction de l'âge peut atteindre jusqu'à 85% (Komilis et Ham, 2003). Cette diminution est fonction de la teneur initiale en MV, de la composition des déchets et des conditions d'enfouissement (Chiampo et al., 1996 ; Kelly, 2002). Les données de la littérature indiquent que les teneurs minimales en MV mesurées dans les déchets frais ne descendent pas en dessous de 25% à 35% alors que certaines normes, notamment les normes autrichienne et allemande, suggèrent des teneurs de 8% et 5% pour accepter les déchets en stockage.

Bien que cette teneur en MV soit considérée en tant que critère d'acceptation au niveau des ISDM des déchets en provenance des PTMB, il est à noter que la charge organique biodégradable ne peut guère être rapportée à celle des solides volatils. Cette dernière prend en

compte certains éléments contenant une forte teneur en matière organique alors qu'ils sont peu ou pas biodégradables comme les plastiques, les textiles et les cuirs.

Les faibles corrélations entre la matière volatile et les tests biologiques et biochimiques (indice d'humification AH^*/AF^* , potentiel bio-méthanogène et activité respiratoire) montrent que la teneur en matière organique volatile ne reflète pas la part biodégradable de la matière organique (Adani et al., 2004 ; Kelly et al., 2006 ; Smidt et Tintner, 2007). Par ailleurs, lors d'un suivi de la teneur en MV au cours d'un procédé de stabilisation, l'évolution de ce paramètre permet de suivre la minéralisation de la MO mais ne renseigne pas sur l'évolution de la stabilisation des déchets suite à la transformation de la MO en des composés plus stables par des processus d'humification.

c Matière Organique Oxydable, MOO, %

La matière organique oxydable correspond à la matière organique capable d'être minéralisée en dioxyde de carbone et en eau dans les conditions optimales d'oxydation chimique. L'oxydation totale inclut à la fois l'oxydation de la matière organique naturelle et l'oxydation de certaines espèces minérales (nitrites et chlorures). La MOO peut être déterminée par plusieurs méthodes utilisant différents oxydants : eau oxygénée (Djakovitch, 1988), mélange sulfo-chromique (Norme ISO NF 14235, 1998 ; Norme AFNOR X31-419) et hypochlorite de sodium ($NaClO$: eau de Javel) (Norme AFNOR XP U44-164, 2004).

La matière organique oxydable est supposée correspondre uniquement à la matière organique d'origine « naturelle » et oxydable par voie chimique. La matière inerte correspond au résidu de l'oxydation chimique, c'est-à-dire à la matière solide non oxydable chimiquement.

L'attaque consiste à mettre en contact une masse de 100 g de la fraction fine des échantillons prélevés et tamisés avec de l'eau de Javel concentré à 13%. La matière organique disponible s'oxyde chimiquement et elle est déterminée par différence de masses. Une séparation par différence de densité des matières non oxydées est pratiquée ensuite par extraction par des solutions de densités différentes.

Cette méthode est utilisée pour suivre l'évolution de la part biodégradable dans les déchets au cours d'un procédé aérobie de stabilisation des déchets et un abattement d'environ 39% a été enregistré à l'issue d'un PTMB de DMP par Bayard et al. (2010).

d Analyses élémentaires, C %, N%, C/N

La teneur en azote n'est pas considérée comme étant un indicateur pertinent de l'évaluation de la stabilisation des déchets étant donné qu'elle n'évolue que peu pendant les 20 premières années d'enfouissement (François et al., 2008). Toutefois, la détermination du rapport C/N permet de situer l'état de stabilisation des déchets. En effet, il est le paramètre le plus communément mesuré pour évaluer la maturité d'un compost. Un rapport C/N inférieur à 12 en phase solide est considéré comme un indicateur de maturité pour le compost (Iglesias-Jimenez et al., 1993). Cet indicateur seul n'est plus suffisant pour déterminer la maturité d'un compost mais doit être complété par d'autres paramètres physico-chimiques tels que la teneur

en MOT, ou la phyto-toxicité (Goyal et al., 2005 ; Domeizeil et al., 2004 ; Eggen & Vethe, 2001).

e Substances de type humique

La matière organique évolue au cours du procédé de biodégradation aérobie par la transformation rapide de la partie facilement biodégradable au cours de la stabilisation et par une transformation lente de la part difficilement biodégradable au cours de la maturation. Cette dernière transformation est réalisée sous l'action des micro-organismes responsables des processus d'humification, semblables à ceux qui se produisent naturellement dans les sols engendrant la formation des molécules de plus en plus complexes de type substances humiques (SH*). Ces substances se divisent en trois familles :

- les composés de type humine, insolubles à tout pH ;
- les composés de type acides humiques (AH*), possédant de nombreux cycles aromatiques leur procurant une forte hydrophobicité et un poids moléculaire très élevé ;
- les composés de type acides fulviques (AF*), hydrophobes et présentant une faible aromaticité.

La méthode classique pour suivre l'évolution de l'humification de la matière organique au cours du traitement aérobie dérive de celle utilisée pour l'étude des sols passant par la l'extraction des différentes fractions en milieu basique et quantification des teneurs en carbone des acides humiques, acides fulviques et humines permettant de renseigner sur le degré d'humification (Tuomela et al., 2000 ; Roletto et al., 1985).

La transposition de cette méthode à l'étude de la matière organique dans le déchet doit être réalisée avec vigilance. En effet, les composts sont riches en bio-molécules plus ou moins extractibles lors du fractionnement humique. Les termes « acides humiques » et « acides fulviques » ne désignent donc pas des substances humiques au sens strict mais plutôt un ensemble de composés incluant les substances humiques et les biomolécules, solubles en solution alcaline (Francou, 2003).

Globalement, au début du traitement aérobie la fraction dite « fulvique » prédomine sur la fraction dite « humique » et représente jusqu'à 10% de la matière sèche totale (ou 25% du carbone total) puis cette fraction diminue ensuite conjointement avec l'augmentation des composés humiques. Pour un compost d'ordures ménagères les parts des fractions de types humiques et fulviques peuvent représenter respectivement jusqu'à 4% de la matière sèche pour les fractions humiques (25% du carbone) et 1% (5% du carbone) pour les fractions fulviques. Le suivi de l'augmentation de la matière organique de plus en plus humifiée au cours d'un procédé de traitement aérobie peut constituer un indicateur de dégradation des déchets. En effet, les études traitant le suivi de la stabilisation des composts ont pris en compte différents rapports qui servent à définir l'état d'humification de la matière organique (Ouattmane et al., 2002 ; Tomati et al., 2001 ; Serra-Wittling et al., 1995 ; Inbar et al., 1992). Parmi ces rapports, plusieurs auteurs citent le rapport CAH*/CAF* et celui du pourcentage du carbone extractible sur le carbone total ou le rapport du carbone sous forme humique sur le

carbone total (Adani et al., 1995 ; Saviozzi et al., 1988 ; Roletto et al., 1985 ; Sugahara et al., 1979).

Le rapport CAH*/CAF* augmente en fonction de la stabilisation de la matière organique et son aromatisation. Des matières organiques stabilisées lors d'un procédé de compostage d'environ une année présentent un rapport entre 2 et 5 et même 10 pour les composts issus des déchets verts (De Guardia, 2010 ; Provenzano et al., 1998 ; Adani et al., 1995 ; Serra-Wittling, 1995 ; Forster et al., 1993 ; Inbar et al., 1992 ; Saviozzi et al., 1988).

D'autres auteurs ont mis en œuvre des méthodes relatives à la caractérisation de la matière organique en termes de qualité mais qui sont peu développées en raison de leur coût élevé et des difficultés rencontrées pour l'interprétation des résultats. Ces méthodes sont, principalement, les méthodes thermiques telles que la pyrolyse et des méthodes spectrales non destructives telles que la spectrométrie infrarouge et la résonance magnétique nucléaire sur solide (Pichler & Kögel-Knaber, 2000).

f Conclusion

Les indicateurs de stabilisation des déchets sur la matrice « déchet » présentent plusieurs avantages liés à la facilité de leur mise en œuvre, à leur faible coût et à la rapidité des résultats. Toutefois, les méthodes utilisées par les auteurs sont différentes les unes aux autres compliquant parfois les comparaisons et les interprétations des résultats. La composition des déchets, hétérogène et diversifiée, qui influence les vitesses de dégradation, vient compliquer d'avantage les comparaisons de résultats pour des fins d'identification du degré de stabilisation de la matière organique au cours des procédés de traitement. En effet, la température de séchage choisie pour la détermination de la MS, les durées et les températures de calcination dans le cas de la détermination de la MOV, le type de solvant utilisé pour l'oxydation de la MOO, et les rapports liquide/solides et les durées d'extraction pour le fractionnement humique, rendent difficilement comparables les résultats obtenus. Les paramètres mesurés sur les déchets doivent être complétés par l'analyse du potentiel de relargage par lixiviation aqueuse d'espèces organiques et minérales ainsi que par l'étude de sa réactivité biologique par l'application des tests biologiques.

II.4.4 Indicateurs en relation avec la capacité de relargage

II.4.4.1 Intérêts de l'étude de la lixiviation

La lixiviation sur site, suite à la percolation de l'eau de pluie et/ou de l'eau intrinsèque des déchets induit leur enrichissement en substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension (Matejka, 1995 ; Navarro et al., 1988 ; Gourdon, 1987). Le suivi des caractéristiques physico-chimiques des lixiviats collectés sur site permet l'estimation de la stabilisation de la matière organique sans passer par les tests de lixiviation dont la mise en œuvre conditionne sa mobilisation. Toutefois, la circulation des eaux dans le massif de déchets est loin d'être uniforme à cause des chemins préférentiels d'écoulement (Rosqvist, al., 2001).

De plus, la disparité des résultats peut être liée à des fluctuations de la composition des lixiviats selon le point d'échantillonnage et donc en fonction du niveau du piézomètre.

Le comportement à la lixiviation des déchets figure parmi les critères d'admission des déchets en centre de stockage définis par la Directive 2003/33/CE, du 19 décembre 2002 publiée le 16 janvier 2003 (JOCE, L11 p.27 ; NF X31-210 ; NF EN 12457-2). Les critères d'admission fixés par la directive sont essentiellement des critères basés sur la mise en œuvre de tests de lixiviation normalisés tels que le test de percolation prEN 14405 « Essai de comportement à la lixiviation – Essai de percolation à écoulement ascendant » et les tests de lixiviation EN 12457/1-4 « Lixiviation – Essai de conformité pour la lixiviation des déchets fragmentés et des boues ».

Globalement, ce sont les critères tels que le comportement du déchet à la lixiviation, son contenu en polluants organiques et minéraux, son pH et sa Capacité de Neutralisation Acide (CNA) pour l'évaluation des possibilités de valorisation des résidus industriels comme matériau de construction qui représentent les principaux critères d'admission (avec des valeurs limites différentes) définis pour les différentes classes de centres de stockage.

Parmi les impacts de l'application d'un PTMB sur les déchets avant enfouissement, la réduction de la mobilité de la charge organique peut être mise en évidence suite à l'estimation des quantités mobilisées sur la base des concentrations en COT, phénol et AOX (halogène organique adsorbable) dans les éluats obtenus par les essais de lixiviation sur déchets. La matière soluble polluante susceptible d'être entraînée par les eaux dans les déchets constitués d'espèces organiques et minérales, peut être mise en évidence :

- soit par l'analyse des lixiviats au cours du stockage *in situ* ou bien au cours d'essais de simulation,
- soit par la réalisation de tests de lixiviation sur les échantillons de déchets, avant ou après traitement.

II.4.4.2 Mise en œuvre des Tests de Lixiviation

Les essais de lixiviation des déchets solides de structure massive granulaire permettent l'obtention d'une fraction solubilisée dans des solutions aqueuses se prêtant à des caractérisations analytiques. Ces essais dérivent des normes DIN 2814-S4 et AFNOR X31-210 qui consistent en une mise en contact d'une masse de déchet broyé, séché et tamisé avec une quantité d'eau donnée. Ces essais permettent de déterminer le potentiel de relargage en polluants d'un déchet en permettant la caractérisation qualitative et quantitative de la pollution aisément soluble.

Cette extraction liquide/solide, selon l'objectif de l'essai, peut être unique ou multiple. Dans le cas d'extractions successives, le rapport de la masse de la solution de lixiviation à la masse de la prise d'essai doit être fixe au cours de l'essai.

L'évaluation de l'état de dégradation des déchets par le biais de la lixiviation se fait par les analyses physico-chimiques de la charge dissoute. Pour ce qui est de la mise en œuvre des tests en laboratoire, les auteurs indiquent des conditions plus ou moins différentes en fonction des objectifs des tests de lixiviation (Parodi et al., 2010 ; Kalbe et al., 2008 ;

Mahmoudkhani et al., 2008 ; Kosson et al., 2002 ;; Lewin, 1996 ;; Belevi et Baccini, 1989). Les tests de lixiviation cités dans la littérature sont, généralement, conduits en batch donnant lieu à des transferts de solubilisation ou en colonne simulant les phénomènes naturels d'écoulement (Heasman, 1997 ; Lewin, 1996).

Les tests de lixiviation mettent en jeu différents mécanismes en relation avec la disponibilité d'un constituant, l'extractabilité des éléments ou leur faculté à passer en solution sous les conditions opératoires du test. La mobilité des composants se caractérise par leur capacité à migrer et à changer de formes chimiques et de phases (François, 2004).

Les tests de lixiviation (LT) dépendent de plusieurs facteurs à savoir : la nature chimique du déchet, (pH, propriétés réductrices et teneur en matière organique dégradable), la nature du lixiviant (eau déminéralisée : osmosée, désionisée, distillée...) et le temps de contact du lixiviant avec le déchet contrôlant sa solubilité, le rapport liquide/solide, les caractéristiques, l'état et la masse du solide, la durée du test, la température et l'agitation (ADEME, 1999-c). Ces paramètres conditionnent les résultats des tests, notamment le relargage des polluants.

Plusieurs auteurs se sont intéressés à la part minérale relarguée par les déchets (Kalbe et al., 2008 ; Belevi et Baccini, 1989), alors que d'autres se concentrent sur l'étude de l'évolution des composés organiques au cours des tests (Parodi, 2010).

Des tests de lixiviation sont définis pour des déchets minéraux non dangereux ou inertes et le Journal Officiel des Communautés Européennes (2002) a mis en place des tests réalisés sur déchets avant leur mise en décharge en se basant sur la norme EN 12457 (AFNOR, 2002). Toutefois, les protocoles des tests de lixiviation pour les déchets organiques dangereux ou non ne sont toujours pas normalisés même si des études ont essayé d'optimiser les conditions de mise en place de ces tests pour les déchets ménagers contenant des matrices complexes (Parodi et al., 2010). En effet, le test mis en place au cours de cette étude vise à simuler sous conditions accélérées, les conditions in-situ notamment les phénomènes de lessivage, subits par les déchets après enfouissement. Ces conditions permettent d'évaluer les composés organiques hydrosolubles où les macromolécules organiques lentement mobilisables dont le comportement à la lixiviation est régi par les processus de dissolution et/ou de sorption/désorption de la matière organique dissoute (Kalbe et al., 2008). Dans le Tableau 14 sont décrites les conditions opératoires de différents tests de lixiviation sur déchets ménagers.

L'utilisation de l'eau ultrapure au cours de ces tests favorise l'échange de polluants vers la phase liquide et les composés extraits correspondent alors à la fraction hydrosoluble simulant les conditions sur site où les déchets sont en contact avec l'eau de pluie. Outre la caractérisation physico-chimique des jus de lixiviation, une caractérisation de la matière organique par fractionnement selon le caractère hydrophobe, a permis de définir un état de stabilisation des déchets lessivés. Le rapport liquide/solide défini au cours de l'ensemble de ces tests et confirmé lors de la définition des conditions opératoires du test optimisé, est de l'ordre de 10/1. Ce type de rapport permet d'extraire le maximum de composés qui peuvent être concentrés dans le cas de plus faibles rapports qui concentrent les composés extraits,

utiles en vue d'étudier leur toxicité. Le type d'agitation appliqué permet d'homogénéiser la distribution de l'oxygène dans le milieu.

Tableau 14 : Conditions opératoires des tests de lixiviation pour les déchets ménagers (Parodi et al., 2010)

	Test 1	Test 2	Test 3	Test 4 : optimisé
Durée	24 heures	336 heures	336 heures	120 heures
L/S	10	10	10	10
Renouvellement de la	Non	Oui	Non	Non
Masse déchets (g)	100	100	100	100
Solution d'éluion	Eau ultrapure	Eau ultrapure	Eau ultrapure	Eau ultrapure
Température	Ambiante	Ambiante	Ambiante	Ambiante
Agitation	Horizontale (150 tr/min)	Horizontale (150 tr/min)	Horizontale (150 tr/min)	Horizontale (150 tr/min)
Analyses	A la fin du test	Toutes les 24	5 mL toutes les 24	Toutes les 24

Contrairement au test optimisé (test 4), les trois premiers types de tests présentent des limites en relation avec la période d'essai soit très longue (test 2 et test 3) et pour laquelle les échanges chimiques en liquide et solide sont influencés par la présence de processus biologiques (Parodi et al., 2009), ou très courte (temps de contact = 24 heures) idéal pour estimer le relargage des espèces rapidement mobilisables par lessivage. Les lixiviations successives (test 2) permettent d'estimer la capacité maximale de relargage des déchets dans les conditions opératoires définies. Par ailleurs, les conditions opératoires de ces quatre tests sont considérées comme optimales (déchet séché, broyé, agité) loin des conditions réelles sur site et mieux représentées par les tests en colonne (Mahmoudkhani et al., 2008) qui restent, cependant, plus coûteux (Hage et Mulder, 2004). Ces tests en batchs représentent l'inconvénient de ne pas tenir compte des processus biologiques sur le long terme permettant de prédire le relargage des composés liés à la matière organique (Kylefors et al., 2003). Globalement, un test de lixiviation doit être considéré comme un outil qui permet d'approber une information propre à une condition expérimentale mais comparable, répétitive et fiable quelque soit l'échantillon testé. Une durée intermédiaire (test 4) permet à la fois de considérer la réactivité du déchet en considérant d'une part le lessivage et d'autre part la lixiviation sous l'effet d'une activité biologique de courte durée (entre 48h et 120h).

II.4.4.3 Evaluation de l'état de la biodégradation des déchets à partir des éluats

Le contact entre l'eau et la matrice déchet au cours des TL permet d'estimer quantitativement et qualitativement la charge organique et minérale.

Les paramètres d'ordre physico-chimiques sont déterminés et utilisés dans de nombreuses études pour assurer le suivi de la dégradation des déchets après enfouissement ou pour suivre de la stabilisation des déchets au cours d'un procédé de traitement. Toutefois, peu

d'informations sont disponibles dans les études citées dans la littérature sur le comportement à la lixiviation des déchets avant et après traitement (Heyer et al., 1999).

Les paramètres les plus communément mesurés pour caractériser les lixiviats sont ceux imposés par les différents textes réglementaires (Parodi, 2010).

- Demande Chimique en Oxygène (DCO) : elle permet de déterminer la quantité de matière oxydable et par conséquent une estimation de la matière organique présente (Bhattacharyya et al., 2008)
- Demande Biologique (ou biochimique) en Oxygène (DBO₅) à 5 jours : elle permet d'estimer la part biodégradable de la matière organique hydrosoluble (Agdag et Sponza, 2007),
- Carbone Organique Dissous (COD) : il permet d'évaluer la teneur en matière organique (Rendek et al., 2007),
- Azote Kjeldhal (NTK) : donne une estimation de l'un des éléments les plus importants entrant dans la constitution des matières organiques du déchet (He et al., 2006),
- pH : renseigne sur les phases de l'activité biologique et il est l'un des paramètres le plus souvent mesuré dans le suivi des lixiviats issus des centres de stockage des déchets ménagers et assimilés. Toutefois, sa mesure doit impérativement être associée à celle de la concentration en AGV afin d'éviter de masquer certains dysfonctionnements dans le processus de stabilisation (Norme NF T 90 008),
- Conductivité : correspond à la teneur en sels dissous (salinité) : (Norme NF EN 27888),
- Absorbance dans l'UV : elle informe sur la présence de composés organiques aromatiques (Bolea et al., 2006),
- Acides Gras Volatils (AGV) : leur teneur permet de mettre en évidence les composés acides organiques à faible chaîne (Bhattacharyya et al., 2008),
- Alcalinité (TA / TAC) : elle indique la teneur en alcalins minéraux lessivés (hydroxydes, carbonates, et bicarbonates) (Bilgili et al., 2007).

Globalement, la charge organique évolue au cours de la stabilisation des déchets avec une DCO et une DBO élevée et une teneur en carbone organique dissous composé principalement de molécules facilement biodégradables durant les étapes d'hydrolyse et d'acidogenèse. En fonction de l'avancement de la stabilisation et de la dégradation biologique, la DBO et la DCO diminuent et la charge organique est constituée, principalement, par de macromolécules de type humique réfractaires à la biodégradation d'où l'appellation de DCO dure.

Des rapports établis à partir des mesures des paramètres physico-chimiques cités ont été définis comme des indicateurs de stabilisation permettant de décrire l'état de stabilisation de la matière organique dans les lixiviats ou jus de lixiviation (Tableau 15).

Tableau 15 : Indicateurs de l'évolution de la biodégradabilité des déchets (exprimés sous forme de rapports)

Rapport	Objectifs	Références
SUVA (UV 254 / COD)	Indique sur l'aromaticité de la MO en relation avec le caractère hydrophobe des molécules	Feuillade et al., 2009 ; François et al., 2006 ; Lagier., 2000
Abs 465 nm / Abs 665 nm	Renseigne sur l'aromaticité et l'humification	François, 2004
DBO ₅ / DCO	Exprime la biodégradabilité de la MO	Millot, 1986
DCO / COT	Représente la disponibilité du carbone	Lo, 1996
AGV/TAC	Informe sur la proportion d'ions bicarbonate ou phosphates capables de neutraliser les acides organiques.	Parodi, 2010

Bien que le rapport DBO₅ / DCO soit bien corrélé à l'indice respirométrique (AT₄) (Cossu & Raga. 2008), c'est l'indice SUVA qui est plus représentatif de l'état de dégradation des déchets. Cet indice est, globalement, préféré au rapport exprimant la biodégradabilité de la MO (DBO₅/DCO) (Berthe, 2006). En effet, Feuillade et al, (2009) ont montré une corrélation entre l'indice SUVA (UV 254 / COD) avec la production de biogaz au cours du stockage ainsi qu'avec la stabilisation des déchets.

Les paramètres physico-chimiques ne permettent pas de définir au mieux l'état de stabilisation des déchets. Cet état peut être beaucoup mieux appréhendé par une étude approfondie de la matière organique et de son évolution dans le système. Pour ce faire, d'autres paramètres ont été également mesurés dans les études citées dans la littérature parmi lesquels :

- la fluorescence permettant de caractériser la matière organique de part sa structure moléculaire et de présenter des informations sur les interactions entre les métaux (Lo et Liao, 2007 ; Lagier, 2000) ;
- le fractionnement selon le caractère hydrophobe permettant de qualifier et d'identifier les composés organiques (Parodi et al., 2010 ; François et al., 2008 ; Arick et al., 2007) ;
- l'électrophorèse capillaire (EC) permettant de caractériser les substances du type Humiques présentes dans les jus de lixiviation (Parlanti et al., 2002),
- la chromatographie d'exclusion stérique haute performance qui donne une évaluation des masses moléculaires moyennes (Bolea et al., 2006),
- la chromatographie liquide haute performance qui permet de classer les différentes familles de la matière organique et de séparer les substances humiques en fonction de leur polarité (Parlanti et al., 2002),

- la pyrolyse GC / MS qui informe sur les origines et la formation de la matière organique ainsi que sur le niveau structural (Franke et al., 2007 ; Labanowski, 2004),
- la thermochemolyse GC-MS permettant d'identifier la composition moléculaire et l'état de dégradation de la lignine, des acides gras et substances de type humiques (Nanny et Ratasuk, 2002),
- l'ultrafiltration qui consiste en un fractionnement des composés organiques selon leurs poids moléculaires apparents (Bolea et al., 2006, Labanowski et al., 2003 ; Lagier, 2000),
- la résonance magnétique nucléaire (proton et C14) qui permet de fournir des informations relatives à la qualité des différents groupements carbonés et permet d'assurer la distinction des carbones aromatiques et aliphatiques (Conte et al., 2007 ; Mejbri, 1997),
- l'ACDTG qui permet de caractériser les acides de type humiques ou fulviques (Achour, 2008 ; Fernandes, 2007).

Les informations apportées par toutes ces méthodes sont très différentes mais sont très complémentaires. La caractérisation de la matière organique ne peut être abordée par l'ensemble de des techniques à cause des investissements importants qui leur sont associés. Cependant, la combinaison de ces différentes techniques permet d'aboutir à l'élaboration d'une carte d'entité de cette matière organique. Dans ce qui suivra, une attention particulière sera portée au fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe, technique de caractérisation de la matière organique utilisée dans le cadre des études menées par Parodi et al., (2010), Arickx et al., (2007), Labanowski et al., (2003) et Nanny et Ratasuk (2002).

II.4.4.4 Fractionnement selon le caractère hydrophobe

La charge organique soluble étudiée, exprimée par des concentrations importantes en carbone, est composée d'un mélange hétérogène de molécules solubles issues soit de la lixiviation de la matière organique soluble contenue dans les déchets, soit de l'hydrolyse partielle des polymères organiques tels que les polysaccharides, les lipides et les protéines (Nanny & Ratasuk, 2002 ; Chefetz, 1998).

François et al., (2008) considèrent que les indicateurs physico-chimiques des déchets sont insuffisants pour la définition d'un état de stabilisation. La détermination des paramètres de caractérisation de la matière organique a permis de suivre l'évolution du caractère hydrophobe des molécules organique en fonction de l'avancement de la dégradation (Parodi, 2010 ; Berthe et al., 2008 ; François, 2004 ; Labanowski et al., 2003 ; Rodríguez et al., 2004).

Les informations relatives à l'évolution du caractère aromatique des molécules organiques peuvent être obtenues par la méthode de fractionnement selon le caractère hydrophobe dont l'objectif est d'obtenir des groupes de molécules ayant des propriétés physico-chimiques homogènes tout en évitant de modifier la structure et les propriétés des composés organiques. La présence de macromolécules organiques est un indice de

stabilisation des déchets selon plusieurs auteurs (Kang et al., 2002 ; Calace et al., 2001 ; Mejbri, 1997 ;). En effet, Artiola-Fortuny et Fuller (1982) estiment que les macromolécules organiques représentent plus de 60 % du carbone organique dans un lixiviat en phase méthanogène. Lagier (2000) a montré que pour un lixiviat stabilisé, 80 % du carbone organique dissous était constitué de macromolécules de type humique.

Le protocole mis en place pour le fractionnement de la matière organique dans les lixiviats ou dans les jus de lixiviation dérive de ceux appliqués sur les eaux naturelles (Croue et al., 2003 ; Thurman et Malcolm, 1981) après ajustement (Labanowski, 2004 ; Mejbri, 1997) à cause des fortes concentrations rencontrées dans les lixiviats.

Dans le cadre d'études antérieures au laboratoire, Parodi (2010), Berthe (2006), Labanowski (2004), François (2004), Lagier (2000) et Mejbri (1997) ont appliqué un protocole qui repose sur l'utilisation de résines non ioniques de type XAD et DAX permettant d'extraire, de séparer et de concentrer les différentes fractions de la matière organique.

Ce protocole consiste en un fractionnement des composés organiques au moyen de résines macroporeuses permettant de les séparer sans modifier leurs caractéristiques. La série de résines comporte deux types de résines (DAX-8 et XAD-4) permettent de séparer la matière organique en trois fractions distinctes (Malcolm et MacCarthy, 1992) :

- les substances de type hydrophobe (HPO*), regroupant les substances humiques de type fulviques, adsorbées à pH acide sur la résine DAX-8,
- les substances de type transphilique (TPH*), molécules ayant une polarité intermédiaire entre les molécules hydrophobes et les molécules hydrophiles : cette fraction est retenue sur la résine XAD-4,
- les substances de type hydrophile (HPI*) non adsorbées sur les résines présentant un caractère hydrophile ou polaire (Leenheer, 1981).

Le facteur de capacité k' contrôle le rapport du volume d'échantillon envoyé sur le volume de résine. Différents facteurs sont appliqués dans la littérature pour adapter le protocole aux différents milieux de concentrations différentes tels que les lixiviats et les eaux des milieux naturels (Labanowski, 2004 ; Mejbri, 1997 ; Malcolm & Mac Carty, 1992 ; Thurman & Malcolm, 1981). Labanowski (2004) a déterminé un coefficient ($k' = 25$) qui permet de comparer l'extraction des composés organiques d'échantillons de milieux d'origines et de concentrations différentes.

II.4.5 Indicateurs en relation avec les émissions gazeuses

II.4.5.1 Tests biologiques

Les méthodes biologiques mises en œuvre afin d'évaluer la réactivité des déchets sont dérivées des méthodes d'évaluation de la maturité des composts. Les tests biologiques sont basés sur la détermination de l'activité respiratoire des micro-organismes dans le déchet par la mesure de l'oxygène consommé ou du dioxyde de carbone produit dans le cas d'un test en conditions aérobies et par la mesure du biogaz généré en volume et en composition dans le

cas d'un test en conditions anaérobies. Dans les législations respectives des pays promoteurs du PTMB, à savoir l'Allemagne et l'Autriche, les tests biologiques figurent parmi d'autres indicateurs d'évaluation de la stabilisation des déchets en tant que critères d'acceptation des déchets issus des PTMB en ISDMA.

Les principaux tests biologiques cités au niveau de la législation nationale allemande et autrichienne sont la mesure de l'activité respiratoire AT_4 en conditions statiques et l'évaluation du Potentiel de Bio-Méthanisation (PBM ou BMP pour Biochemical methanogenic potential).

a Activité respiratoire aérobie en conditions statiques (AT_4)

Des tests biologiques, le test AT_4 est le plus employé. La dénomination de « *AtmungAktivität* » renvoie à la mesure de l'activité respiratoire. Le décret allemand sur le stockage des déchets prétraités (Addendum 2, n°5) exige que l'activité respiratoire en conditions statiques d'aération (SRI) soit inférieure à la valeur limite de $5 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ MS}$ pour autoriser le stockage du déchet en ISDMA. Le test consiste à mesurer la consommation d' O_2 par les micro-organismes en conditions aérobies statiques pendant 4 jours (Binner et Zach, 1999). La méthode appliquée pour la mesure de l'activité respiratoire dérive de la méthode allemande DIN 38405-D4-1 (1985) mais la préparation des échantillons à incuber et le temps d'incubation diffèrent selon les auteurs (Bayard et al., 2010 ; Shao Shao et al., 2009 ; Cossu & Raga., 2008 ; He et al., 2006 ; Leikam and Stegmann, 1997 ; DIN 38405-D4-1, 1985). Ce paramètre est fréquemment mesuré pour les suivis des unités de PTMB des déchets vu la facilité de sa mise en œuvre et la courte durée d'incubation (4 à 10 jours), permettant d'avoir des résultats rapides, précis et comparables. Dans le cadre d'une étude réalisée en France sur le site de PTMB de Mende, l'activité respiratoire mesurée dans les déchets non traités était de $86 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ MS}$ et a baissé jusqu'à $17 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ MS}$ après 28 semaines de traitement (De Aurajo Morais, 2006). Raninger et al. (1999) rapporte des résultats similaires pour une étude sur PTMB réalisée en Autriche avec un AT_4 qui passe de $55,8$ à $6,6 \text{ mg O}_2 \cdot \text{g}^{-1} \text{ MS}$ au bout de 22 semaines de traitement. Les valeurs d' AT_4 et plusieurs autres indicateurs tels que le GB_{21} et la teneur en carbone organique total du lixiviat ont pu être établies (Cossu & Raga. 2008 ; De Aurajo Morais, 2006 ; Binner & Zach, 1999 ;).

Les conditions opératoires du test dans la bibliographie diffèrent d'un auteur à l'autre notamment sur la préparation de l'échantillon, la masse à incuber, l'humidification requise, ... Le Tableau 16 présente les différentes modalités de la réalisation de ce test en fonction des études citées dans la bibliographie. La consommation en O_2 est suivie pendant $n = 4$ jours selon les exigences des réglementations allemande et autrichienne. La consommation en O_2 est, généralement, suivie pendant $n = 4, 7$ ou 10 jours. Binner & Zach (1998) recommandent une durée de 7 jours afin d'éviter de fausses interprétations du test à cause du temps de latence. En effet, Heerenklage et Stegmann (2001) présentent les résultats d'une analyse à l'aide du test AT_n d'un déchet alimentaire brut et du même déchet inoculé à l'aide d'un compost mature. La respiration sur le déchet frais s'avère présenter une phase de latence de plus de 4 jours contrairement au test inoculé. Par ailleurs, l'ajout d'inoculum dans le cas des échantillons de déchets frais peut éviter d'avoir une acidification causée par la dégradation rapide des matières biodégradables (Rouez, 2008).

Tableau 16 : Conditions de réalisation du test AT₄

Références	Préparation des échantillons					Conditions opératoires			
	Masse/Volume	Conservation	Broyage	Diamètre	Humidité	Volume et appareil de mesure	T°	Aération	Durée
Bayard et al., (2010)	20g déchets frais (non séchés)	Déchets frais bruts	Oui	≤10mm	100% CR**	2000 ml, Oxytop	20°C	Journalière	4 jours *
Shao Shao et al., (2009)	ND	4°C	Oui	≤2-3 mm	ND	ND	35°C	Journalière	
Cossu & Raga., (2008) ; Leikam and Stegmann, (1997)	40 g déchets frais dont l'humidité a été ajustée	4°C pour 24 h -18°C pour 48h	Non	Tamisés à 20mm	Ajustée après le test de la pression	Sapromat, respiromat	20°C	ND	
Barrena et al, (2005) ; Ponsa et al., (2007)	250 ml	ND	ND	ND	ND	Erlenmeyer de 500 ml	37°C	Aération avec de l'air humidifié	ND
He et al., (2006)	ND	4°C	Oui	≤2-3 mm	Test de la poignée	1,5 dm ³ DSOURS	20-35°C	ND	4 jours *
Heerenklage & Stegmann, (2001)	ND	ND	ND	ND	60% de la CR**	ND	20°C	ND	ND
DIN 38405-D4-1 (july 1985)	40 g déchets frais dont l'humidité a été ajustée	4°C h pour 24 h -18°C pour 48h	Oui	≤10mm	Ajustée après le test de la pression	Sapromat	20°C	ND	4 jours *

* 4 jours avec prise en compte du temps de latence = 3 heures en moyenne et la masse d'oxygène consommée durant la phase de latence ne doit pas dépasser de 10% à 20% de l'AT₄.

** Capacité au champ

b Potentiel Bio-Méthanogène, BMP

Le test BMP est un test respirométrique qui consiste à évaluer la biodégradabilité des composés organiques des déchets en conditions anaérobies d'incubation qui traduit l'aptitude du déchet à se biodégrader au cours du stockage. Kelly et al. (2006) considèrent le test BMP comme l'un des meilleurs indicateurs de la stabilité des déchets. En effet, ce test a été appliqué à la matrice déchets au cours de nombreuses études citées dans la littérature portant sur l'évaluation de la stabilisation des déchets (Angelidaki et al., 2009 ; De Araújo Morais et al., 2008 ; Gachet, 2005; Hansen et al., 2003 ; Binner et al., 1997 ; Adani et al., 2001 ; Heerenklage & Stegmann, 2001 ; Bogner, 1990).

Harries et al. (2001a) fournissent une description détaillée des conditions opératoires à mettre en œuvre pour le test d'évaluation du Potentiel de Bio-Méthanisation qui dérivent du test classique initialement mis au point pour l'évaluation de la biodégradabilité de composés organiques solubles (ISO 11734, 1998). La durée d'incubation est variable (de 21 à 90 jours) et est généralement déterminée en fonction de l'arrêt de la production de méthane ou de la production de plus de 90% de la quantité totale de méthane (Bayard et al., 2010 ; Angelidaki et al., 2009). Les taux de production de biogaz obtenus sur les déchets varient en fonction de leur nature et de leur teneur en matière organique. En effet, une corrélation entre le BMP et la teneur en MOO a été mise en évidence. Le Tableau 17 présente quelques valeurs de BMP citées dans la littérature.

Tableau 17 : Valeurs de BMP de quelques types de déchets

Déchet	BMP	Unités	Référence
Papiers	127 à 167	Nm ³ CH ₄ /t MS	Harries et al., 2001a
Cartons	209	Nm ³ CH ₄ /t MS	
Textiles & textiles sanitaires	94-142	Nm ³ CH ₄ /t MS	
Bois	28	Nm ³ CH ₄ /t MS	
Putrescibles	16-94	Nm ³ CH ₄ /t MS	
	164	NLBiogaz / kg	
Déchets ménagers frais	77-107	NLCH ₄ /kg MS	Barlaz et al., 1990
	60 - 170	Nm ³ CH ₄ /T MS	El-Fadel et Massoud, 2000
	95	NLCH ₄ /kg MS	Lanini et al., 2001
	108	Nm ³ CH ₄ /t MS	Parodi, 2010
	170	NLCH ₄ /kg MS	François et al., 2008
	186 à 222	NLBiogaz/ kg	Owens & Chynoweth, 1993
	Déchets de jardin	123 à 209	
Déchets d'emballages alimentaires	318 à 349	LBiogaz/ kg MOT	
Déchets ménagers compostés	4,8	NI Biogaz/ kg MS	Heiss-Ziegler & Lechner, 1999
Déchets ménagers traités (PTMB)	40	NL Biogaz/kg MS	Bayard et al., 2010

L'application de ce type de test pour l'évaluation de la stabilisation des déchets au cours d'un procédé de PTMB est de plus en plus courante. Une diminution du BMP de 76% après 28 semaines de PTMB a été rapportée par De Aurajo Morais et al. (2008). Par ailleurs, les valeurs de BMP à partir desquels les déchets peuvent être définis comme stables varient de 10 à 45 NL.kg⁻¹ MS (Bigili et al., 2009 ; Kelly, 2002 ; Reinhart et al., 1998).

II.4.5.2 Mesures de biogaz sur site

L'évolution de la production, en termes de quantité et de qualité, du biogaz dans les centres de stockage représente un indicateur de stabilisation des déchets enfouis. Le biogaz est composé principalement de CH₄ et de CO₂, et des composés minoritaires tels que H₂, H₂S, les mercaptans et des composés organiques volatils non méthaniques COVNM (acides, alcools, esters) (Lornage et al., 2007).

Au début de la dégradation des déchets (phase d'hydrolyse et d'acidogénèse), CO₂ est le composé majoritaire du biogaz et H₂ représente les 20% restants (Williams, 1998). Au fur et à mesure que les conditions anaérobioses s'installent dans le massif, les teneurs en hydrogène et en dioxyde de carbone diminuent caractérisant la phase de l'acétogénèse. Pendant la phase méthanogénèse, les productions de biogaz sont à forte concentration de méthane (50-60%) alors que les teneurs en dioxyde de carbone et hydrogène continuent à diminuer.

Le ralentissement de l'activité biologique conditionnant la dégradation des déchets est marquée par une diminution progressive de la production de biogaz, indice de stabilisation des déchets. Mansour et al., (2011) ont montré que le suivi de la production de biogaz à partir des déchets enfouis a mis en évidence un état de stabilisation plus avancé des déchets enfouis après PTMB comparés aux déchets bruts. Aussi, la phase de latence pour les déchets prétraités par une dégradation aérobie préalable est diminuée ; elle est de 27 jours uniquement pour ces déchets alors qu'elle est de 360 jours pour les déchets bruts.

Des modèles mathématiques permettant de prédire les productions théoriques de biogaz générées en fonction des données relatifs aux quantités de matière organique et son potentiel de production de biogaz ont été mis en œuvre (Bonori et al., 2001 ; Steyer et al., 1999 ; Coops et al., 1995 ; Augenstein & Pacey, 1991a). Le massif est considéré stable lorsque la quantité totale de biogaz générée atteint près de 95% de la production théorique (Röhrs et al., 2000, in Morris et al., 2002). L'efficacité des PTMB avant enfouissement peut être mise en évidence par une entrée rapide en phase méthanogène et donc une production maximale de biogaz au bout d'environ quatre mois d'enfouissement (Leikmann & Stegman, 1999). L'atteinte du stade de stabilité biologique se traduit par une baisse de la production de biogaz suite à une biodégradation maximale de la matière organique. Toutefois, les substances les plus stables telles que l'humine, les acides de type humiques et fulviques, composés organiques les plus complexes et les plus réfractaires, perdurent (Berthe et al., 2008 ; Francou et al., 2008).

Cet indicateur de stabilisation des déchets enfouis suppose un captage efficace du biogaz empêchant l'intrusion de l'air permettant sa dilution et donnant lieu aux réactions d'oxydation pouvant transformer CH₄ en CO₂. Par ailleurs, dans le cas où la biodégradation

au sein du massif est inhibée dans certaines zones à cause d'un assèchement des déchets, l'arrêt de production de biogaz à partir du centre de stockage ne peut être assimilé à un arrêt définitif de l'activité biologique des déchets (Achour, 2008).

II.5 Conclusion de l'Étude Bibliographique

Les déchets solides générés dans les villes des pays développés (PD) du Nord comme celles des pays en développement (PED) du Sud, sont pour les responsables en charge de leur gestion un souci majeur. Leur élimination par enfouissement dans des centres de stockage reste la méthode la plus communément pratiquée dans les PED malgré les impacts des effluents produits (lixiviats et biogaz) sur l'environnement. Ces émissions mal contrôlées persistent longtemps après la fin de l'exploitation des sites. Leur caractère polluant est vérifié aussi bien dans les sols et dans les eaux naturelles que dans l'atmosphère et il dépend de la vitesse de la dégradation des déchets enfouis. La diminution de la part organique dans les déchets stockés est un paramètre important si on veut agir sur cette pollution et sur la durée de la phase de post-exploitation de la décharge.

Le compostage de la fraction organique hautement évolutive des déchets représente une solution qui permet de diminuer les volumes de déchets stockés et ainsi de limiter les impacts de l'enfouissement, mais aussi de générer un amendement à forte valeur ajoutée, le compost. Mais la pérennité de la filière compostage se heurte à des problèmes de qualité et de compétitivité du compost urbain avec celui des déchets verts ou des déchets de l'agro-alimentaire. C'est pourquoi le pré-traitement mécano-biologique PTMB des déchets avant enfouissement est pratiqué dans les PD et une filière qui commence à intéresser les acteurs dans les PED.

Le traitement mécano-biologique des déchets est considéré comme un mode de prétraitement pour stabiliser des déchets à stocker. Toutefois, il paraît plus opportun d'insérer le PTMB dans une logique plus globale de traitement des déchets. En effet, il doit être considéré en fonction des conditions locales des différents pays et selon l'objectif visé, comme un pré-traitement permettant l'optimisation des flux vers les différentes filières de traitement (recyclage, valorisation matière et valorisation énergétique). Un processus optimisé de PTMB doit permettre de récupérer les matériaux recyclables, de l'énergie et d'assurer une production de compost de qualité reconnue et, enfin de fournir un *résidu ultime*. L'enfouissement de ce *résidu ultime* en centre de stockage contrôlé aura l'avantage de limiter les impacts environnementaux et ainsi de raccourcir le suivi post exploitation. Selon la réglementation allemande et autrichienne et selon le projet Directive européenne sur le traitement biologique des bio-déchets les déchets doivent atteindre en sortie du PTMB un niveau de stabilisation répondant aux valeurs seuils des paramètres indicateurs de stabilité des déchets, AT_4 ($< 7-5gO_2/kgMS$) et DRI ($1000 mgO_2/kgMVS/h$). Dans ce cadre, l'Allemagne et l'Autriche ont adopté aussi d'autres paramètres tels que le GB_{21} (Cossu et Ragga, 2008) et le COD (Adani et al., 2002) sur solide en donnant pour valeurs seuils $20 L/kgMS$ et entre 9 et $19 g/kgMVS$, respectivement.

L'étude bibliographique a permis de mettre en évidence pour l'évaluation de la stabilité des déchets traités, d'autres paramètres dont les valeurs mesurées sont complémentaires comme,

- la caractérisation physique qui renseigne sur l'évolution de la transformation des déchets, en donnant la répartition en taille et en composition des déchets ;

- et les tests de lixiviation permettant d'évaluer la capacité des déchets à relarguer des molécules minérales ou organiques à caractère polluant.

La caractérisation physique globale inclut la détermination de la composition des déchets avant et après le prétraitement, la mesure de la matière organique totale (MOT) par la perte au feu et celle de la matière organique oxydable (MOO) par l'attaque à l'eau de Javel. Le tri en différentes catégories de déchets selon la norme AFNOR NF XP X30-408 est important afin de quantifier les fractions susceptibles de contenir de la matière organique biodégradable et les fractions contenant la matière plus ou moins inerte.

La caractérisation des éluats issus des tests de lixiviation à l'eau claire est souvent réalisée par des paramètres globaux comme la DCO, la DBO₅, le COT, le NTK, la Conductivité et l'absorbance UV. D'autres méthodes de fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe renseignent sur la part des composés complexes et aromatiques présents dans les déchets stabilisés. Une relation entre le degré «d'humification» de la matière organique exprimée par la proportion des molécules organiques hydrophobes et les résultats des tests de biodégradabilité peut être mise en évidence permettant, ainsi, une définition pertinente de l'état d'avancement de la dégradation des déchets :

- plus les molécules sont hydrophobes, plus la matière organique est difficilement biodégradable

- et plus les réponses biologiques seront faibles et plus l'état de dégradation des déchets est avancé.

Partie 2 Matériels et Méthodes

Chapitre I Description des sites d'études

Les travaux d'échantillonnage et de caractérisation des déchets se sont déroulés sur des sites d'étude en Tunisie et en France permettant d'appliquer les méthodologies sur différents types de déchets ménagers.

I.1 Villes en Tunisie choisies pour l'étude du gisement de déchets urbains

Cette étude a concerné quatre villes tunisiennes en plus de celle de Sfax dont les déchets ont déjà été caractérisés : Kairouan, Menzel Bourguiba, Médenine et Djerba. Les caractéristiques et les localisations des villes de la zone d'étude sont indiquées au Figure 18 ainsi qu'à la Figure 8.

Tableau 18 : Principales caractéristiques des villes

Villes	Djerba	Kairouan	Médenine	Menzel Bourguiba
Localisation	33° 48' N 10° 51' E	35° 40' N 10° 05' E	33° 20' 42" N 10° 29' 24" E	37°10'N 9°40'E
Climat	Méditerranéen à semi-aride	Semi-aride	Aride	Méditerranéen
Te moyenne annuelle (°C)	19,8	19,5	22	18
Pluviométrie	231	308	150	682
Population municipale	64 892	117 903	61 705	47 742
Activités économiques	Tourisme	Agriculture	Agriculture	Industrie et agriculture
Ratio de production de déchets ménagers (moyenne nationale en kg/hab/j)	0,8	0,8	0,8	0,8
Production de déchets/an (T)	18 949	34 428	18 018	13 940



Figure 8 : Carte de localisation des villes de la zone d'étude

Les secteurs à partir desquels les déchets sont échantillonnés ont été choisis, après discussion avec les responsables municipaux des villes correspondantes, sur plusieurs critères (homogénéité des quartiers choisis au niveau des différentes villes, représentativité des quartiers en termes de caractéristiques socio-économiques par rapport aux villes étudiées). Les secteurs désignés sont considérés représentatifs de l'ensemble de la ville (activité commerciale, niveau de vie, activité agricole,...). Le Tableau 19 présente des caractéristiques relatives aux différents secteurs choisis.

Tableau 19 : Caractéristiques des secteurs désignés pour la caractérisation des déchets

Villes	Secteur	Nombre d'habitants	Nombre de logements	Niveau social	Pourcentage d'activités économiques (estimation donnée par les autorités locales)
Kairouan	Cité des Aghlabides I et II	2310	462	Quartiers aisés = 60% Quartiers populaires = 40%	20%
Menzel Bourguiba	Cité Ennajeh	5850	3040	Quartiers aisés = 60% Quartiers populaires = 40%	14%
Médénine	Cité Ennacer	2000-3000 (hivers/ été)	550	Quartiers aisés = 60% Quartiers populaires = 40%	10%
Djerba	Cité Taourit Houmt Souk	7118-7474 (hivers/été)	2000	Quartiers aisés = 30% Quartiers populaires = 70%	16,5%

Une grande partie des essais expérimentaux a été réalisée :

- sur le CET de Sfax pour la mise au point et le suivi du procédé de pré-traitement biologique par compostage ;
- sur le site PTMB en exploitation, Alvēol à Bellac en France, pour la mise au point des indicateurs de stabilisation des déchets.

Par conséquent ces deux sites seront présentés dans les paragraphes suivants.

I.2 Centre d'Enfouissement technique de Sfax (Tunisie)

La ville de Sfax est la deuxième ville et le deuxième centre économique de Tunisie. C'est une ville portuaire située à l'est du pays à environ 270 kilomètres de Tunis. Elle est bordée à l'est par la mer Méditerranée et l'amorce du golfe de Gabès et elle compte 265 131 habitants en 2004. Les déchets ménagers générés au niveau de la zone d'étude sont collectés en porte à porte et transportés vers les centres de transfert correspondants pour être finalement déposés au niveau du Centre d'Enfouissement Technique (CET) de Sfax (Figure 9).

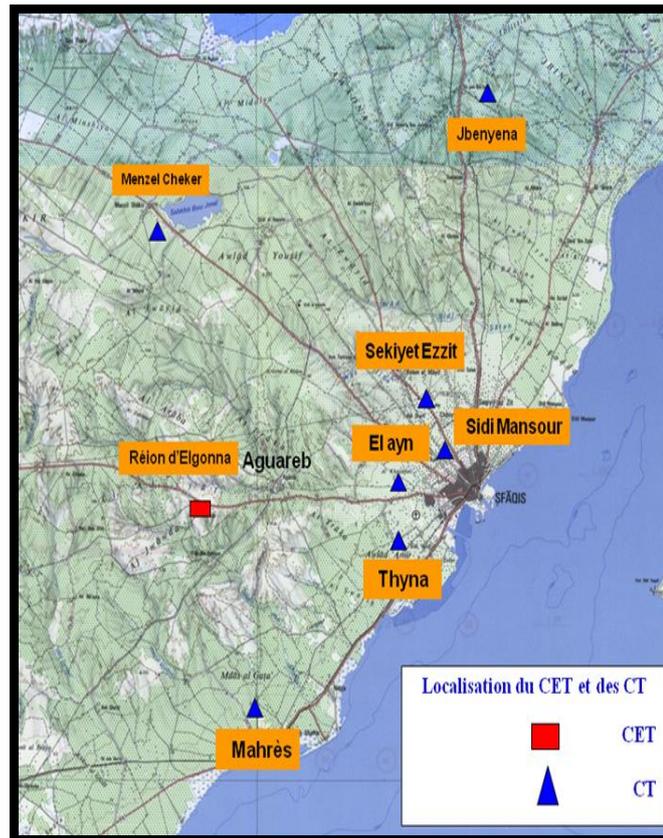


Figure 9: Emplacement des centres de transfert et du CET dans la zone d'étude

Le CET est situé dans la région d'El Gonna à Agareb à environ 20 km de Sfax. Il est destiné aux municipalités du gouvernorat de Sfax pour y stocker les ordures ménagères. Les communes en question sont : Sfax, Sakiet Eddair, Sakiet ezzit, Chihia, Gremda, El-Ain, Thyna, Agareb, Djebeniana, El Hencha, Menzel Chaker et Mahrès.

Le site est, principalement, constitué de :

- l'entrée composée du bâtiment administratif, de la zone de contrôles et du pont bascule ;
- l'aire de stockage des déchets (composées d'un casier de surface totale de 52 100 m² divisé lors de l'exploitation en 5 Alvēoles) sui est pourvu d'une étanchéité de base composée d'une couche de tuff de 25 cm d'épaisseur, d'une couche de support en béton bitumineux BB 0/16 d'épaisseur 6 cm et d'une couche d'étanchéité en béton bitumineux BB 0/11 d'épaisseur 7 cm ;
- le bassin de stockage des lixiviats dont le drainage est gravitaire avec pompage lors du colmatage réseau ;
- la station de traitement des lixiviats : le traitement est assuré par bioréacteur à membranes suivi par une unité d'osmose inverse. Les étapes de traitement sont la coagulation, la floculation, la flottation, le traitement biologique, l'ultra-filtration et l'osmose inverse

Les déchets reçus sur la décharge contrôlée de Sfax sont des déchets urbains non triés à la source (sauf pour ce qui est du plastique récupéré, partiellement, par collecte rémunérée). Les déchets hospitaliers ainsi que certains déchets industriels banals peuvent être mélangés

avec les déchets ménagers et sont enfouis dans les mêmes casiers. La quantité totale de déchets enfouie sur la décharge contrôlée depuis avril 2008 jusqu'à 31 décembre 2010 est de 420 601 Tonnes réparties comme le montre le Tableau 20.

Tableau 20 : Répartition des déchets solides (ménagers et assimilés et de démolition) enfouis dans le CET de Sfax : Période : 05/2008-12/2010

Années	Quantités T	Moyenne Journalière T/J
Total 1 ^{er} année d'exploitation (sur 9 mois) (05/2008 – 03/2009)	142 884	529
Total 2 ^{ème} année d'exploitation (12 mois) (04/2009 – 03/2010)	153 667	421
Total 3 ^{ème} année d'exploitation (9 mois) (04/2010 – 12/2010)	124 061	459
Total depuis le début de l'exploitation jusqu'en décembre 2010	420 601	467

La provenance et la quantité des déchets ménagers reçus des centres de transfert depuis l'entrée en exploitation en avril 2008 jusqu'au mois de novembre 2009 du CET, sont présentées dans le Tableau 21.

Tableau 21: Provenance et quantités de déchets reçus au niveau du CET de Sfax sur 8 mois (avril 2008 à novembre 2009)

Provenance des déchets	Quantités T	Part des déchets totaux %
Centre de transfert Thyna	98 675	39,30
Centre de transfert Sekiet Ezzit	47 099	18,76
Centre de transfert Sidi Mansour	39 975	15,92
Centre de transfert El Ain	34 070	13,57
Centre de transfert Mahrès	7845	3,12
Centre de transfert Jbenyena	6180	2,46
Centre de transfert Menzel Chekir	921	0,37
Industriels	12059	4,80
Municipalité Agureb	4254	1,69
TOTAL	251 078	100

Le transport des déchets est optimisé de façon à ce que tous les déchets produits au niveau de la zone d'étude, à l'exception des déchets de la municipalité d'Agureb dont la

distance la séparant du CET ne dépasse pas 4 km, soient transportés vers les Centres de Transfert (CT) distants du CET de 25 à 60 km. Les déchets reçus au niveau des CT sont les déchets ménagers collectés par les services municipaux. Les déchets de démolition ainsi que les déchets industriels banals assimilés aux déchets ménagers ne sont pas réceptionnés au niveau des CT, mais sont dirigés directement vers le CET.

I.3 Site de PTMB, Alveol, de Bellac (France)

I.3.1 Origine et composition des déchets

Le département de la Haute-Vienne a mis en place une organisation de gestion spécifique des déchets ménagers pour les collectivités adhérentes au SYDED (SYndicat Départemental d'Elimination des Déchets ménagers et assimilés), syndicat ayant la compétence traitement (Figure 10).

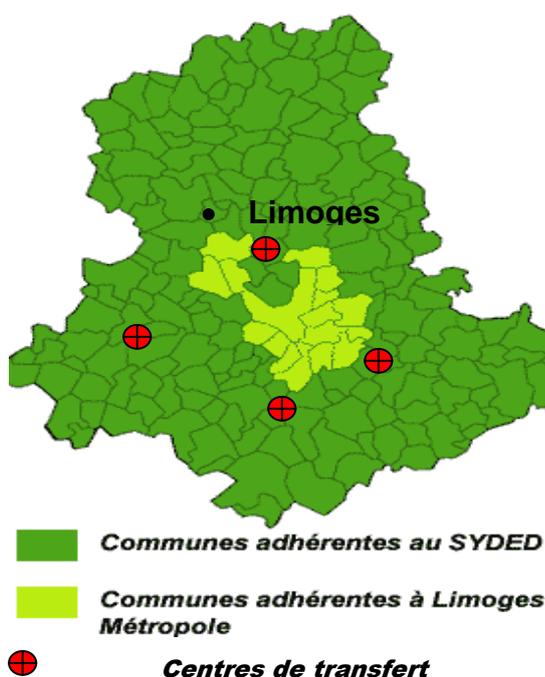


Figure 10 : Zone d'influence du SYDED de la Haute Vienne et localisation des centres de transfert

Le centre de PTMB dit Centre de Stockage de déchets Ultimes, ISDN Alvēol est implanté au Bois du Rois à Bellac (87) et reçoit les ordures ménagères résiduelles de 184 communes. Ces communes de la Haute Vienne sont majoritairement rurales et semi-urbaines. Les déchets sont enfouis après un prétraitement mécanique et biologique. Les ordures ménagères résiduelles (OMR) collectés en Porte à Porte (PAP) ainsi que les emballages ménagers collectés par apport volontaire au niveau de ces communes sont acheminés vers les CT correspondants puis vers l'installation de traitement de déchets non dangereux Alvēol.

Il existe 4 centres de transfert ou transitsitués à Bessines s/Gartempe, Rochechouart St Yrieix-la-perche et Eymoutiers, aux quatre points cardinaux du département (nord, ouest, sud

et est de Limoges). Le site comprend une unité de Pré -Traitement Mécanique et Biologique des OMR et une installation de stockage ISDNN (Installation de Stockage de Déchets non dangereux). L'exploitation a démarré en février 2009. Les données relatives aux communes desservies par les CT et aux productions des déchets sur les premiers mois suivant le début de l'exploitation du site sont présentées dans le Tableau 22.

Tableau 22. Caractéristiques des collectivités ayant accès aux trois stations de transit (Bouhadiba et al., 2010)

CT Rochechouart	Groupements de communes				
Production OMR (tonnes)	Sictom du sud-ouest	C ^{té} C ^{nes} Vienne Glane	C ^{té} C ^{nes} Vallée de la Gorre	Pays de la Météorite	total
	1300,7	4271,3	1249,8	836,1	7657,9
Nombre d'habitant	5569	18364	4275	5289	33497
Production OMR (kg/hab/j)	0,852	0,849	1,067	0,577	0,834
Répartition en % OMR	17	56	16	11	100
CT St Yrieix-La-Perche	Groupements de communes				
Production OMR (tonnes)	C ^{té} C ^{nes} des Monts de Châlus	SICTOM de St Yrieix/Nexon		total	
	1396,8	6519,2		7916	
Nombre d'habitant	5984	25109		31093	
Production OMR (kg/hab/j)	0,639	0,711		0,675	
Répartition en % OMR	18	82		100	
CT Bessines s/Gartempe	Groupements de communes				
Production OMR (tonnes)	C ^{té} C ^{nes} du Haut	SICTOM de Bessines	Centre Basse-Marche	Autres communes	total
	4018,2	4070,6	4239,4	189,00	12517,2
Nombre d'habitant	11540	13900	13648	507	39595
Production OMR (kg/hab/j)	0,953	0,802	0,853	1,01	0,904
Répartition en % OMR	2	33	33	32	100

Les productions d'OMR en kg par habitant et par jour à partir des communes varient entre 0,58 et 1,01. Le groupement de communes ayant le plus important ratio de production

est celui dont les déchets passent par le CT de Bessines/Gartempe avec un taux de 0,90 kg/hab/j suivi par le groupement de communes du CT de Rochechouart avec un taux de 0,84 kg/hab/j et enfin les communes dont les déchets passent par le CT de Saint Yrieix La-Perche (0,68 kg/hab/j). La production moyenne des OMR dans les communes transférant leurs déchets au site de PTMB de Bellac est de 0,81 kg/hab/j, ratio proche de la moyenne nationale déterminée par l'ADEME lors de la campagne nationale de caractérisation de 2007 (ADEME, 2009).

I.3.2 Description du site et de la filière de pré-traitement

Le site s'étend sur 56 ha, dont 25 ha de stockage et 2 ha d'infrastructures, sa capacité de stockage annuelle maximale est de 80 000 tonnes d'ordures ménagères. En 2010, le tonnage d'OMR entrant s'est élevé à 17 784 tonnes (5 j/semaine d'apports).

La durée d'exploitation du site est prévue pour 20 ans. Au-delà, le site subira un suivi régulier pendant 30 ans. Les déchets acceptés sur le site Alvēol sont ceux mentionnés dans l'article 4 de l'arrêté ministériel du 9 septembre 1997 relatif aux installations de stockage des déchets non dangereux « Les déchets municipaux, les déchets non dangereux de toute autre origine. ». Les déchets sont reçus à raison d'environ 100 tonnes par jour et sont classés sous 3 classes:

- les Déchets Industriels Banals (DIB) uniquement enfouis,
- les encombrants à enfouir,
- les Ordures Ménagères (OM) traitées en vue d'une stabilisation avant enfouissement.

Le site Alvēol peut être divisé en cinq zones comme le montre la Figure 11 qui présente un schéma synoptique des différentes étapes prétraitement mécanique et biologique conduisant à l'obtention des déchets stabilisés destinés pour l'enfouissement.

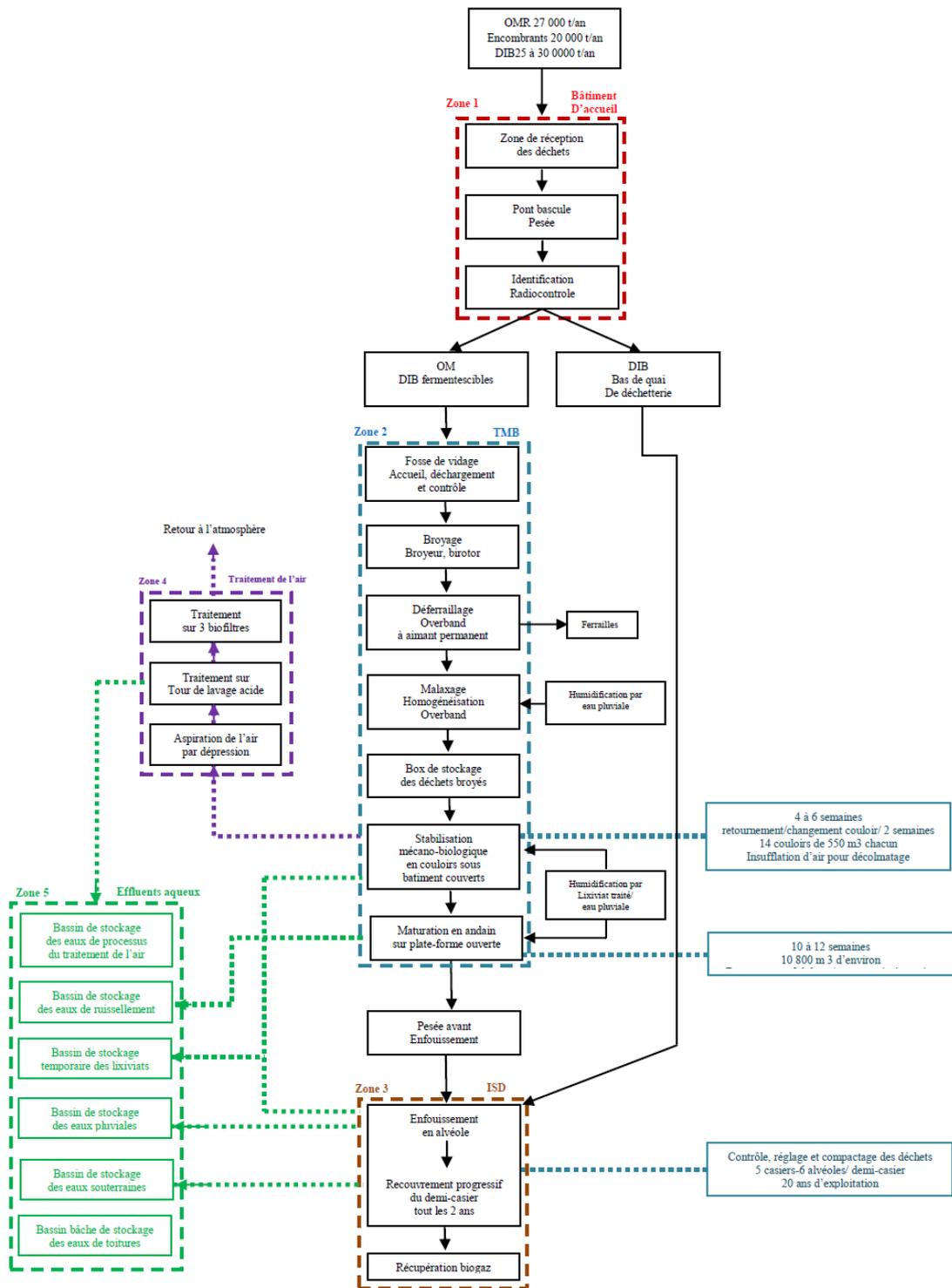


Figure 11 : Schéma synoptique des différentes étapes de l'unité de PTMB de Bellac

I.3.2.1 Traitement mécanique et biologique

a Traitement mécanique

Le traitement mécanique, au niveau de l'unité de PTMB de Bellac, a pour objectif de préparer la fraction organique pour le traitement biologique tout en récupérant la fraction recyclable (métaux et verres). La fosse de réception des déchets reçus, le broyeur et les couloirs de traitement aérobie sont localisés dans bâtiment couvert de 5 940 m².

Le broyeur BIROTOR est alimenté par les déchets de la fosse de réception. Tout déchet visible de type pile, accumulateurs, ou autre, susceptible par sa nature chimique de perturber le traitement ou de libérer, après broyage, des polluants est écarté à ce moment. La performance du broyeur garantit une taille inférieure à 100 mm pour 80% des déchets traités. Les métaux ferreux sont récupérés suite à leur passage sous un déferrailleur de type overband à aimant permanent. Enfin, les déchets sont homogénéisés et humidifiés dans un mélangeur à contre-couteaux puis temporairement stockés dans un box avant d'être envoyés en traitement biologique. L'humidification des déchets au cours de la phase de traitement mécanique et biologique est assurée par l'ajout :

- des lixiviats traités issus du PTMB,
- des eaux pluviales (toiture, plate-forme de maturation, ruissellement),
- des eaux de l'étang au nord du site (phase de démarrage).

Les déchets broyés issus du box de réception sont acheminés vers les modules de traitement aérobie.

b Traitement biologique

Le traitement biologique est opéré en deux temps : les déchets subissent d'abord un traitement aérobie intensif suivi d'une phase de maturation lente.

- Traitement aérobie intensif : les déchets en sortie de la phase de traitement mécanique sont mis en andains dans des couloirs au sein d'un bâtiment couvert et confiné destiné à la phase de fermentation. Le suivi des flux d'alimentation s'effectue par lot avec une durée de remplissage précise de trois jours. Les modules béton sont au nombre de 14 et la durée du traitement aérobie intensif varie de 6 à 8 semaines. L'aération est assurée par des retournements couplés à une aspiration de l'air. Les modules comportent, dans la dalle support, des rails - caniveaux d'aération et de sortie des lixiviats générés au cours de la phase de fermentation. Les déchets en phase de traitement aérobie intensif font l'objet d'un suivi des principaux paramètres régissant la dégradation aérobie des déchets à savoir la température, l'humidité et le taux d'oxygène. Les opérations de retournement, d'humidification et d'évacuation, sont optimisées et effectués en fonction des constats faits sur les paramètres de suivi et le temps de séjour.
- Phase de maturation : à la fin du cycle de traitement aérobie intensif, les déchets sont évacués et acheminés vers la plateforme de maturation à ciel ouvert de 10 800 m². Les déchets sont disposés en andains dont la hauteur n'excède pas 3 m. Ils sont couverts

par des bâches en vue de les protéger des pluies fortes, d'optimiser la teneur en eau des déchets et de limiter les envols éventuels en permettant l'entrée de l'air. La durée de la phase de maturation varie de 8 à 10 semaines.

Chapitre II Echantillonnage des déchets des différents sites d'étude

II.1 Echantillonnage des déchets au niveau des villes Tunisiennes

L'échantillonnage des déchets constitue une étape importante de leur caractérisation. En effet, leurs grandes hétérogénéités et leurs variabilités climatiques, urbaines et socio-économiques sont des contraintes à prendre en compte lors de la planification de toute démarche d'échantillonnage qui doit être basée sur des échantillons représentatifs, selon des protocoles précis et adaptés à la nature des déchets et aux contextes locaux.

Pour cela, les modalités suivantes ont été appliquées :

- les campagnes de caractérisation ont été menées durant les saisons extrêmes (été : mois de juillet et hiver : fin du mois de décembre et début du mois de janvier) ;

- les campagnes ont été menées pour les villes de Kairouan, Medenine, Djerba et Menzel Bourguiba;

- le protocole d'échantillonnage était rigoureux et répétitif au niveau des villes considérées assurant une représentativité des échantillons.

Les résultats quantitatifs et qualitatifs attendus sont de 3 ordres :

- accès à la composition moyenne des déchets ménagers et assimilés dans chacune des villes étudiées;

- accès aux compositions saisonnières des déchets ménagers et assimilés ;

- connaissance de la répartition géographique des gisements potentiellement valorisables.

Méthodologie d'échantillonnage

Les déchets ménagers générés au niveau de la zone d'étude sont collectés de porte à porte et transportés vers les centres de transfert correspondants pour être finalement éliminés au niveau de la décharge contrôlée correspondante.

L'échantillonnage a été réalisé selon les conditions définies par le mode de caractérisation des ordures ménagères (MODECOM) établi par l'ADEME (1993). Des lots de déchets de masse supérieure à 2 tonnes ont été collectés dans les villes des secteurs sélectionnés dans toutes les villes (Tableau 23). Seule la ville a fait l'objet d'une collecte de quantités moindre ($\approx 1,5$ T) pour chacune des campagnes de caractérisation (été et hiver).

Ces déchets collectés au niveau des différents quartiers concernés des villes pilotes sont acheminés vers les centres d'enfouissement technique (Medenine, Djerba et Kairouan) ou vers le centre de transfert (Menzel Bourguiba) correspondants. Ils sont pesés puis ensuite

étalés au niveau des hangars (Medenine, Djerba et Kairouan) ou tentes (Menzel Bourguiba) dédiés aux opérations de caractérisation, puis mélangés par des tractopelles installées pour les besoins de l'échantillonnage. Plusieurs lots d'échantillons de 50 à 70 kg ont été prélevés en différentes zones de la masse de déchets puis assemblés jusqu'à l'obtention d'une masse totale de 500 kg (AFNOR XP X 30-413).

Les déchets ont été prélevés le jour même (Kairouan) ou le lendemain du déchargement des camions (Médénine, Djerba et Menzel Bourguiba). Afin que l'échantillon soit le plus représentatif possible, différents prélèvements sont effectués dans le tas. Ainsi, la masse totale à prélever pour les déchets à échantillonner est répartie en plusieurs fractions prélevées en début, en milieu et en fin de benne ce qui correspond à des moments différents de la collecte. Les échantillons sont, ensuite, triés dans un espace couvert (hangar ou tente) selon les moyens du lieu.

Les masses élémentaires ont été prélevées au moyen des poubelles de 70L de volume. Ces lots d'échantillons sont pesés dans des camions préalablement tarés au niveau du pont bascule. Ce protocole de constitution de l'échantillon de 500 kg a été suivi de la même façon pour toutes les villes, sauf pour la ville de Sfax dont la méthode d'échantillonnage sera détaillée dans le paragraphe de la §Partie 2 II.2.

Afin de déterminer la marge d'erreur relative à l'échantillonnage réalisé, la loi de Bernouilli, loi la plus utilisée dans les études de marché, a été appliquée (Équation 3). Cette loi prend en compte différents paramètres (représentativité, homogénéité et précision) :

$$n = \frac{1,96^2 \cdot N}{1,96^2 + L^2 \cdot (N - 1)} \quad \text{Équation 3}$$

Avec : n : masse de l'échantillon

N : taille de l'univers considéré qui correspond à la masse totale quotidienne de déchets entrants

L : largeur de la fourchette exprimant la marge d'erreur

Les données relatives aux quantités de déchets collectées et aux masses échantillonnées sont données par le Tableau 23.

Les marges d'erreur de l'échantillonnage sont calculées :

- par rapport aux quantités totales journalières produites au niveau de la ville déterminées par calcul (avec la moyenne nationale de production d'ordures ménagères et le nombre d'habitants de la ville),
- par rapport aux quantités prélevées à partir des quantités collectées pour les travaux de caractérisation.

Tableau 23 : Masses d'échantillons prises pour les quatre villes étudiées

Villes/Quartiers	Djerba/ Cité Touarit		Kairouan/ Cité des Aghlabides 1		Médenine/ Cité Ennasser		Menzel Bourguiba/ Cité Ennajeh	
	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté	Hiver	Eté
Quantités produites par jour dans les villes (T)	51915	51915	94323	94323	49364	49364	38192	38192
Quantités collectées du jour de la caractérisation	7 480	9 600	1 460	1 600	3 100	3 160	6 100	8 380
Marge d'erreur sur la collecte (%)	0,02	0,02	0,05	0,05	0,03	0,03	0,02	0,02
Masse du prélèvement (Kg)	500	500	500	500	500	500	500	500
Marge d'erreur sur l'échantillonnage (%)	2,88	2,85	4,00	3,75	3,08	3,08	2,90	2,86
Lieux de caractérisation	Décharge contrôlée de la ville		Décharge contrôlée de la ville		Décharge contrôlée de la ville		Centre de Transfert de M.B	

II.2 Echantillonnage des déchets entrants sur le CET de Sfax

II.2.1 Echantillonnage des déchets ménagers et assimilés bruts

Les déchets échantillonnés au niveau de la décharge contrôlée de Sfax sont les déchets ménagers et assimilés reçus pour enfouissement au niveau du CET de Sfax. Les bennes contenant les déchets de démolition ainsi que les déchets industriels assimilés à des déchets ménagers ont été écartés de toute opération d'échantillonnage.

La première campagne de caractérisation a eu lieu au mois de mars 2009 et l'échantillon constitué a été prélevé du camion de provenance du CT de Thyna, premier CT de la région en termes de tonnage des déchets. La deuxième et la troisième campagne de caractérisation des déchets ont été menées, respectivement, aux de décembre 2009 et de juillet 2010, respectivement.

Les détails des campagnes d'échantillonnage conduites au niveau du CET de Sfax sont présentées dans le Tableau 24.

Tableau 24 : Paramètres des campagnes d'échantillonnage à Sfax

Campagnes	Année	Mois	Origine des déchets
1	2009	Mars	Centre de transfert Thyna
2	2009	Décembre	Centres de transfert Thyna, Sidi Mansour et El Ain
3	2010	Juillet	Centres de transfert Thyna, Sidi Mansour et El Ain

Les déchets échantillonnés lors de ces deux campagnes de caractérisation ont été prélevés à partir de fractions représentatives des camions de déchets de provenance du CT de Thyna, du CT de Sidi Mansour et du CT d'El Ain (Figure 12).

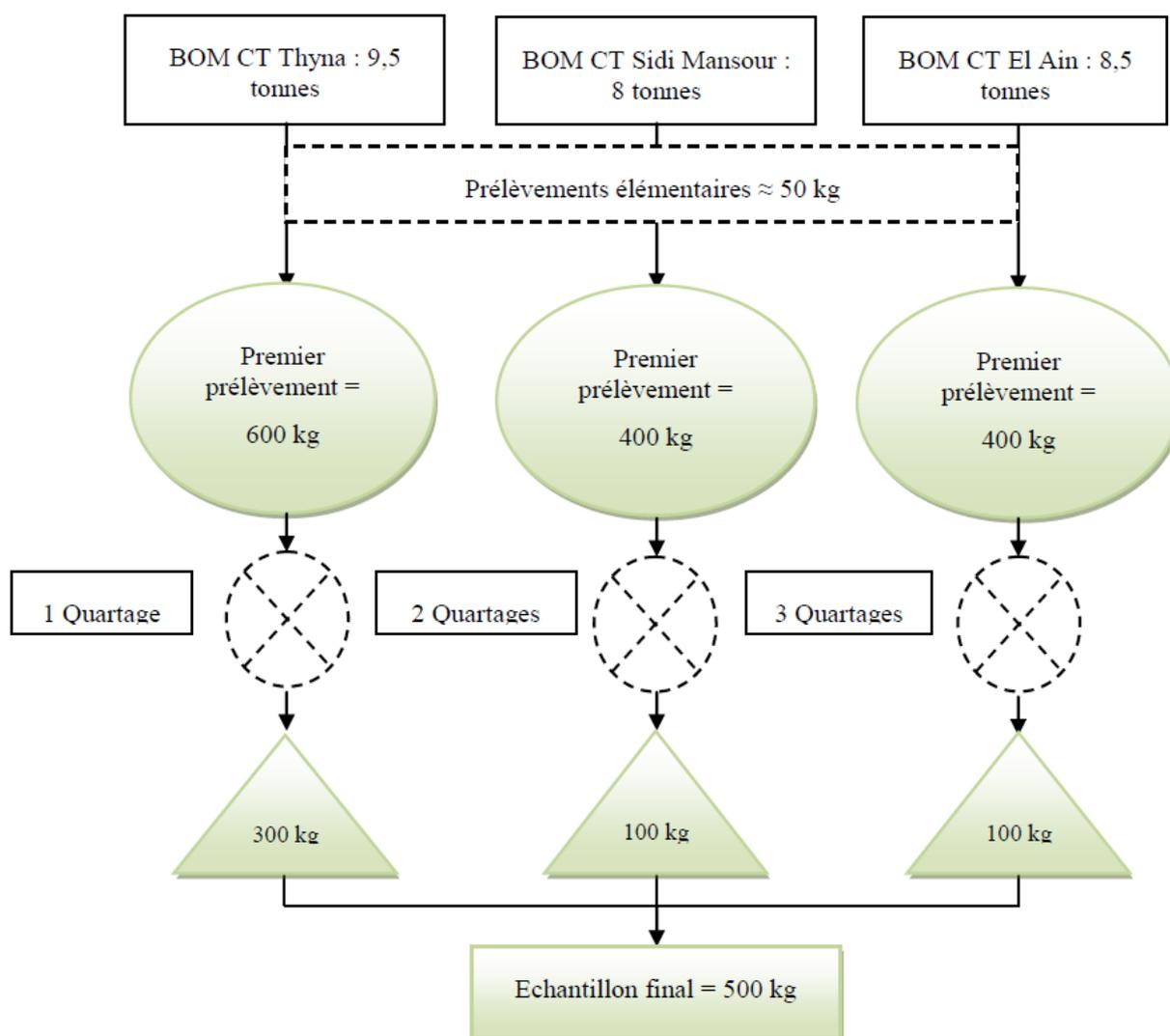


Figure 12 : Protocole d'échantillonnage des déchets à partir des BOM en provenance des trois CT

Le CT de Sekiet Ezzit n'a pas été pris en considération à cause de la quantité importante de déchets industriels assimilés aux déchets ménagers qui est collectée avec les déchets ménagers. Les déchets de provenance des autres CT et de la municipalité d'Aguareb représentent 7,65 % de l'ensemble des déchets enfouis au niveau du CET.

Toutefois, au vu des contraintes causées par les horaires d'arrivage des BOM en provenance de ces CT et de la municipalité d'Aguareb, et des très petites masses à prélever pour la constitution des 500 kg de l'échantillon, cette part des déchets n'a pas été prise en considération. Après sa constitution, l'échantillon est placé dans un hangar abrité et sa caractérisation physique (tri catégorique, granulométrique et humidité) est réalisée le même jour.

II.2.2 Echantillonnage des andains de déchets ménagers

II.2.2.1 Mise en place des andains pilotes de stabilisation à Sfax

Deux andains pilotes ont été mis en place au niveau du CET de Sfax à partir des déchets ménagers reçus du CT de Thyna. Les andains ont été constitués d'environ 5 tonnes chacun de déchets ménagers bruts. Les encombrants et les hétéroclites ont été éliminés. Ne sont concernés par ce tri manuel que les déchets facilement visibles à l'œil. Les déchets triés sont préalablement homogénéisés manuellement. Cette action de tri est accompagnée d'un déchiquetage des sacs poubelles fermés. Les déchets triés sont préalablement homogénéisés à l'aide d'un tractopelle.

Les andains mis en place sont de profils trapézoïdaux : 3 m de long, 1,5 m de large et de 1,5 m de haut et la durée du traitement est de 17 semaines (6 semaines de fermentation et 11 semaines de maturation). Les andains ont été mis en place sur une membrane géosynthétique en PEHD pour éviter la contamination des déchets par les graviers et sables du sol.

Les retournements et l'arrosage des andains ont été optimisés pendant le suivi du procédé de dégradation des déchets, principalement, la température et l'humidité. En effet, les retournements manuels sont réalisés pour maintenir un taux d'oxygène suffisant à l'activité des micro-organismes. Les arrosages sont indispensables au maintien d'une teneur en eau des déchets aux alentours de 50 %. Les arrosages sont associés aux retournements afin d'assurer une homogénéisation de la distribution de l'eau et d'éviter la création de zones anaérobies et de chemins préférentiels au sein des massifs de déchets. Les andains ont été arrosés avec l'eau du réseau pour l'un et avec l'eau de la station d'épuration des eaux usées urbaines d'Aguareb. Ce choix a été décidé pour limiter l'utilisation de l'eau du réseau, coûteuse alors que celle de la STEP est disponible au niveau du CET pour l'arrosage des plantations du site. Le type de traitement des eaux à la station d'Agareb ainsi que les caractéristiques physico-chimiques des eaux épurées sont présentées à l'ANNEXE 1.

L'utilisation de l'eau de la station d'épuration des lixiviats du CET n'était pas possible étant donné que la station n'était pas entrée en activité à la mise en place des andains.

II.2.2.2 Echantillonnage des andains

Pour limiter les erreurs d'interprétation des paramètres mesurés suite à la prise d'échantillons non représentatifs, les andains ont été divisés virtuellement en trois parties (gauche, droite et centrale) ; les échantillons pour les mesures d'humidité sont prélevés à une fréquence de quatre jours, à différentes profondeurs des trois parties. Des quantités élémentaires d'environ 5 kg sont prélevées et sont par la suite mélangées puis quartées pour posséder la quantité adéquate pour la mesure de l'humidité.

De la même manière, les mesures de températures sont effectuées en différents points (10 emplacements par zone) et à différentes profondeurs des andains (0,25 ; 0,5 ; 1, mètre). Les températures moyennes à la moyenne de l'ensemble de ces valeurs. La mesure de la température des andains est effectuée à une fréquence de deux jours. Le thermomètre numérique utilisé est un thermomètre AMA DIGIT ($\pm 0,1^\circ\text{C}$).

Les prélèvements des échantillons de déchets pour l'évaluation de l'état de la dégradation aérobie des déchets sont effectués lors des opérations de retournement des andains. Les échantillons sont constitués à partir de quartages successifs réalisés sur les mélanges des prises élémentaires au moyen d'un seau de 50 L de contenance, à différents temps de retournements.

Dans le cas où une opération de caractérisation granulométrique et par catégories est prévue, les prises élémentaires de déchets à partir des andains de stabilisation des déchets sont supérieures à celles prélevées habituellement (d'environ 200 kg). La caractérisation granulométrique et par catégories des déchets est réalisée sur des quantités d'environ 50 kg.

La Figure 13 présente les dates de prélèvement des échantillons prélevés lors des retournements des tas. Les échantillons ont été prélevés, jusqu'à la quatrième semaine de traitement aérobie, à une fréquence de 7 jours. A partir de cette date et vue la stabilisation de la température mesurée au niveau des deux andains, indice d'un ralentissement de l'activité des microorganismes et des réactions de dégradation de la matière organique, les prélèvements d'échantillons sont plus espacés.

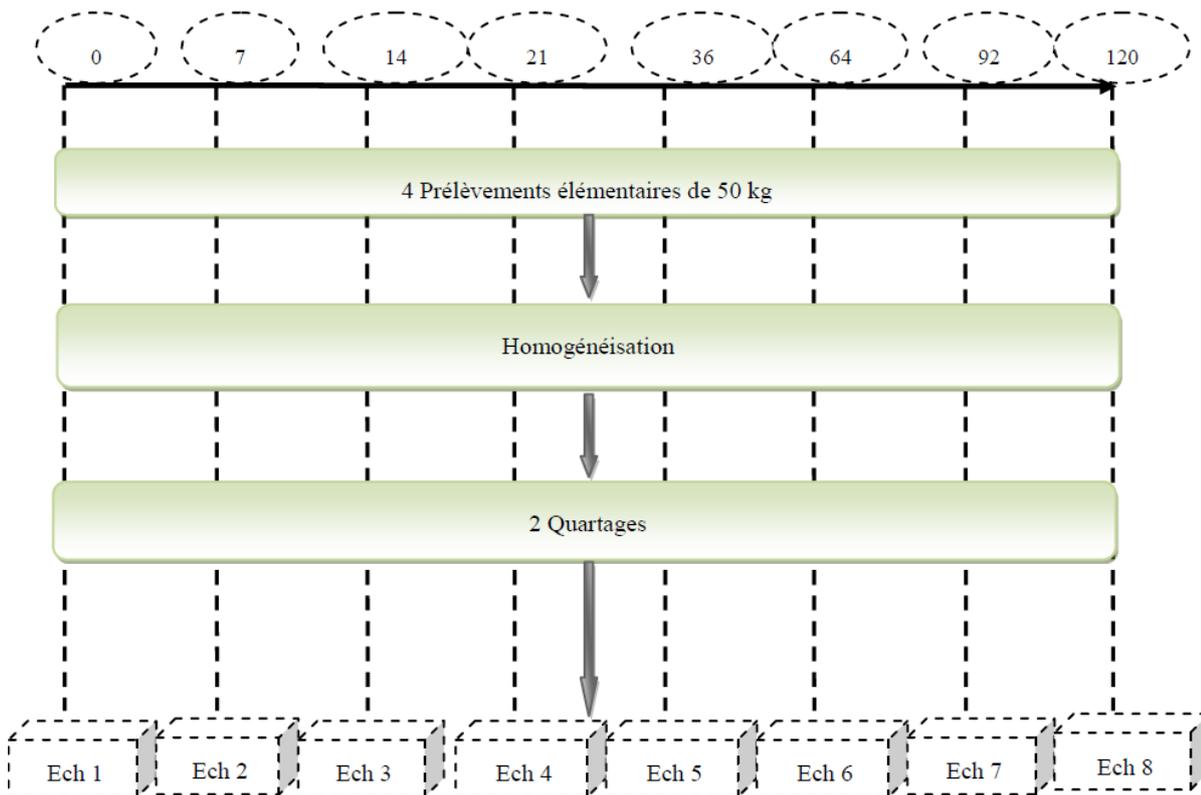


Figure 13: Méthodologie d'échantillonnage des déchets à partir des andains pilotes au cours du traitement (temps en jours)

II.3 Echantillonnage des déchets pré-traités du site PTMB Alveol

Les déchets de l'unité de PTMB ont été prélevés à partir du box de stockage, juste après le broyage, le déferrailage et l'homogénéisation, après trois semaines et sept semaines de fermentation aérobie et à la fin de la chaîne de prétraitement (après 17 semaines).

Les prélèvements au niveau du box de stockage sont réalisés à deux intervalles de temps différents afin d'échantillonner les déchets à partir de deux arrivages de déchets. La masse obtenue d'environ 200 kg est, ensuite, mélangée et quartée quatre fois de suite pour obtenir la quantité nécessaire à la réalisation des analyses.

L'échantillonnage des déchets dans les couloirs de fermentation d'un volume de 490 m³ s'est déroulé en trois jours correspondant à la durée nécessaire au remplissage du tunnel. Des prélèvements élémentaires sont assurés en une journée jusqu'à l'obtention d'une masse de 400 kg. Au bout du troisième jour d'échantillonnage, l'échantillon d'une masse égale à 1200 kg est quarté successivement jusqu'à l'obtention d'un échantillon de 200 kg.

Les échantillons du même lot après 7 semaines de fermentation aérobie et lors de son acheminement vers les casiers de stockage des déchets (après 17 semaines de traitement) sont prélevés de la même manière que celle décrite pour les échantillons en entrée de fermentation.

Après leur prélèvement, les déchets sont placés dans des sacs plastiques hermétiques. Leur caractérisation physique (tri par catégorie, tri granulométrique et humidité) est réalisée au bout de 24 heures. Les échantillons récupérés pour la caractérisation chimique sont séchés

dans une enceinte thermostatée une température maximale de 80°C puis placés dans des sacs plastiques fermés jusqu'à leur analyse.

La

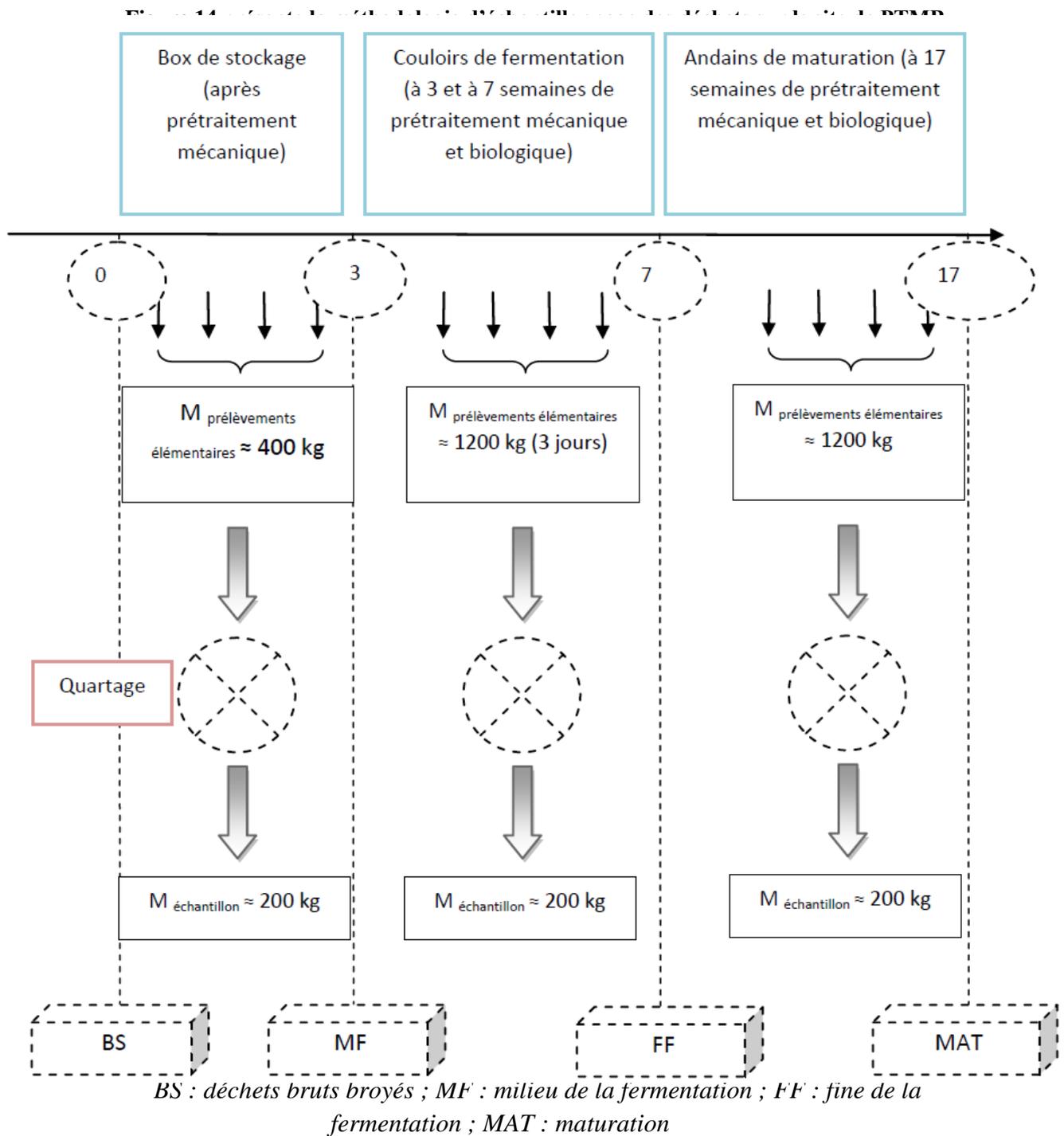


Figure 14 : Méthodologie d'échantillonnage des déchets traités

Chapitre III Caractérisation des déchets

III.1 Caractérisation des déchets solides

III.1.1 Caractérisation granulométrique et par catégories

Le protocole de caractérisation des déchets échantillonnés est basé sur la norme française XP X30-408 (AFNOR, 1996). La caractérisation granulométrique s'effectue grâce au tri des déchets en 3 tranches granulométriques : gros (> 100 mm), moyens (20 -100 mm) et fins (< 20 mm) et ce au moyen de la table de tri présentant trois niveaux de séparation correspondants aux différentes tailles. Les déchets sont ensuite triés de manière à identifier les principales catégories (Norme AFNOR XP X30-408).

L'ensemble des opérations de caractérisation est présenté dans la Figure 15.

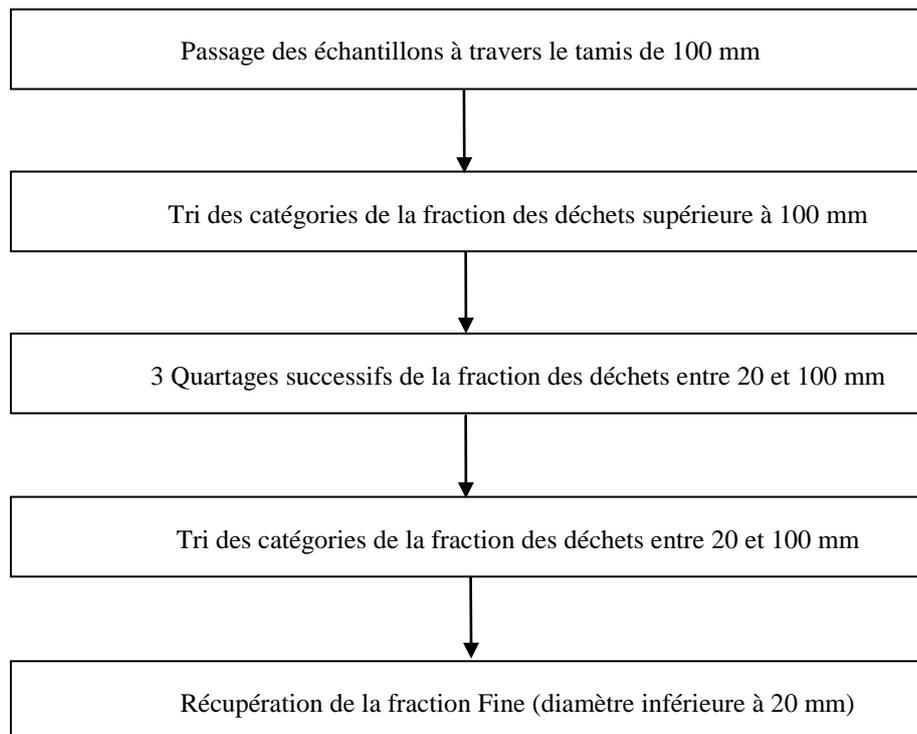


Figure 15 : Méthodologie du tri physique des déchets.

L'échantillon de 500 kg (prélevé à partir des BOM) ou de 200 kg et de 100 kg (prélevé à partir des andains de traitement des déchets) est passé sur la table de tri. Les déchets de taille supérieure à 100 mm sont séparés du reste des ordures puis triés de manière à identifier les 12 catégories constitutives (putrescibles, papiers, cartons, composites, textiles, textiles sanitaires, plastiques, CNC, verres, métaux, INC, spéciaux). La catégorie des plastiques a été subdivisée en deux sous-catégories à savoir celle des plastiques durs (bouteilles) recyclables et celles des plastiques en films (sacs et emballages). La masse de chaque catégorie est pesée à l'aide

d'une balance de précision ($\pm 0,250$ Kg) et la somme des masses de toutes les catégories représente la masse d'échantillon retenu de taille supérieure à 100 mm.

Après 3 quartages successifs de la fraction moyenne, le tri par catégorie est réalisé pour cette dernière. Enfin la fraction fine récupérée est introduite dans la composition comme une catégorie à part. Du fait que les particules fines sont constituées en majorité d'éléments dégradés, non reconnaissables, leur séparation par catégories paraît donc fastidieuse et incertaine. Les résultats de la composition granulométrique et catégorique des déchets étudiés sont exprimés en pourcentage de la masse humide totale.

III.1.2 Analyses physico-chimiques

III.1.2.1 Densité apparente, d en $T.m^{-3}$

Dans un substrat aussi hétérogène que les déchets ménagers, la densité est assimilée à la masse volumique. Pour déterminer la densité apparente, un seau de volume déterminé est pesé vide, puis rempli avec un échantillon de déchets homogénéisés, puis pesé de nouveau. Les pesées sont effectuées avec une balance de précision ($\pm 0,250$ Kg). Cette mesure est répétée au moins 5 fois. La densité d est calculée selon la formule :

$$d = M / V \quad \text{Équation 4}$$

Avec : M : Masse de l'échantillon (Kg ou T).

V : Volume du seau (L ou m^3).

III.1.2.2 Humidité, $H\%$

Suite à la caractérisation granulométrique et par catégories, la mesure de l'humidité est réalisée sur toutes les catégories et les sous-catégories exception faite des déchets ménagers spéciaux (DMS) où l'élévation de la température peut provoquer des accidents (batteries de² téléphones, briquets,...). L'humidité est, ainsi, déterminée pour chaque catégorie et pour chaque classe granulométrique triée.

La détermination de la teneur en humidité des échantillons prélevés en vue de suivre l'évolution de ce paramètre au cours de la stabilisation, se fait par le séchage d'une masse d'environ 1 kg de déchets. Le choix de la température de séchage ($80^\circ C$) a pour objectif d'éviter la détérioration de la MO. On peut déterminer l'humidité de plusieurs manières

$$* H (\text{/masse brute}) \% = 100 * (M_0 - M_f) / M_0$$

H : taux d'humidité (exprimé en %),

M_0 : masse initiale du déchet à sécher (g),

M_f : masse finale du solide séché (g)

$$* H (\text{/masse sèche}) \% = 100 * (M_0 - M_f) / M_f$$

H : taux d'humidité (exprimé en %),

M_0 : masse initiale du déchet à sécher (g),

M_f : masse finale du solide séché (g)

$$* H (v/v) \% = 100 * V_{\text{eau}} / V_t$$

H : taux d'humidité (exprimé en %),

V_{eau} : volume d'eau évaporée (cm³),

V_{total} : volume d'échantillon brut = M_0/d

III.1.2.3 Acidité, pH

Le déchet reconstitué et séché est broyé à 10 mm et ajouté à une suspension aqueuse en respectant un rapport de 1/5 entre la masse du déchet(g) et le volume d'eau distillée ajouté (mL). Si le volume d'eau ajouté ne suffit pas à obtenir une suspension, un rapport supérieur (1/10,1/15) est appliqué. Une fois la suspension réalisée, on mesure son pH à l'aide d'une électrode de verre et d'un pH-mètre préalablement étalonné avec des solutions tampon.

III.1.2.4 Test d'auto-échauffement

Le test de Capacité d'Auto-Echauffement (CAE) est réalisé sur la fraction fine du déchet. Il mesure l'aptitude d'un déchet à monter en température lors de la dégradation de sa matière organique. L'élévation de la température au cours de l'incubation est signe de la reprise de l'activité microbienne au sein du système. Le test consiste à placer environ 1,5 L de la fraction fine des déchets traités dans un vase de Dewar à température ambiante (20°C) pendant une dizaine de jour (mesure de CAE10) et en plongeant un thermomètre dans le tiers inférieur du déchet. Ce test a été réalisé après ajustement de la teneur en eau des déchets étudiés à un taux d'humidité optimal d'activité microbienne de 50%. Le degré de maturité du déchet est déterminé sur la base de l'écart entre la température maximale atteinte lors de l'incubation et la température ambiante.

III.1.2.5 Matière organique totale, MO% (ou Matière Volatile, MV%)

La mesure de la teneur en matière organique totale se fait par la mesure de la perte au feu. C'est la méthode la plus couramment employée pour évaluer la matière organique contenue dans le déchet. Elle consiste à calciner un échantillon sec, la perte de masse et le résidu correspondant, respectivement, à la matière volatile et à la matière minérale, respectivement.

Il est à noter que la charge organique biodégradable ne peut pas être rapportée à celle des solides volatiles. Cette dernière prend en compte certains éléments contenant une forte teneur en matière organique alors qu'ils sont peu ou pas biodégradables comme les plastiques, les textiles, les cuirs, le caoutchouc.

Une dizaine de grammes de chaque déchet séché et broyé est calcinée à 550 °C pendant 4 heures au four Volca Prolabo. Les analyses sont doublées. La teneur en matière organique totale ou en solide volatil est obtenue par différence de pesée entre la masse du déchet sec (80°C) et la masse du déchet calciné (Équation 5).

$$\text{MO \%} = 100 * (\text{Mc} - \text{Ms}) / \text{Ms} \quad \text{Équation 5}$$

Avec % MO : pourcentage de matière organique dans l'échantillon sec,

Ms : Masse de l'échantillon après passage à l'étuve à 80°C,

Mc : Masse de l'échantillon après calcination.

La teneur en MO est exprimée en pourcentage de Matière Sèche (% MS). La teneur en matière organique est déterminée sur toutes les catégories contenant de la matière organique (putrescibles, papier, carton, CNC, fraction < 20 mm, complexes, plastiques et textiles) ou sur un échantillon de déchet brut broyé.

Remarque : MOT= Matière organique synthétique + Matière organique non synthétique

$$\text{MOT\%} = \text{MOS\%} + \text{MONS\%}$$

Pour mesurer la teneur en matière organique non synthétique, donc biodégradable, on peut utiliser une attaque par un réactif moins fort tel l'eau de Javel qui ne peut pas oxyder les matériaux de type plastique, papier-carton, textiles, cuirs et caoutchouc.

III.1.2.6 Matière organique oxydable, MOO%:

La matière organique oxydable correspond à la matière organique capable d'être oxydée en dioxyde de carbone et en eau dans les conditions optimales d'oxydation de l'eau de Javel. L'attaque au chlore est réalisée selon la norme AFNOR XP U44-164, méthode d'analyse des composants inertes dans un compost. Elle vise à détruire la matière organique non synthétique. Les inertes sont ensuite triés par densimétrie, puis par tamisage et tri manuel. On différencie, ainsi, les matières facilement oxydables (putrescibles) des matières non oxydables. Les catégories triées sont : bois, papier/carton, plastiques, verre, métaux, INC, CNC. Les INC et les CNC sont différenciés par perte au feu selon le protocole énoncé au paragraphe précédent. L'essai consiste à mettre en contact une masse de 100 g de la fraction fine des échantillons prélevés et tamisés avec de l'eau de javel concentré à 13% de chlore actif. La matière organique disponible s'oxyde chimiquement et elle est déterminée par différence de masses. Après séchage à 80°C, le tri par catégories permet d'établir un bilan matière de la fraction fine. Les essais sont répétés 2 fois par souci de reproductibilité. Les résultats sont exprimés en pourcentage de MS.

III.1.2.7 Azote total Kjeldahl, NTK en mgN.g(MS)⁻¹

L'azote Kjeldahl est déterminé sur des échantillons broyés de 0,55g de déchets selon la norme NF EN 13342, après minéralisation de déchet en milieu acide concentré (H₂SO₄ à 95%), en présence d'un catalyseur (K₂SO₄ et sélénium). L'ammonium formé est neutralisé par la soude 30% en ammoniac qui est entraîné à la vapeur et neutralisé sous forme

d'ammoniaque par l'acide borique ; le borate produit est neutralisé par HCl 0,02N, en présence de rouge de méthyle et de bleu de méthylène.

III.1.2.8 Substances de type humique

Le processus de la dégradation aérobie des déchets est similaire à celui de l'humification naturelle des résidus organiques en substances humiques dans les sols. La détermination de l'état de l'humification au moyen de la quantification des parts d'acides humiques et d'acides fulviques permet d'informer sur l'état de la stabilisation des déchets.

La détermination des substances de type humique (SH^*) est réalisée par extraction alcaline du solide des acides de type fulvique (AF_s^*) suivie d'une précipitation des acides de type humique (AH_s^*) en milieu acide. Le mode opératoire d'extraction des acides humiques et fulviques décrit dans la

Figure 16 s'inspire du protocole utilisé pour les composts et transférée au déchet (Francou et al., 2008).

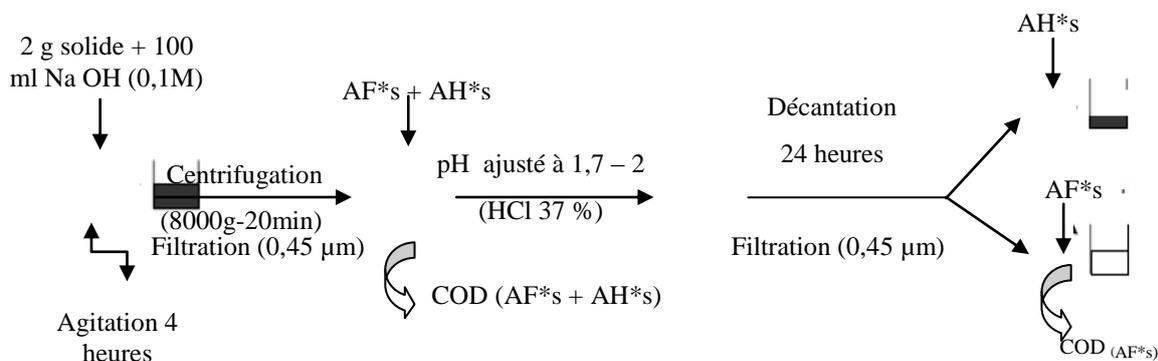


Figure 16: Schéma du protocole d'extraction des AH_s^* et AF_s^*

Les acides de type humique et fulvique sont extraits du déchet solide après broyage, par contact d'une masse donnée de déchet (environ 2g) avec 100 mL de soude à 0,1N pendant 4h, sous agitation constante (180 rpm). Le liquide récupéré est filtré à 0,45µm puis acidifié jusqu'à ce que le pH soit égal à 2 avec une solution de HCl à 37%. Cette acidification permet de faire précipiter les acides de type humique (AH_s^*). Après décantation, le liquide est à nouveau filtré à 0,45µm. Un dosage du COD avant et après acidification permet de déterminer les quantités d'acides de type humique (AH_s^*) et d'acides de type fulvique (AF_s^*) extraites par l'Équation 6 et l'Équation 7.

$$AF_s^* (\text{mg.kg}^{-1}) = (\text{COD}_{AF_s^*}) \times (V / M) \quad \text{Équation 6}$$

$$AH_s^* (\text{mg.kg}^{-1}) = ((\text{COD}_{(AF_s^*+AH_s^*)}) - (\text{COD}_{AF_s^*})) \times (V / M) \quad \text{Équation 7}$$

Avec: $(\text{COD}_{AF_s^*})$: concentration en COD de la fraction AF_s^* (mg/L).

$(\text{COD}_{(AF_s^*+AH_s^*)})$: concentration en COD de la fraction $(AF_s^* + AH_s^*)$ (mg/L).

m : masse de la prise d'essai (kg).

V : volume de NaOH, 0,1N (L)

III.2 Paramètres de suivi des déchets solides en phase de dégradation

III.2.1 Tests de dégradabilité

III.2.1.1 Activité aérobie en condition statique, AT₄

L'activité respiratoire en condition statique ou AT_n « AtmungAktivität » est un test de référence du décret allemand (AbfAbIV) sur le stockage des déchets prétraités (Addendum 2, n°5). Il figure parmi les paramètres du projet de Directive européenne « Traitement des biodéchets ». Plusieurs auteurs (Heernklage et Stegman, 2001 ; Binnet & Zach, 1998) ont montré qu'il permet de différencier états de dégradation des déchets.

La mesure de l'activité respiratoire en conditions statiques est généralement effectuée avec un dispositif de mesure de la consommation d'oxygène à savoir l'oxytop® ou le sapromat™ H+P LaboTechnik® qui permet de maintenir un taux constant en oxygène. Le dioxyde de carbone produit lors de l'essai est piégé par des pastilles ou une solution de soude (NaOH) ou de potasse (KOH).

L'activité respiratoire en condition statique est exprimée en mgO₂.g⁻¹MS selon la relation présentée par l'Équation 8.

$$AT_n \text{ (mgO}_2\text{.g}^{-1}\text{MS)} = (\text{MM(O}_2\text{)/RT}) \cdot (V \cdot \Delta p / m(\text{MS})) \quad \text{Équation 8}$$

Avec :

MM(O₂) = Masse Molaire de l'oxygène (mg.mol⁻¹) ;

V = Volume de gaz disponible dans la fiole (L);

R = constante des gaz parfaits (83,14 L.mbar.mol⁻¹.K⁻¹) ;

T = température (K) ;

m(MS) = masse sèche de l'échantillon (kg) ;

Δp = variation de pression (mbar).

Afin de mettre en place le protocole le plus adéquat pour le suivi de la dégradation des déchets au cours d'un procédé de PTMB, plusieurs essais ont été mis en œuvre, optimisés et comparés au regard de l'accès à la matière organique disponible dans un déchet d'ordures ménagères. Les mesures ont été réalisées, en triplicata, dans des fioles de 500 mL et les mesures de demande en oxygène ont enregistréées au moyen des oxytop®; dans le cas où la valeur récupérée a été différente à plus ou moins plus de 30%, elle était éliminée.

a Influence de la masse à incuber

Afin d'évaluer la masse de déchets à incuber, une pré-étude a été menée à partir des déchets de la ville de Sfax. Des essais d'AT₄ ont été réalisés sur des échantillons de déchets frais tamisés à 20 mm et séchés à 80°C. Les déchets ont été humidifiés à 75% MS. Les masses sèches testées sont de 5g et 10 g.

La Figure 17 présente les résultats des tests de mesure de l'activité respiratoire statique de la fraction fine des déchets de Sfax pour des masses incubées de 5 et 10 grammes.

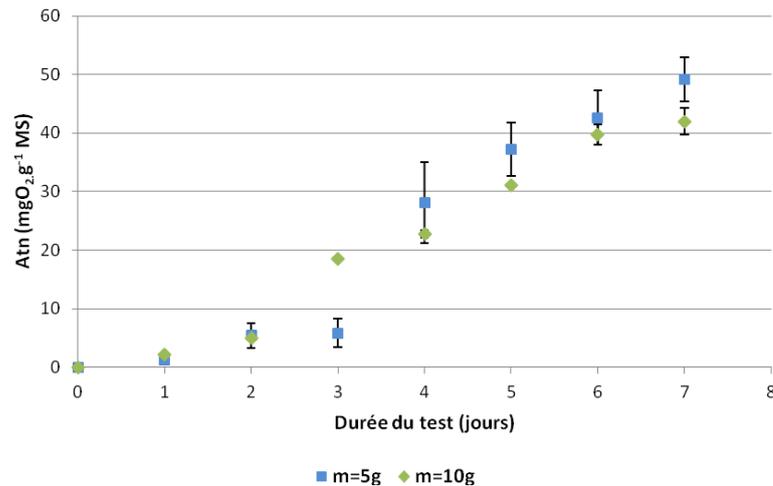


Figure 17 : Activité respiratoire statique de la fraction fine des déchets de Sfax pour m= 5 et 10 g MS.

Les déchets incubés sont humidifiés par saturation puis par suivi de l'évaporation jusqu'à la teneur d'eau souhaitée (75% MS \approx 100% de la capacité au champ). Les données d'ATn récupérées chaque jour montrent que la période de latence des déchets a duré près de 3 jours. Cette inhibition de la respiration est caractéristique des déchets frais ou ayant subi un pré-traitement court ou inefficace (Binner, 2003 ; Heerenklage et Stegmann, 2001). Suite à cette phase de latence, le test a été maintenu jusqu'à 7 jours afin d'éviter les interprétations erronées des résultats tout en prenant en considération cette phase d'inhibition.

Le suivi de l'évolution de l'activité respiratoire montre que le test avec l'incubation de 5 g MS donne des valeurs d'ATn légèrement supérieure au test conduit sur 10 g MS. Toutefois, les masses faibles d'échantillons induisant de plus importantes erreurs d'échantillonnage conduisent à adopter le test avec la masse de 10 g MS.

b Influence de la préparation de l'échantillon de déchets

La préparation des échantillons de déchets pour incubation passe par un broyage puis un tamisage. Dans ce qui suit on présentera les résultats de mesure d'AT₄ de deux échantillons, préparés différemment, de déchets stabilisés issus de l'unité de PTMB de Bellac (Figure 18). Le premier échantillon est obtenu suite à un tamisage à 20 mm alors que le deuxième échantillon est obtenu suite au broyage à 20 mm des déchets traités. Les deux échantillons sont séchés à une température de 80°C et ont été humidifiés à 75% de la MS. Les masses incubées sont de 10 g MS.

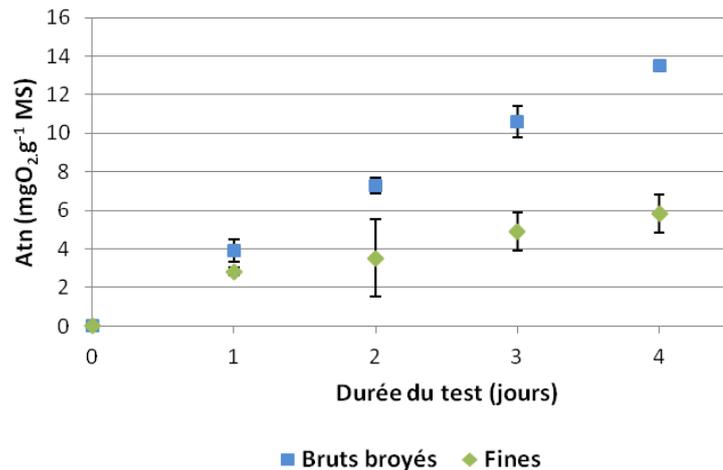


Figure 18 : Activité respiratoire statique d'un échantillon de la fraction fine et d'un échantillon de déchets broyés issus du PTMB de Bellac

Le test montre que les échantillons broyés présentent des valeurs d'ATn plus importantes au cours du test que les échantillons issus du tamisage des déchets. Ceci peut être expliqué par une teneur plus importante en matière facilement biodégradable dans les déchets bruts que dans les fines < 20 mm qui sont le résultat de la biodégradation des déchets bruts au cours du pré-traitement. Contrairement aux déchets frais non traités, la phase de latence du test d'AT₄, pour les déchets traités, n'est plus que de quelques heures.

c Influence de la teneur en eau

La Figure 19 représente les consommations d'oxygène à partir d'échantillons de déchets incubés à 20°C. Les conditions opératoires sont similaires excepté les teneurs d'eau des échantillons et le mode d'humidification. Le premier mode d'humidification (Figure 19, a) consiste à rajouter un volume d'eau souhaité (fonction de la teneur d'eau demandée) aux déchets secs juste avant leur incubation à 20°C ; le deuxième mode d'humidification (Figure 19, b) consiste à saturer les déchets puis à les faire sécher à une température ne dépassant pas les 40°C sous contrôle, jusqu'à obtention de la teneur en eau requise.

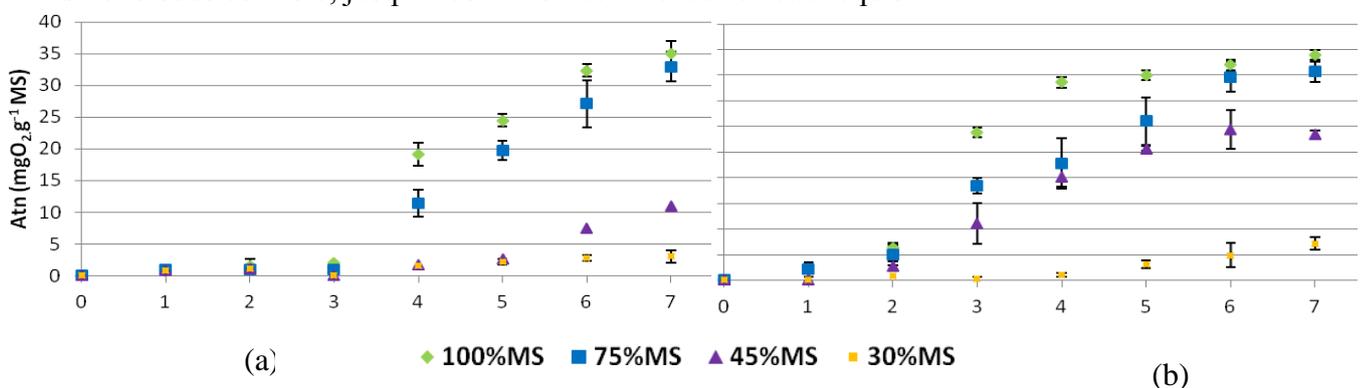


Figure 19 : Influence du mode d'humidification sur l'évolution de l'ATn de la fraction fine (<20mm) : (a) : humidification par ajout d'eau ; (b) : humidification par saturation puis évaporation des déchets de Sfax.

Les teneurs en eau testées sont de 100% MS, 75% MS, 45% MS et de 30% MS. Les échantillons testés sont des échantillons de la fraction fine de déchets frais de Sfax et les masses incubées sont de 10 grammes.

Les résultats des tests réalisés montrent que les teneurs en eau permettant d'avoir une activité respiratoire aérobie optimale sont 100% MS et 75% MS. En dessous l'activité respiratoire est inhibée et les valeurs d' AT_n obtenues seront erronées. En effet, l'ajustement de la teneur en eau du déchet à une valeur proche de sa capacité de rétention, déterminée pour la plupart des échantillons à 75% de la masse sèche, évite une limitation de la réaction.

Par ailleurs, un meilleur rendement est, également, observé lors de l'humidification des échantillons (par rapport aux valeurs d' AT_n et par rapport à une phase de latence moins longue) par une saturation suivie d'une évaporation au lieu d'une humidification par ajout d'eau au moment de l'incubation. Cette amélioration des performances se traduit à la fois par une augmentation de la valeur d' AT_n et une diminution de la phase de latence. Ce résultat peut être expliqué par une meilleure homogénéisation des particules de déchet avec l'eau lors de la saturation d'eau.

d Influence de l'aération

L'aération des fioles des tests d' AT_n permet l'apport en oxygène nécessaire pour assurer les réactions de dégradation aérobie.

La Figure 20 présente deux exemples de tests réalisés à la fois avec des déchets traités (MAT) et des déchets frais (BS) issus de l'unité de PTMB. Le premier test (Figure 20, a) est celui d'une incubation sans aération du substrat alors que le deuxième représente les résultats d' AT_n suite à l'incubation de 10 g de déchets, avec une aération journalière des fioles des essais. Les déchets testés sont des déchets bruts broyés à un diamètre de 20 mm et humidifiés à 100% MS. Afin de faciliter la comparaison entre les deux types de déchets, la phase de latence observée pour les déchets frais a été prise en compte (maintien du test à 7 jours et déduction des trois premiers jours d'activité respiratoire inférieure à 20% de l' AT_4).

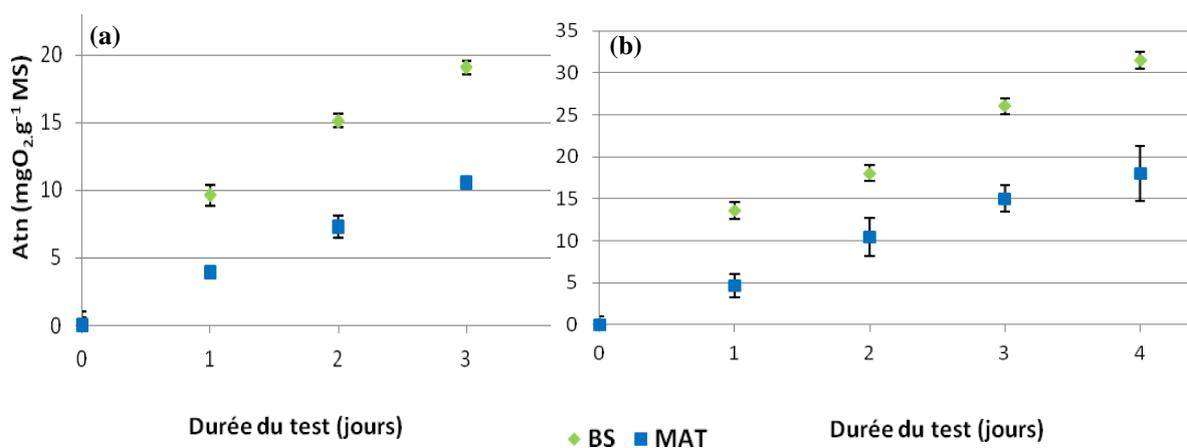


Figure 20 : Influence de l'aération des échantillons de déchets sur la mesure de l' AT_n : (a) : incubation sans aération ; (b) : incubation avec aération journalière

La Figure 20 montre une meilleure dégradation de la MO dans le cas de l'apport constant en oxygène (Figure 20, b) avec des teneurs d'ATn plus importantes que dans le cas d'un test sans aération (Figure 20, a). En effet, dans le cas de la mesure de la dépression liée à la consommation d'oxygène par le SapromatTM, cette dépression induit l'électrolyse d'une solution de sulfate de cuivre qui aboutit à la formation d'O₂ et le maintien constant de son taux (Lasiridi & Stentiford, 1998). Au contraire, dans le cas de l'OXYTOP®, la dégradation de la matière organique contenue dans les déchets peut être inhibée par défaut d'oxygène et donc l'aération du substrat au cours de la période d'incubation doit être prise en considération (Veeken et al., 2003).

Afin de remédier à ce problème, une aération journalière (durée et horaires constants) au moment du relevé des résultats journaliers à partir des fioles tests est indispensable pour optimiser le protocole de l'ATn.

e Conditions opératoires du test appliqué

Les résultats précédents apportent des informations sur l'influence des conditions opératoires sur la dégradation aérobie de la matière organique par les micro-organismes.

La teneur en eau la mieux adaptée semble excéder de peu la capacité de rétention des déchets avec 100%MS ; Dans le cas de tests réalisés sur des déchets frais ou très « réactifs » compte tenue de leurs contenus en MO facilement biodégradable, il serait plus judicieux de conduire le test sur 7 jours et d'en déduire, par la suite, la phase de latence. Les masses permettant un meilleur rapport solide/air dans des fioles de 500 mL sont celles de 10 et de 5 grammes.

Afin d'éviter les erreurs relatives à la représentativité de l'échantillonnage, à rendements similaires, c'est la masse de 10g MS qui a été retenue pour la conduite des tests de détermination de l'activité respiratoire en conditions statiques. Par ailleurs, l'aération constante des fioles de tests est indispensable pour éviter les erreurs d'interprétation liées au manque d'oxygène.

Les conditions opératoires optimales des tests de mesure de l'activité respiratoire en condition statique mis en place sont décrites dans le Tableau 25.

Tableau 25 : Conditions opératoires des tests d'ATn mis en place.

Préparation des échantillons	Humidification		Masses (g)	aération	Durée	
	Teneur en eau	Mode d'humidification			Déchets réactifs	Déchets matures
Broyage à 20 mm	100% MS	Saturation puis évaporation	10	Toutes les 24 heures	7 jours	4 jours

III.2.1.2 Activité anaérobie : Potentiel Bio Méthanogène, BMP

L'évaluation de la biodégradabilité anaérobie de la matière organique dans les déchets étudiés est assurée par la détermination du Potentiel de Bio-Méthanisation (PBM ou BMP en anglais). Le test consiste en une mesure de la production de biogaz ($\text{CO}_2 + \text{CH}_4$) à partir d'une incubation de déchets en suspension en présence d'un milieu nutritif adapté au développement d'une population bactérienne anaérobie. Les essais de mesure du potentiel bio-méthanogène sont effectués dans des flacons Schott de 1 L (Hansen et al., 2004) hermétiquement fermés par des bouchons étanches permettant de prélever facilement le gaz produit afin de l'analyser. Le volume de biogaz produit est mesuré par déplacement d'un volume d'eau dans une colonne graduée dont la précision est de 0,2mL. Le dispositif est présenté dans la

Figure 21.

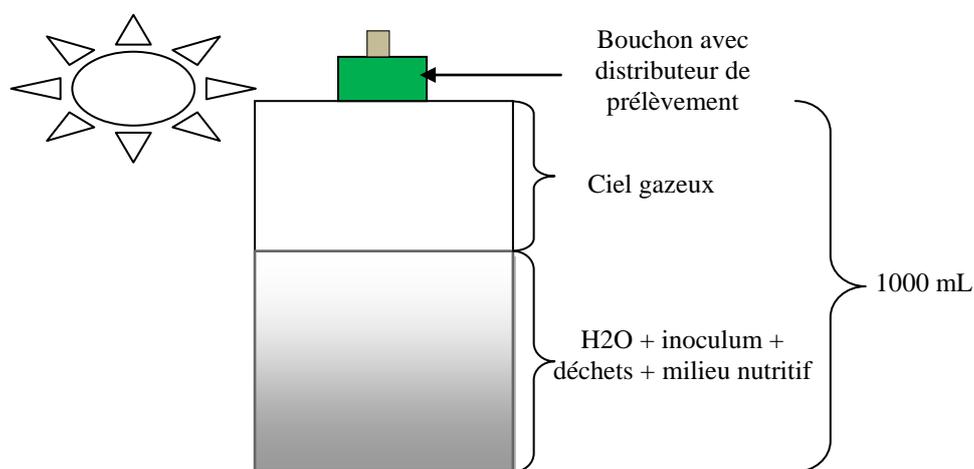


Figure 21 : Flacon utilisé pour les tests BMP

Les échantillons de déchet sont quartés à plusieurs reprises avant un premier broyage grossier. Des quartages supplémentaires sont conduits avant le broyage fin à 1 mm. Les déchets et l'inoculum sont introduits successivement dans les quantités nécessaires pour obtenir un rapport substrat / inoculum rapport (S / I) calculé sur la base des quantités en MV qui est égale à (1). Ce ratio assure l'équilibre acidogénèse / méthanogénèse en batch (Chynoweth et al., 1993). L'inoculum utilisé est échantillonnée à partir de la station de traitement des eaux usées municipales de la Haute Vienne. Les tests sont réalisés en 3 réplicats. Le milieu nutritif ajouté aux déchets est préparée selon la norme ISO 11734 (1995). Les blancs sont préparés en utilisant la même procédure sans introduction des déchets dans le but d'évaluer la production endogène de biogaz de l'inoculum. Les Flacons sont incubés dans l'obscurité à 35°C et une agitation manuelle est effectuée quotidiennement. La production de biogaz est suivie pendant 21 jours et/ou 55 jours (mesure de BMP_{21} et de BMP_{55}). Les volumes sont mesurés à l'aide d'un système pressiométrique et la composition de biogaz est analysée par chromatographie en phase gazeuse permettent d'exprimer les résultats sous la forme de volume cumulé de biogaz ($\text{CO}_2 + \text{CH}_4$) ou de volume cumulé de méthane (CH_4).

III.2.2 Comportement des déchets à la lixiviation

Le comportement à la lixiviation des déchets peut être abordé par le biais des « Tests de Lixiviation (TL) » permettant d'évaluer le potentiel de relargage, notamment la part de composés rapidement ou lentement mobilisables, sous certaines conditions. Le suivi du potentiel de relargage du déchet au cours de son évolution dans un PTMB permet d'évaluer les différentes phases de dégradation des déchets tout en caractérisant le déchet final pré-traité, rapidement stocké. Le protocole normalisé français (EN 12457/1-4) couramment utilisé pour les déchets ménagers est souvent été critiqué quant à sa fiabilité et sa capacité à reproduire les conditions in-situ. Parodi et al., (2010) ont testé différents types de tests et ont mis en place un protocole plus adapté correspondant à des matrices complexes telles que les déchets ménagers.

III.2.2.1 Préparation des échantillons et conditions opératoires

a Préparation des échantillons

Dans la plupart des études utilisant un échantillon de déchet, les essais sont en général réalisés sur un déchet reconstitué selon la norme AFNOR sans plastiques et sans métaux (Flyhmmar & Hakansson, 1999 ; Kelly, 2002). Dans cette étude, deux types d'échantillonnage de déchets ont été utilisés pour la préparation des échantillons :

- La fraction fine des déchets obtenue après des quartages successifs et après tri granulométrique à 20 mm lors des campagnes de caractérisation des déchets frais ou lors des campagnes de caractérisation des déchets à partir du PTMB de Bellac.
- Les déchets broyés à 20 mm issus des échantillonnages de l'unité de PTMB et des andains pilotes de stabilisation.

Le broyage des déchets a été assuré au moyen de broyeurs à couteaux IKA M20 Labortechnik (Kelly, 2002 ; Mehta, 2002).

b Conditions opératoires

Les TL consistent en une mise en contact d'une masse de déchet broyé, séché et tamisé avec une quantité d'eau donnée. Les conditions opératoires des essais mis en place pour l'évaluation du potentiel de relargage des déchets étudiés sont basées sur les tests de lixiviation optimisés dans le cadre des travaux antérieurs du GRESE -Groupement Eau Sol et Environnement- (Parodi et al., 2010)

Les conditions opératoires sont résumées dans le Tableau 26.

Tableau 26 : Conditions opératoires des tests de lixiviation

$M_{\text{déchet}} \text{ g}$	Granulométrie mm	$V_{\text{floes}} \text{ L}$	Rapport L/S	Solution d'élution	$V_{\text{agitation}} \text{ tr/mn}$
100	< 20	2	10	Eau ultrapure	150

Le ratio L/S de 10 a été choisi au regard d'études précédentes montrant que cette valeur est adéquate pour un échange optimal entre les phases solide et liquide (François, 2006). En outre, la solution la mieux adéquate pour assurer une approche quantitative de la pollution lessivée est celle d'eau ultrapure (pH = 6,5 ; résistivité = 18,2 mΩ.cm). L'agitation des solutions est assurée par une table horizontale d'agitation à la vitesse de 150 tr/min des tests afin d'améliorer le contact entre les deux phases liquide et solide.

Les trois types de test réalisés dans le cadre de cette étude sont les suivants :

- Une lixiviation de 24 heures correspondant aux conditions opératoires normées (EN 1245/1-4). Ce test permet d'apporter des informations sur les composés facilement et rapidement mobilisables qui dépendent essentiellement de la composition des déchets indiquant l'état de dégradation des déchets lixiviés.
- Une lixiviation de 120 heures sans changements de la solution d'éluat. Ce test permet de fournir des informations sur l'état de dégradation des déchets en se basant à la fois à la solubilisation des espèces et à la biodégradation des composés organiques (Parodi, 2010). Ce test semble assurer un compromis entre un maximum de mobilisation et un minimum de biodégradation.
- Une lixiviation de 168 heures avec changement de la solution d'éluat tout en gardant le même rapport L/S initial. Un volume de la solution d'éluat égal à celui lixivié est ajouté toutes les 24 heures. Ce test a pour objectif d'évaluer la capacité maximale d'extraction des polluants à partir des déchets étudiés.

Après la lixiviation, les éluats générés sont caractérisés par le biais de paramètres globaux et par l'étude de la charge organique relarguée ainsi que des caractéristiques de ses composés tout en suivant la production de gaz lors des essais sans renouvellement du liquide. Les différents résultats sont exprimés par rapport à la masse sèche de déchets (mg/gMS ou g/gMS) ou en concentration (mg/L ou g/L).

III.2.2.2 Application des tests de lixiviation

Les tests ont été appliqués, dans un premier temps, sur les déchets issus des campagnes de caractérisation de Sfax et, dans un second temps sur les déchets issus des campagnes de suivi de l'unité de PTMB de Bellac et sur les déchets ménagers échantillonnés à partir des andains expérimentaux de Sfax (Figure 22). Ils ont pu être validés à l'échelle pilote et industrielle, en tant qu'indicateurs pertinents du suivi de la stabilisation des déchets au cours d'un prétraitement biologique aérobie.

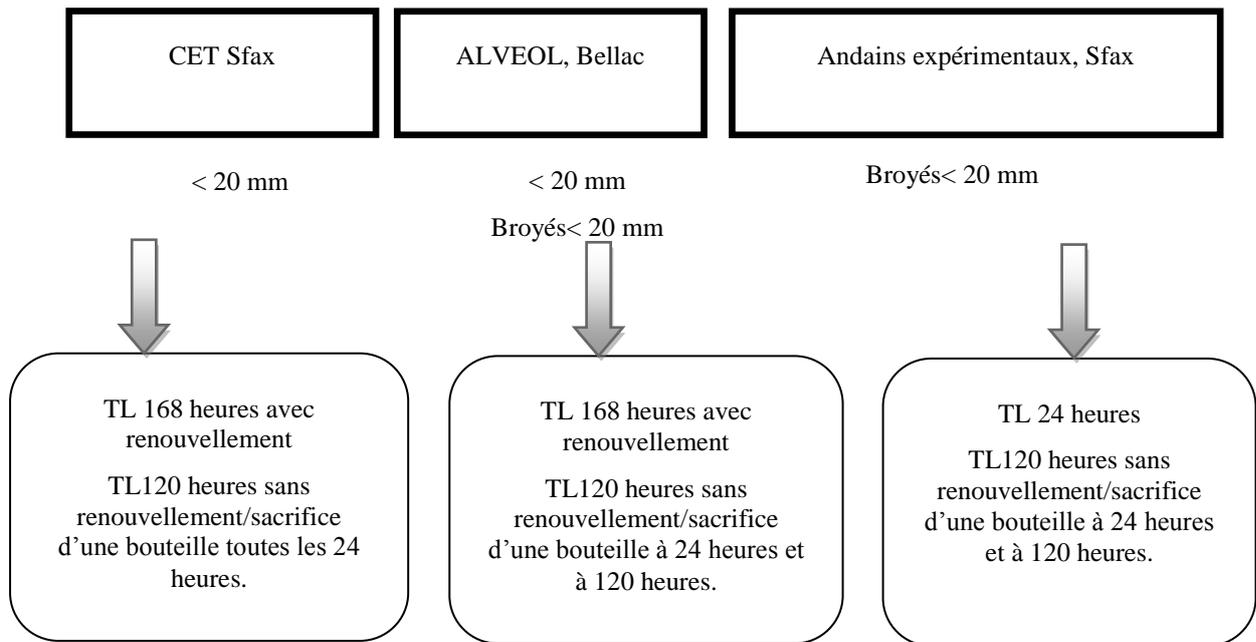


Figure 22 : Types de test de lixiviation appliqués au cours de l'étude sur les déchets caractérisés à Sfax, et ceux en cours de traitement à Alveol et sur le CET de Sfax.

Les premiers TL ont été appliqués sur les déchets issus des campagnes de caractérisation de Sfax consistent en des tests de lixiviation de 168 heures avec un renouvellement de la solution d'éluion. Afin d'assurer le suivi analytique sur la phase liquide après lixiviation toutes les 24 heures, les duplicatas des fioles des TL sont lancés en 5 exemplaires (Figure 23). Un suivi de cette phase après 24 heures et 120 heures de lixiviation nécessite que les duplicatas soient lancés en 2 exemplaires.

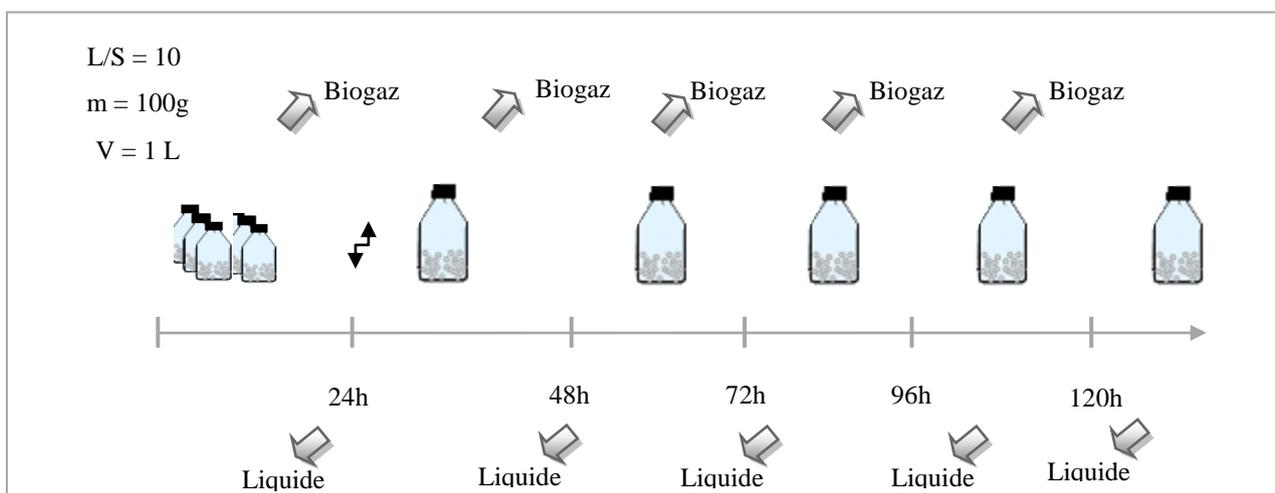


Figure 23 : Schéma du protocole expérimental du TL de 120 heures sans renouvellement

III.3 Analyse des éluats de lixiviation

Les éluats de lixiviation sont séparés de la matrice solide par une première filtration grossière à l'aide d'un tamis de diamètre de maille de 2 mm. Le liquide est ensuite centrifugé à 8000 tours pendant 20 minutes et à une température de 4°C afin de limiter l'activité biologique. Les culots et le déchet solide sont récupérés, puis séchés à 80°C jusqu'à stabilisation de la masse. Les échantillons de lixiviats sont stockés à 4°C dans des flacons en polyéthylène hermétiquement fermés et analysés le plus rapidement possible pour éviter une éventuelle évolution de leurs caractéristiques. Le seuil de coupure a été fixé en fonction du paramètre mesuré. Ces paramètres sont mesurés dans l'objectif de permettre la définition de l'état de dégradation des déchets étudiés. L'étude de cet état de dégradation est assurée, donc, par le biais des mesures globales, des mesures de paramètres quantitatifs relatifs à la charge organique ainsi que par le biais d'une étude plus poussée de la MO après fractionnement selon le caractère hydrophobe.

III.3.1 Paramètres physico-chimiques globaux

Les paramètres globaux mesurés dans l'objectif de la caractérisation des jus de lixiviation de part leur état de dégradation sont principalement le pH et le potentiel rédox (Tableau 27).

Tableau 27 : conditions de mesures du pH des jus de lixiviation

		Unités	Filtration	Normes	Appareil de mesure/Méthode	Précision
Acidité	pH	u.pH	Aucune centrifugation	NF T90-008	pH-mètre : Eutch Instrument Modèle : CyberScan pH 510 Electrode de verre combiné	± 0,1 u.pH

Les phases de dégradation des déchets peuvent être identifiées et repérées par des simples mesures de pH des jus de lixiviation des déchets (Christensen et Kjeldsen, 1989). En effet, cet indicateur conditionne le développement ou l'inhibition de certaines réactions de la dégradation ayant lieu pendant le procédé de traitement de déchets. Sa détermination peut orienter et confirmer les interprétations des résultats de mesure des autres paramètres cités ci-après.

III.3.2 Paramètres de pollution minérale

La conductivité permet d'avoir une information d'ordre général par rapport à la quantité des espèces chargées relarguée par les déchets. La mesure du titre alcalin complet renvoyant sur la teneur en hydrogénocarbonates (HCO_3^-) ainsi que la détermination de la concentration de certaines espèces ioniques permet de mieux caractériser la charge minérale contenue dans les déchets. Le Tableau 28 résume les indicateurs de la dégradation des déchets liés à la charge minérale.

Tableau 28 : Méthodes de mesure des paramètres de pollution minérale

Paramètres		Unités	Filtration	Norme	Appareil de mesure/Méthode	Précision et Limite de détection
Conductivité	χ	mS/cm	Aucune/ Centrifugation	NFT90-031	Marque : WTW Modèle : LF 538	10°C < T°C < +55°C 0,5%
Titre Alcalimétrique Complet	TAC	gCaCO ₃ /L	0,45 µm	NF T90-036	Potentiométrie ou volumétrie	-
Ioneurs en ions majeurs	-	g/L	0,2 µm	-	chromatographie ionique DIONEX DX-120	±5% d'erreur 0 à 15 ppm

L'analyse des ions correspond au dosage des anions (Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, HPO₄²⁻, H₂PO₄⁻) et cations (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, NH₄⁺) majeurs.

Le Titre Alcalimétrique Complet (TAC) est mesuré par dosage potentiométrique sur prise d'essai de 25 mL (volume V) d'un échantillon filtrés à 0,45µm. La mesure du TAC est réalisée selon la norme NF T 90-036 en ramenant le pH de l'échantillon à l'équivalence (pH=7) avec H₂SO₄, 0,1N. Le volume V_{H₂SO₄} correspond au volume utilisé pour ramener le pH à 4 et le TAC est, ainsi, obtenu par le biais de l'Équation 9.

$$\text{TAC (gCaCO}_3\text{/L)} = V_{\text{H}_2\text{SO}_4} * [\text{H}_2\text{SO}_4] * M/V \quad \text{Équation 9}$$

M : masse molaire de CaCO₃ (g/mol).

Les principaux anions (Cl⁻, NO₂⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻) et cations (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, NH₄⁺) ont été mesurés pour les lixiviats filtrés sur 0,2 µm et dilués. La norme NF T 90-042 basée sur la chromatographie ionique haute performance échangeuse d'ions (appareil de type DIONEX DX 120) a été utilisée. La sensibilité des analyses est de 3 µS.cm⁻¹ et leur répétabilité est correcte : ± 5%. Les mesures des formes NH₄⁺, NO₂⁻ et NO₃⁻ permettent d'établir un bilan complet des différentes formes d'azote (Équation 10).

$$N_{\text{total}} = N_{\text{organique}} + N\text{-NH}_4^+ + N\text{-NO}_2^- + N\text{-NO}_3^- \quad \text{Équation 10}$$

L'azote total est déterminé à l'aide des kits VWR N°85618 610 pour les gammes de concentration comprises entre 0 et 25mg-N/L.

III.3.3 Paramètres de pollution organique

La pollution organique relarguée par les déchets lors des tests de lixiviation est évaluée par la mesure des paramètres DCO, COD, DBO₅, AGV, Azote total et Azote kjeldhal, décrits dans le Tableau 29.

Tableau 29 : Méthodes de mesures des paramètres de pollution organique.

Paramètres		Unités	Filtration	Normes	Méthodes	Précision/Limite de détection
Acides Gras Volatils	AGV	gCH ₃ COOH/L	0,45 µm	-	Potentiométrique	-
Demande Chimique en Oxygène	DCO	gO ₂ /L	0,45 µm	NFT90-101 ISO 15705	Colorimétrique	150-1000 mgO ₂ /L ± 6 mg O ₂ /L
Carbone Organique Dissous	COD	gC/L	0,45 µm	NF T 90-551 (1988)	-	0,1-20 mgC/L ±0,2 mgC/L
Azote Kjeldhal	NTK	gNTK/L	0,45 µm	NF EN 25663 NF T90-110	-	-
Azote Total	Nt	gN/L	0,45 µm	NF ISO 11905 (1998)	Colorimétrique	20-100 mgN/L
Absorbance UV à 254 nm	Abs UV 254	-	0,45 µm	-	Colorimétrique	± 0,005 unité DO
Demande Biologique en Oxygène à 5 jours	DBO ₅	gO ₂ /L	0,45 µm	NFT 90-103	Oxytop	-

La Demande Chimique en Oxygène (**DCO**) est déterminée par une méthode colorimétrique en microtubes (ISO 15705) ou par kit d'analyse rapide (LANGE® LCK 914). Les échantillons sont dilués afin d'éviter les interférences dues à une teneur en chlorures, supérieure à 2000 mg/L.

La mesure de la teneur en Azote Total (**Nt**) est déterminée à l'aide d'un kit d'analyse rapide (LCK 338) alors que l'azote Kjeldhal (**NTK**) est quantifié par minéralisation au sélénium et alcalinisation à la soude. La teneur en azote organique (Norg) est déduites des proportions d'azote total (Ntot), d'ions nitrate, nitrite et ammonium..

La teneur en Carbone Organique Dissous (**COD**) est mesurée au moyen d'un analyseur de carbone de marque DOHRMANN modèle Phoenix 8000 utilisant un système d'oxydation chimique par voie humide. Au cours de ce dosage, le carbone minéral est éliminé sous forme de CO₂ par bullage d'azote suite à une acidification de l'échantillon avec de l'acide orthophosphorique (0,5 mL d'acide orthophosphorique à 20 %). L'oxydation du carbone organique se fait à 100°C par ajout du persulfate de sodium (1 mL à 100 g/L). Le CO₂ formé est purgé puis détecté par infrarouge. Le principe de quantification est défini par une relation de proportionnalité entre la quantité de CO₂ et la masse de carbone contenue dans l'échantillon. La détermination de la quantité de carbone organique est réalisée par rapport à une droite d'étalonnage obtenue à partir d'une solution connue d'hydrogénéphthalate de potassium.

La concentration en Acides Gras Volatils (**AGV**) est déterminée par potentiométrie ; elle est directement conduite après la détermination du TAC sur la même prise d'essais (V = 25 ml) en continuant l'ajustement du pH jusqu'à 3,5 avec H₂SO₄ 0,1N. L'échantillon de lixiviat est ensuite chauffé pendant 3 minutes de manière à dégazer le dioxyde de carbone puis refroidi à température ambiante. Les volumes V1 et V2 correspondent aux volumes utilisés de NaOH (0,1N) pour l'ajustement du pH à 4 puis à 7, respectivement. L'Équation 11 donne l'acidité volatile en g/L.

$$AGV = \frac{(V2-V1) \times (NaOH) \times M}{V} \quad \text{Équation 11}$$

M : masse molaire du CH₃COOH

La Demande Biologique en Oxygène au bout de 5 jours (**DBO₅**) correspond à la quantité d'oxygène consommée, par les bactéries, pour l'oxydation des matières organiques biodégradables en 5 jours. Une importante consommation d'O₂ implique une activité importante des bactéries et donc une importante charge polluante carbonée. La mesure est conduite dans les conditions de température et d'obscurité favorables à l'activité des bactéries par le biais des oxitops WTW.

La mesure de l'absorbance UV à 254 nm (**Abs UV 254**) est réalisée au moyen d'un spectrophotomètre UV-visible et permet de fournir des informations concernant le caractère aromatique des composés organiques dissous dans l'éluat de lixiviation. En effet, la méthode de mesure est basée sur la propriété de certaines molécules organiques d'adsorber dans l'UV à cause de leurs liaisons conjuguées (noyaux aromatiques).

L'évaluation de l'état de dégradation des déchets peut être aussi approchée par le biais de certains rapports caractérisant la MO et qui sont considérés comme étant des indicateurs de stabilisation des déchets. Les rapports appliqués au cours de cette étude sont liés, principalement, à la biodégradabilité des composés organiques ainsi qu'à leur aromaticité. Ces deux caractères sont déterminés par le calcul des rapports DCO/COD et DBO5/DCO (indicateurs de dégradation des déchets), et par l'indice SUVA (AbsUV 254nm/ COD) considéré comme étant un indicateur de la prédominance ou non des noyaux aromatiques par

rapport à la quantité totale de carbone organique et donc du caractère aromatique des molécules.

III.3.4 Fractionnement de la matière organique selon le caractère hydrophobe

Une étude plus poussée des caractéristiques de la matière organique contenue dans les déchets par le biais de celle dissoute dans les lixiviats peut être effectuée par son fractionnement selon le caractère hydrophobe (Berthe et al., 2008 ; Labanowski et Feuillade, 2009). Le Tableau 30 présente les conditions opératoires ainsi que les paramètres à déterminer pour ce type de fractionnement.

Tableau 30 : Paramètres du fractionnement de la MO selon le caractère hydrophobe

Paramètres		Unité	Seuils de coupure	Norme/référence	Méthode	Précision Limite de détection
Acides de Type Humique	AH*	%	0,45 μm	Thurman et Malcolm, 1981	Précipitation à pH 2	$\pm 3\%$
Fractionnement selon le caractère hydrophobe	HPI* HPO* TPH*	%	0,45 μm	Berthe <i>et al.</i> , 2008	Adsorption sur résines de type DAX8 et XAD4 Véçh: 156 mL Volume résine :5 mL k^* : 25 Débit : 50mL/h	$\pm 3\%$

* k' , Coefficient de capacité

Le protocole expérimental de fractionnement de la MO dissoute dans les lixiviats est présenté dans la Figure 24.

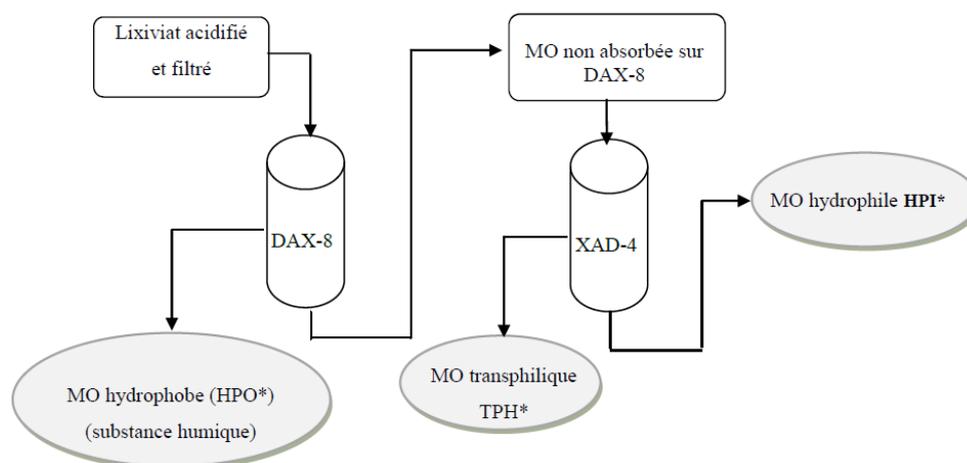


Figure 24 : Schéma du protocole expérimental de fractionnement de la matière organique dissoute dans les lixiviats

Dans un premier temps, les humines, insolubles à tout pH, sont éliminés à partir des lixiviats par filtration sur membrane en nitrate de cellulose à un seuil de coupure de 0,45 μm (Schnitzer et Khan, 1972). Afin de déterminer la proportion des acides de type humique, l'échantillon de lixiviat filtré est acidifié (pH compris entre 1,7 et 2) puis filtré une deuxième fois à 0,45 μm impliquant une élimination des AH* précipités après acidification. La mesure de COD avant et après acidification donne la proportion des acides de type humiques.

Dans un deuxième temps, l'échantillon acidifié et filtré est passé sur deux résines en série DAX-8 et XAD-4 assurant le fractionnement de la MO dissoute selon le caractère hydrophobe (Berthe et al., 2008 et Feuillade et al, 2009). Les composés de type hydrophobes (HPO*) sont retenus sur résines DAX-8, les composés de type transphiliques (TPH*) sont retenus sur résines XAD-4 alors que les composés de type hydrophiles (HPI*) ne sont pas adsorbés sur résines. L'Équation 12 permet de calculer le volume nécessaire de résines comme suit :

$$V_{\text{éch}} = 2 * V_0 * (1 + k') \quad \text{Équation 12}$$

Avec : $V_{\text{éch}}$: volume d'échantillon filtré

V_0 : volume mort de la colonne de résine (60 % du volume du lit)

k' : coefficient de capacité

Le coefficient de capacité k' utilisé est fixé à 25, et le volume de résines, ainsi, calculé pour un volume d'échantillon de 156 mL est de 5 mL. L'échantillon est injecté dans les colonnes à l'aide d'une pompe péristaltique, à un débit fixe de 50mL/h. Le pourcentage des différentes fractions est déterminé par mesure du COD en entrée (COD_i) et en sortie ($\text{COD}_{\text{XAD-4}}$ et $\text{COD}_{\text{DAX-8}}$) de chaque colonne par les Équation 13, 14 et 15.

$$\% \text{ HPO} = 100 * ((\text{COD}_i - \text{COD}_{\text{DAX-8}}) / \text{COD}_i) \quad \text{Équation 13}$$

$$\% \text{ TPI} = 100 * ((\text{COD}_{\text{DAX-8}} - \text{COD}_{\text{XAD-4}}) / \text{COD}_i) \quad \text{Équation 14}$$

$$\% \text{ HPI} = 100 * (\text{COD}_{\text{XAD-4}} / \text{COD}_i) \quad \text{Équation 15}$$

III.4 Analyses du biogaz à partir des TL sans renouvellement

Dans le cas des tests de lixiviation d'une durée de 120 heures sans renouvellement de l'éluat, les flacons sont dégazés toutes les 24 heures afin d'analyser le biogaz produit. Les bouchons des flacons utilisés pour les tests de lixiviations sont étanches et équipés d'un septum permettant de prélever facilement le biogaz à l'aide d'un dispositif à aiguille. Le volume de biogaz produit est mesuré par déplacement d'un volume d'eau dans une colonne graduée dont la précision est de 0,2mL (Figure 25).

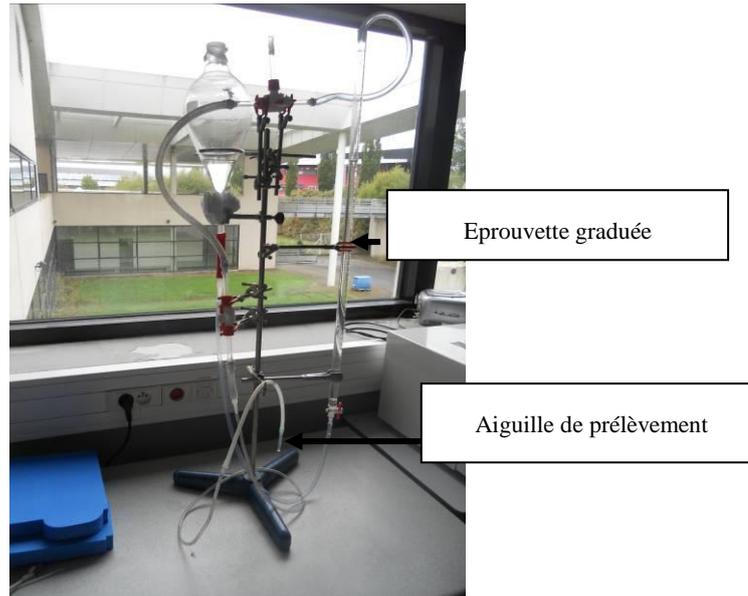


Figure 25 : Système de mesure du volume de gaz produit

La composition du ciel gazeux (pourcentage du CO_2 , O_2 et CH_4) du flacon est analysée à l'aide d'un analyseur en ligne de type Innova Air Tech Instrument / 1313 Fermentation Monitor.

Partie III Résultats et discussion

Chapitre I Validation des indicateurs de stabilisation sur le site de PTMB

Les résultats qui seront présentés dans ce qui suit sont obtenus à partir d'études réalisées sur des déchets français et tunisiens dans le cadre du suivi du site de PTMB Alvēol afin de valider les paramètres les plus pertinents dans le cadre d'un suivi des déchets en dégradation aérobie, de la caractérisation des déchets tunisiens afin de vérifier leurs principales spécificités et du suivi des déchets prétraités dans une expérience pilote sur des déchets tunisiens. Les campagnes d'échantillonnage et de suivi du site Alvēol se sont déroulées au cours des années 2009 et 2010.

Les campagnes de caractérisation des déchets tunisiens dans le cadre du programme Tuniso-allemand pour l'environnement ont commencé en 2009 et ont pris fin en 2010. La mise en place des andains et leur suivi ont été réalisés au cours de l'année 2011.

Cette partie se compose de deux chapitres qui présentent les principaux résultats obtenus au cours de ces campagnes d'échantillonnage et de suivi. L'ensemble des méthodes et des protocoles précédemment décrits (§Partie 2 ont été appliqués dans un premier lieu sur les déchets français dans le but de déterminer au mieux les indicateurs les plus pertinents pour la définition de l'état de stabilisation des déchets au cours du PTMB moyennant un protocole qui repose sur la combinaison d'une caractérisation précise de la matrice déchet au travers notamment du test de lixiviation et sur un suivi rigoureux des émissions liquides et gazeuses. Ces résultats sont présentés au niveau de la §Partie 2 Chapitre I.

Le deuxième chapitre présente les résultats des campagnes de caractérisation des déchets en Tunisie dans les quatre villes pilotes permettant de définir les spécificités des déchets tunisiens et de confirmer ou non leur caractère fermentescible. Une étude plus approfondie des déchets de la ville de Sfax, lieu des expérimentations pilotes du PTMB, a été menée avant de mettre en place les andains pilotes afin de définir les spécificités des déchets initiaux.

Le suivi des 2 andains expérimentaux est assuré par le biais des indicateurs de stabilisation définis et validés précédemment dans le but d'accéder à leur état de stabilité après 4 mois de dégradation aérobie. L'évaluation des performances des conditions de prétraitement peut ainsi être appréhendée.

La méthodologie appliquée est représentée sur la Figure 26.

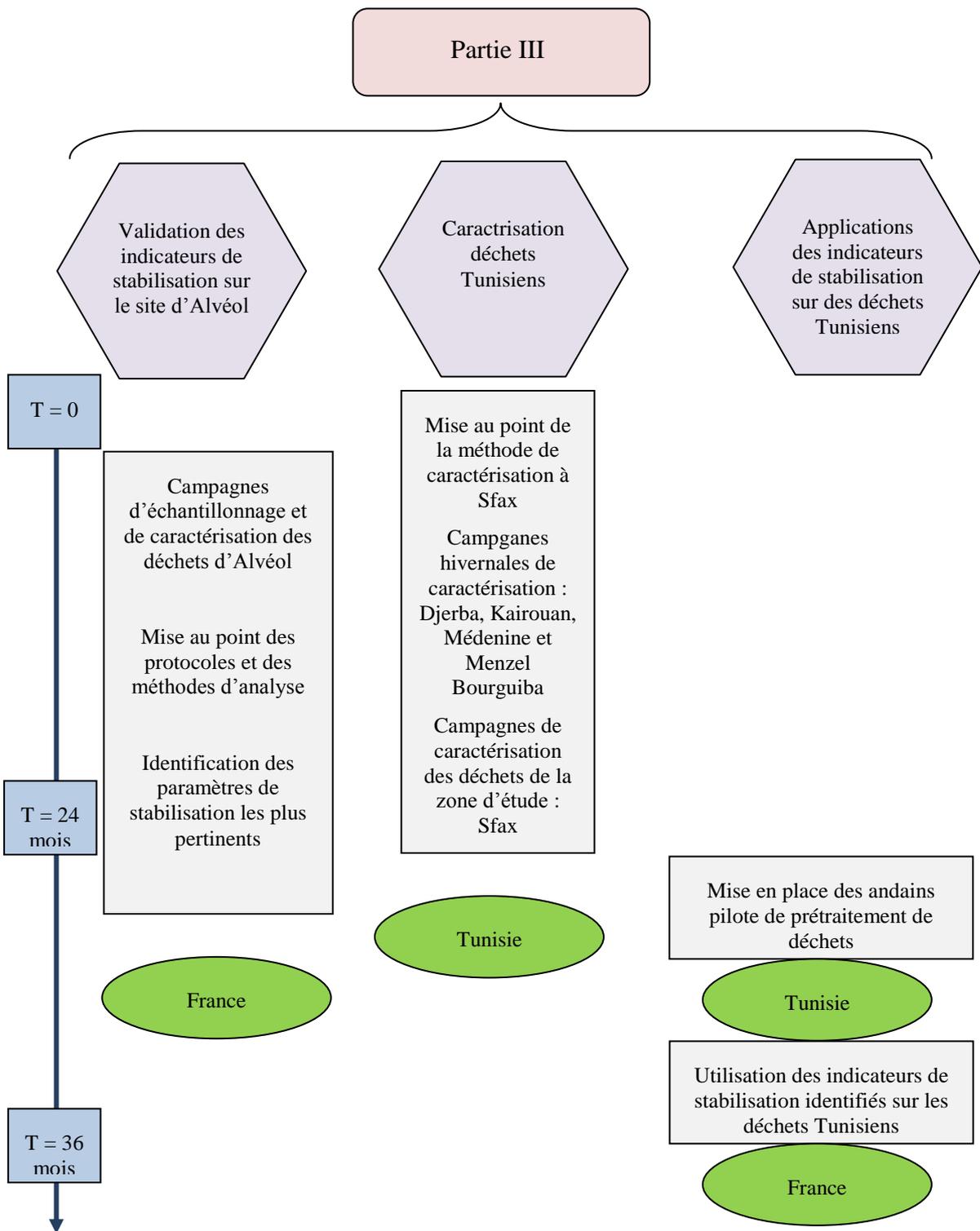


Figure 26 : Organisation spatio-temporelle des travaux de la thèse

I.1 Paramètres de suivi de la transformation des déchets

I.1.1 Evolution de la composition

Les caractéristiques des déchets entrants ont été déterminées par les travaux de Bouhadiba en 2009 au cours des campagnes de caractérisation (selon MODECOM) des déchets reçus sur les centres de transfert en amont du site d'Alvėol tel que détaillé dans le Tableau 31.

Tableau 31 : Masse des échantillons des 3 centres de transit des déchets étudiés

Stations de transit	Rochechouart	St Yrieix-La-Perche	Bessines sur Gartempe
Tonnage journalier d'entrants (kg/j)	27948,3	21628,3	47986,4
Masse l'échantillon (kg)	1028,0	1017,0	1044,0
Masse après quartage (kg)	257,0	254,3	261,0

Les résultats de ces campagnes de caractérisation conduites sur les déchets prélevés à partir des centres de transit sus-mentionnés ont permis de déterminer une composition moyenne des déchets entrant sur le site d'Alvėol (Tableau 32).

Les résultats obtenus à l'issu du suivi du procédé de prétraitement mécanique et biologique sont interprétés tout en supposant que la composition des déchets bruts reçus au niveau de cette unité ne varie pas significativement en fonction des jours de collecte. Les échantillons ont été prélevés en une seule journée. Les prélèvements sont réalisés à partir d'andains d'âges différents d'échantillons de déchet.

Tableau 32 : Composition moyenne des déchets reçus sur les CT de Limoges

	Tri	%
Par fractions granulométriques		
	Total > 100 mm	33
	Total 20-100 mm	55
	< 20 mm	12
	Total	100
Par catégories		
	1. Putrescibles	24,5
	2. Papiers	14,2
	3. Cartons	5,6
	4. Composites	1,2
5. Textiles	5.1 Textiles vestimentaires	3,8
	5.2 Textiles sanitaires	10,7
6. Plastiques	6.1 Plastiques - sacs	3,2
	6.2 Plastiques - emballages non recyclables	5,4
	6.3 Plastiques recyclables	2,8
	6.4 Plastiques PS	1,7
	Verres	8,1
7. Métaux	8.1 Métaux/ferrailles	2,2
	8.2 Métaux/aluminium	1,7
	9. CNC	1,4
	10. INC	1,2
	11. Spéciaux	0,3
	12. Fines <20 mm	12,0
	Total	100,0

Le Tableau 33 présente les compositions par tailles, par catégories ainsi que les compositions moyennes des OMR échantillonnés.

Tableau 33 : Caractérisation par tailles et par catégories des OMR échantillonnés sur le site Alvêol

Par fraction granulométrique %	Box de stockage			Mi-Fermentation			Fin de fermentation			Maturation		
Total > 100 mm	16			20			7			6		
Total 20-100 mm	62			47			47			71		
Total < 20 mm	22			34			46			23		
Total	100			100			100			100		
Par Catégories %	>100 mm	100 -20 mm	Moyenne	>100 mm	100 -20 mm	Moyenne	>100 mm	100 -20 mm	Moyenne	>100 mm	100 -20 mm	Moyenne
1. Putrescibles	0,0	49,2	30,7	0,0	33,3	15,6	0,0	25,2	12,4	0,0	40,9	29,0
2. Papiers	35,5	14,5	14,6	0,0	19,7	9,2	0,0	23,3	11,5	0,0	0,0	0,0
3+4. Cartons + Complexes	19,3	8,1	8,0	49,0	14,5	16,4	78,6	13,6	12,0	35,7	24,6	19,5
5. Textiles	0,0	4,8	3,0	14,3	2,6	4,0	0,0	2,9	1,4	0,0	2,9	2,1
6. Plastiques	45,2	15,3	16,6	36,7	18,8	16,0	21,4	19,4	11,0	28,6	21,6	17,0
7 Verres	0,0	2,4	1,5	0,0	5,1	2,4	0,0	7,8	3,8	0,0	3,5	2,5
8. Métaux	0,0	4,0	2,5	0,0	3,4	1,6	0,0	1,0	0,5	35,7	2,3	3,7
9. CNC	0,0	0,8	0,5	0,0	1,7	0,8	0,0	4,9	2,4	0,0	2,9	2,1
10. INC	0,0	0,8	0,5	0,0	0,9	0,4	0,0	1,9	1,0	0,0	1,2	0,8
11 Spéciaux	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
12. Fines <20 mm	0,0	0,0	22,1	0,0	0,0	33,6	100,0	100,0	44,0	100,0	100,0	23,2
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Les résultats émanant de la caractérisation à l'entrée des déchets sur le site Alvēol confirment les tendances obtenues suite aux caractérisations conduites au niveau des CT avec un taux majoritaire de fermentescibles composés par les putrescibles, les fines, les papiers et les cartons (75% MB selon la caractérisation sur le site d'Alveol et 56% MB selon la caractérisation des déchets au niveau des CT). La différence entre les taux peut être expliquée par une altération des matériaux fermentescibles après le broyage impliquant le collage à ces matériaux d'autres matériaux tels que certains types de textiles sanitaires (lingettes, mouchoirs...). Les métaux et verres (4%MB) sont mal triés à la source, et peuvent être la source de défaillance des systèmes mécaniques utilisés pour le pré-traitement des OMR sur le site d'Alvēol. La récupération des métaux après broyage a permis de réduire le taux de ces derniers dans la composition totale des déchets (2,5%MB).

La composition par taille des déchets entrants montre, quant à elle, une dominance de la fraction moyenne (20-100 mm) avec un taux de 62%MB suivie par la fraction fine (22%MB) et celle grossière avec un taux de 16%MB. Cette composition varie de peu de celle observée d'après Bouhadiba *et al.*, (2010) dominée par la fraction moyenne (55%) suivie par 33% de déchets grossiers et 12% de déchets fins. La diminution de la fraction de granulométrie supérieure à 100 mm au profit de celles à granulométries moyennes et fines est due au broyage.

L'évolution des fractions des fermentescibles (putrescibles, papier et carton) et de la fraction des fines est illustrée par la Figure 27.

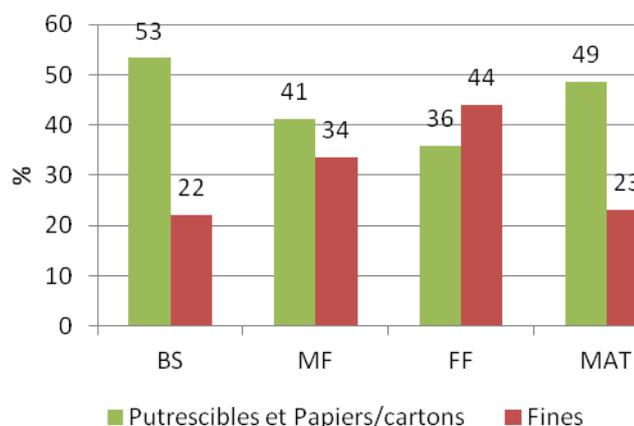


Figure 27 : Evolution des fractions fermentescibles et fines au cours du PTMB

La fraction fermentescible hors fraction fine est de l'ordre de 53% au niveau du Box de stockage et elle diminue au cours du traitement pour devenir de l'ordre de 42% à la moitié de la fermentation (4 semaines de traitement aérobie) et de 36% en fin de fermentation (8 semaines de traitement aérobie). Cette diminution de la fraction des fermentescibles indique une dégradation partielle des déchets biodégradables impliquant une transformation de la MO initiale sous forme de MO stabilisée, de CO₂, de H₂O et de chaleur. L'augmentation de cette part après la maturation (48%) indique un ralentissement de la transformation macroscopique des déchets lié à l'épuisement de la fraction facilement biodégradable. Toutefois, cette augmentation de la part des fermentescibles peut être liée aussi à une variabilité des

caractéristiques des déchets reçus et à l'augmentation de la quantité d'eau dans les déchets étant donné que l'aire dédiée à la maturation des andains de déchets prétraités est à ciel ouvert. Globalement, l'évolution de la répartition granulométrique des déchets au cours des 16 semaines de traitement aérobique montre une diminution de la fraction grossière qui passe de 16% à 6% accompagnée d'une augmentation de la fraction moyenne passant de 62% à 71%. La fraction fine a augmenté au cours du traitement et a passé de 22% à 46% à la fin de fermentation pour diminuer en maturation et atteindre un taux de 23%. Ces résultats peuvent en partie être justifiés par la méthodologie choisie de l'échantillonnage qui consiste à prélever des lots de déchets au niveau de 4 étapes du procédé et ne pas suivre un même lot de déchets au cours du traitement (16 semaines). Aussi, la méthode de caractérisation sur humide, contrairement à celle sur sec, présente certains inconvénients dont l'implication d'erreur granulométrique suite au collage des particules fines aux déchets ainsi qu'à la capacité de séparation des cribles non optimisée.

Une deuxième campagne de caractérisation a été conduite sur un même lot de déchets depuis leur réception sur le site d'Alvøol jusqu'à leur départ pour enfouissement. Les résultats de la caractérisation physique type MODECOM sont présentés dans le Tableau 34.

Tableau 34 : Compositions par catégories et par tailles des échantillons à partir du même lot sur le site Alvøol

Par fraction granulométrique %	Box de stockage			Mi-Fermentation			Fin de fermentation			Maturation		
Total > 100 mm	32			16			17			12		
Total 20-100 mm	49			58			60			50		
Total < 20 mm	19			26			23			37		
Total	100			100			100			100		
Par Catégories %	>100 mm	100 -20 mm	Moyenne	>100 mm	100 -20 mm	Moyenne	>100 mm	100 -20 mm	Moyenne	>100 mm	100 -20 mm	Moyenne
1.1. Putrescibles	0,0	5,5	2,7	0,0	1,5	0,9	0,0	0,6	0,4	0,0	0,1	0,1
1.2. Putrescibles contaminés	0,0	15,1	7,5	0,0	35,5	20,5	0,0	20,7	12,5	0,0	24,8	12,5
2. Papiers	27,8	13,1	15,2	22,6	9,3	9,0	18,4	19,0	14,5	19,0	13,2	9,0
3. Cartons	9,3	10,0	7,9	3,1	5,9	3,9	8,2	5,3	4,6	12,1	4,1	3,6
4. Tetra Pack	3,0	1,2	1,5	3,1	1,1	1,1	0,0	2,8	1,7	0,0	2,0	1,0
5. Textiles vestimentaires	12,6	3,1	5,5	17,5	2,9	4,5	20,3	4,8	6,3	22,6	5,0	5,3
6. Textiles sanitaires	13,6	17,2	12,8	11,9	14,8	10,5	9,2	9,1	7,0	4,8	4,3	2,8
7.1 Plastiques,sacs	14,8	9,1	9,2	27,5	12,1	11,4	15,1	8,0	7,4	10,9	9,3	6,0
7.2 Plastiques -emballages non recyc-	6,5	9,7	6,9	6,6	6,8	5,0	20,5	15,0	12,5	17,6	19,8	12,1
7.3 Plastiques recyclables	5,7	1,7	2,7	5,3	1,0	1,5	3,7	1,4	1,5	7,4	2,0	1,9
7.4 Plastiques PS	0,1	0,8	0,4	0,1	0,2	0,1	0,0	1,0	0,6	0,0	0,2	0,1
8. Verres	0,0	3,0	1,5	0,0	3,6	2,1	0,0	2,0	1,2	0,0	5,7	2,9
9.1. Métaux/ferrailles	1,0	3,6	2,1	0,8	1,7	1,1	0,0	1,1	0,7	5,7	1,3	1,4
9.2 Métaux/aluminium	0,4	1,4	0,8	0,0	0,7	0,4	4,6	1,5	1,7	0,0	1,6	0,8
10. CNC	5,2	4,0	3,6	0,0	1,6	0,9	0,0	5,5	3,3	0,0	0,6	0,3
11. INC	0,0	1,4	0,7	1,4	1,2	0,9	0,0	1,6	1,0	0,0	2,9	1,4
12. DMSpéciaux	0,0	0,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3	0,0	3,0	1,5
13.1 fines 10-20 mm	0,0	0,0	7,8	0,0	0,0	11,6	0,0	0,0	9,2	0,0	0,0	31,3
13.2 Extra fines < 10	0,0	0,0	11,1	0,0	0,0	14,7	0,0	0,0	13,6	0,0	0,0	6,0
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Cette campagne d'échantillonnage et de caractérisation a été réalisée dans le but de minimiser les erreurs d'échantillonnage liées à la variabilité des flux de déchets à traiter. Les résultats de la caractérisation MODECOM réalisée sur l'ensemble des échantillons prélevés montrent que le taux des putrescibles (non contaminés) diminuent au cours du traitement. Les putrescibles contaminés ne peuvent pas, quant à eux, être représentatifs de l'évolution de la dégradation des déchets au cours du traitement étant constitués par des fractions de putrescibles mélangées avec des papiers, des cartons et des textiles sanitaires. L'objectif de réduction granulométrique des papiers/cartons n'est que partiellement atteint. En effet, leurs taux respectifs dans la fraction de granulométrie supérieure à 100 mm sont de 28%MB et de 9%MB. La présence de cette fraction grossière de papiers et de cartons peut être la cause d'une dégradation lente de cette part de la MO par les microorganismes mais d'un autre côté peut être considérée comme avantageuse en jouant un rôle de structurant permettant une amélioration de l'aération au sein du massif de déchets. Au cours du traitement aérobie, les taux totaux de papiers et de cartons ont diminué de 41% et de 54% respectivement à la fin du traitement. En partant en enfouissement, les déchets contiennent un taux non négligeable de matières organiques potentiellement compostables constituées de papiers et de cartons qui ont résisté à la dégradation pendant la fermentation et la maturation. Ces résultats indiquent un travail incomplet du traitement qui pourrait découler d'un temps de séjour des ordures ménagères trop court en fermentation.

La fraction fine (<20 mm) a augmenté pendant le traitement jusqu'à arriver à un taux de 37% au lieu de 19% après le broyage. La fraction de granulométrie supérieure à 100 mm a été, également, diminuée de 62% indiquant une dégradation de ces déchets composés principalement par les papiers, cartons et complexes (40%). La fraction moyenne a augmenté légèrement au cours du procédé de prétraitement pour revenir au taux initial à la fin de maturation.

Un facteur limitant concernant les résultats obtenus est celui de la méthode d'échantillonnage suivie qui a été changée à la deuxième campagne d'échantillonnage réalisée. En effet, la première campagne d'échantillonnage a concerné des flux de déchets différents à différents stades de traitement alors que la deuxième méthode a concerné un même flux de déchet dont la composition a été suivie et évaluée durant le traitement de façon à minimiser les erreurs de représentativité des échantillons prélevés.

I.1.2 Evolution de l'humidité des déchets

Les teneurs en eau mesurées dans les déchets en cours de prétraitement ont été déterminées sur toutes les catégories triées à partir des échantillons des déchets (Tableau 35).

Tableau 35 : Evolution de la teneur en eau des déchets traités

H (%MB)	Box de	Mi-	Fin de	Maturation
> 100 mm	20,6	42,5	31,5	17,7
20-100 mm	38,7	52,4	37,4	26,8
< 20 mm	36,5	51,7	53,6	22,2
Par catégories				
1.1. Putrescibles	43,1	62,1	41,1	36,0
1.2. Putrescibles contaminé	35,5	61,3	37,8	26,4
2. Papiers	19,0	56,1	41,7	48,0
3. Cartons	29,4	65,1	47,2	26,9
4. Tetra pack	19,5	52,9	48,8	12,6
5.1. Textiles vestimentaires	36,7	49,4	34,7	34,5
5.2. Textiles sanitaires	32,7	62,7	45,9	32,3
6.1. Plastiques,sacs	21,0	40,7	42,4	11,9
6.2. Plastiques -emballages non recyc-	17,8	19,0	22,7	10,5
6.3. Plastiques recyclables	6,8	16,3	12,7	1,9
6.4. Plastiques PS	12,5	33,3	54,8	4,7
7. Verres	0,6	1,6	1,5	0,1
8.1. Métaux/ferrailles	11,2	16,9	1,7	3,5
8.2. Métaux/aluminium	15,6	62,2	25,8	34,7
9. CNC	25,9	60,0	42,6	26,4
10. INC	3,6	9,7	12,3	18,8
11. Spéciaux	0,5	8,6	15,0	0,0
12.1 Fines 10-20 mm	37,8	51,4	47,9	22,0
12.2 Extra fines < 10	37,8	51,9	57,5	22,3
Global	27,4	50,6	40,1	22,4

La teneur initiale en eau des déchets est très faible et de 28% de la masse brute. L'humidité optimale pour le traitement aérobie ou le compostage des déchets permettant une activité microbienne optimale, est généralement située entre 50 et 70%, en fonction des déchets traités (Jeris & Regan, 1973a ; Richard et al., 2002).

Les putrescibles représentent, globalement, la fraction la plus humides suivie par les fractions extra-fines, les fractions fines, les cartons et les putrescibles contaminées qui captent facilement l'humidité qui diminue de manière générale pour toutes les catégories, du début à la fin du traitement et plus remarquablement pour les fines et extrafines (16%)

L'humidification vise à faire acquérir aux déchets une teneur en eau avoisinant les 50% de la masse totale. Les déchets en cours de fermentation (3 semaines) présentent ainsi un taux d'humidité correct de 51%MB qui diminue au cours du prétraitement pour arriver à 40%MB en fin de fermentation (7 semaines) traduisant des pertes par évaporation se produisant à hautes températures (Sadaka & El.Taweel, 2003). L'humidité continue à diminuer jusqu'à atteindre 20% en fin de maturation suite à une évaporation de l'eau à partir des tas placés à l'air libre. La diminution de l'humidité en fin de traitement réduit le développement bactérien et induit un ralentissement voire un arrêt des réactions de dégradation.

I.1.3 Evolution de la masse volumique des déchets

Les mesures de masse volumique effectuées sur le site sont résumées dans le Tableau 36.

Tableau 36 : Evolution de la masse volumique des déchets

	Box de stockage	Mi-fermentation	Fin de fermentation	Maturation
d (T/m ³)	0,25	0,35	0,32	0,27

La densité apparente des déchets augmente au cours du PTMB suite à la réduction de la granulométrie des déchets au cours de la dégradation. Elle passe de 0,25 t/m³ à 0,32 t/m³ en fin de fermentation pour diminuer à la fin de la maturation à 0,27 t/m³. La diminution de la densité apparente à la fin du PTMB peut être justifiée par la baisse de l'humidité des déchets échantillonnés à partir de l'andain en maturation.

La valeur initiale de la masse volumique des déchets frais broyés ainsi que celles des déchets traités sont inférieures aux valeurs retrouvées dans la littérature pour ce type de déchets tels que les déchets des milieux ruraux et reçus sur le site de PTMB de MENDE en France affichant une densité initiale variant entre 0,56 t/m³ et 0,70 t/m³. Cette différence peut être expliquée par une composition différente des déchets entrants à l'exemple des matières plastiques représentant près de 19% de la masse totale des déchets d'Alvêol alors qu'ils ne représentent que 14% de ceux du site de Mende ainsi que par des teneurs différentes en putrescibles impliquant des teneurs d'eau variées. Les valeurs enregistrées sur le site d'Alvêol sont proches des valeurs enregistrées sur l'unité industrielle de compostage de Pleumeur-Bodou (Côtes d'Armor), mise en service en 1983 pour les OM bruts avec une densité initiale des OM de 0,22 t/m³ qui augmente après tri et compactage pour atteindre 0,66 t/m³. Les hétérogénéités de la composition des déchets ainsi que la variabilité des modes de collecte impliquent de fortes disparités des paramètres physico-chimiques les caractérisant dont la masse volumique.

Scheelhaase *et al.*(2001) et Ziehmann *et al.*(2003) montrent qu'une augmentation de la densité des déchets traités peut atteindre de 30 à 50% en fonction de la nature des déchets et des conditions du prétraitement appliqué. Ainsi, les écarts observés entre les valeurs de densités enregistrées sur site et celles retrouvées dans la littérature peuvent être,

principalement, attribués à une faible teneur en eau des déchets ainsi qu'à la variabilité de la composition des déchets impliquant notamment ceux entrants à l'exemple d'une présence plus importante de matières plastiques ayant une densité deux fois moindre que la moyenne des déchets ménagers non compactés soit de l'ordre de $0,1 \text{ t/m}^3$.

Il apparaît nécessaire de tenir compte de la variation des propriétés mécaniques des déchets pré-traités, des conditions du traitement appliqué (tri, criblage, durée du traitement aérobie...) qui conduisent à des évolutions des caractéristiques physiques des déchets d'une ampleur différente d'un site à un autre.

I.1.4 Evolution des matières volatiles des déchets

La teneur en matières volatiles, MV représentant la teneur en matière organique totale MOT diminue au cours de la fermentation des déchets avec environ 30% de la masse totale à la mi-fermentation (Figure 28). Cette diminution importante au début du procédé de traitement des déchets est due à une minéralisation rapide des composés facilement biodégradables qui se ralentit au fur et à mesure de l'avancement du traitement et donc de l'épuisement des matières peu réfractaires à la dégradation.

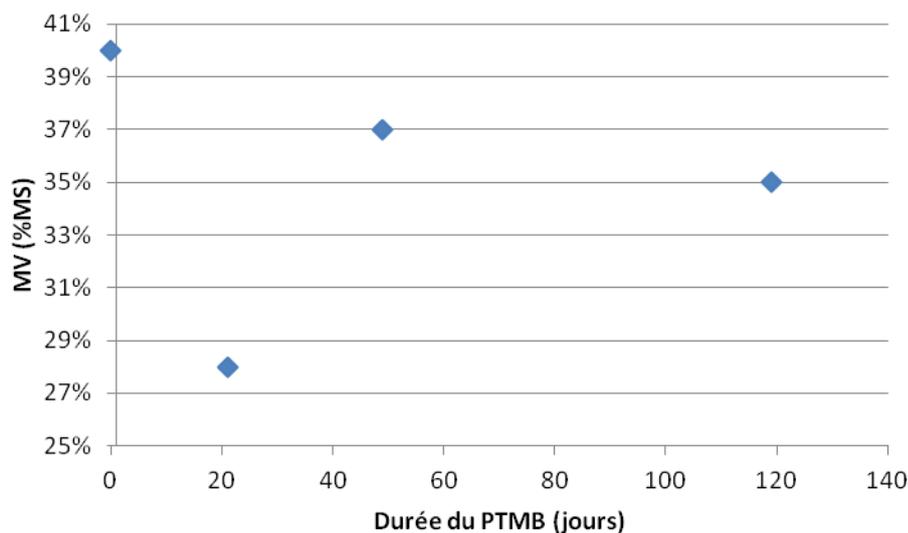


Figure 28 : Evolution de la teneur en MV au cours du PTMB

L'augmentation de la teneur en MV entre le 21^{ème} et le 49^{ème} jour du PTMB d'environ 24% de la masse totale semble indiquer une sous évaluation de la teneur en MV des déchets en mi-fermentation. En effet, cette valeur est bien inférieure à celles déterminées pour les déchets en fin de fermentation et pour les déchets en maturation. Le processus fait diminuer la teneur en MV des déchets d'environ 13% de la masse sèche. La teneur en MV diminue différemment d'une catégorie à une autre au cours du PTMB selon la biodégradabilité de leurs composants. La part de chacune des catégories en MV dans la teneur en MV totale du déchet est fonction à la fois de sa teneur en MV et de sa part dans la composition moyenne (Figure 29). La catégorie des putrescibles contribue à 5% dans la teneur totale en MV du déchet frais ; cette contribution diminue jusqu'à s'annuler en fin du PTMB. Les putrescibles contaminés sont constitués par un mélange de putrescibles, de papiers, de cartons, de CNC et

de textiles sanitaires rendant l'interprétation de leur évolution quantitative et qualitative difficile. La part des papiers et des cartons en MV diminuent d'environ 72% et 67%, respectivement, de la masse sèche entre le box de stockage et l'andain en maturation indiquant une dégradation avancée de cette fraction biodégradable. A l'exception des déchets en mi-fermentation, les CNC ne connaissent pas une évolution significative entre le début et la fin du traitement indiquant une composition dominée par des matériaux difficilement biodégradables. La fraction montrant une augmentation de sa contribution en MV dans les déchets traités est celle des fines (<20 mm) avec un taux de 64%MS.

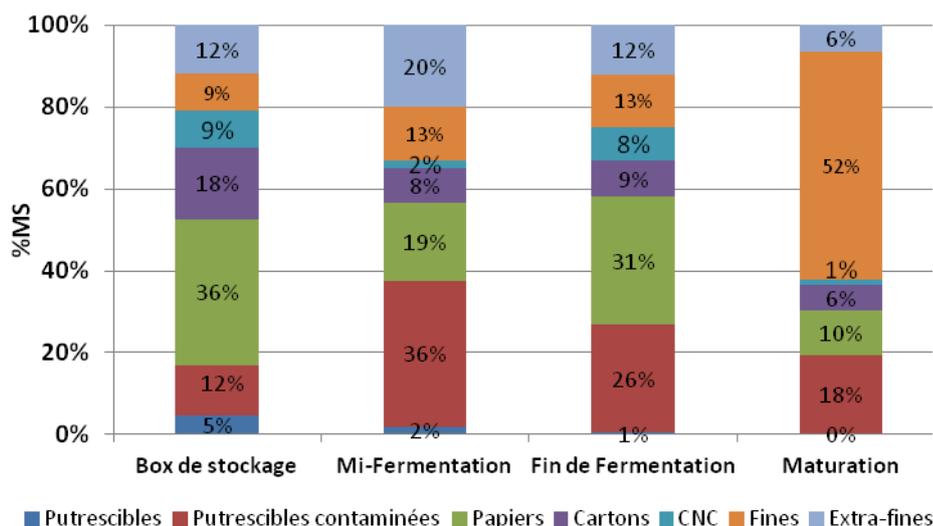


Figure 29 : Evolution de la part en MV dans les différentes catégories des déchets au cours du PTMB

Cette augmentation traduit un enrichissement de la fraction fine suite à la dégradation des catégories biodégradables (putrescibles, papiers, cartons et CNC) de granulométries supérieures au cours du PTMB. En effet, la teneur en MV dans la fraction fine n'évolue pas considérablement et passe de 46%MS à 54%MS (Tableau 37) mais le taux de cette fraction augmente significativement et passe de 19 à 37 % de la masse totale.

Tableau 37 : Evolution des teneurs en MV des catégories de déchets biodégradables

	Box	Mi-Fermentation	Fin de Fermentation	Maturation
Putrescibles	81	81	53	45
Putrescibles contaminées	68	63	75	58
Papiers	78	66	80	61
Cartons	85	87	81	70
CNC	91	93	90	79
Fines	51	33	61	62
Extra-fines	46	39	44	39
Moyenne	40	28	37	35

Toutefois, il faut considérer les résultats apportés par l'analyse de la perte au feu qui prend en considération des constituants qui sont biologiquement inertes et ne pouvant être dégradés par les réactions microbiennes tels que les matières organiques d'origine synthétiques (plastiques, polystyrène...) et certains matériaux difficilement dégradables, comme le bois. La teneur en MV des déchets partants en enfouissement est de 37%MS, teneur beaucoup plus élevée que les teneurs en MV citées dans la littérature et correspondant à des déchets stables qui varient entre 18 et 19 %MS (François et al., 2008). L'analyse de l'attaque à l'eau de javel a été conduite sur les échantillons de fractions fines afin de déterminer la part réelle de la MO oxydable et donc considérée comme facilement biodégradable qui y est contenue.

La composition des putrescibles contaminés a pu être déterminée par tri du résidu sec de l'attaque au chlore (Tableau 38). Les putrescibles sont composés à environ 56%MS et 25%MS de MOO pour les déchets en mi-fermentation et en fin de fermentation, respectivement. La matière résiduelle contient une majorité de CNC, d'INC et de papiers/cartons.

Tableau 38 : Composition des putrescibles contaminés triés à partir des déchets en mi-fermentation et en fin de fermentation

%MS	Mi-Fermentation	Fin de fermentation
Bois	0,04	3,47
Plastique	6,35	5,14
Papier/Carton	6,88	9,58
Métaux	0,00	1,07
Verre	1,18	2,08
INC	10,78	25,27
CNC	16,23	22,20
Plastique PS	0,00	0,00
Textile	2,13	5,78
Oxydable	56,42	25,41

I.1.5 *Caractérisation des fractions fines*

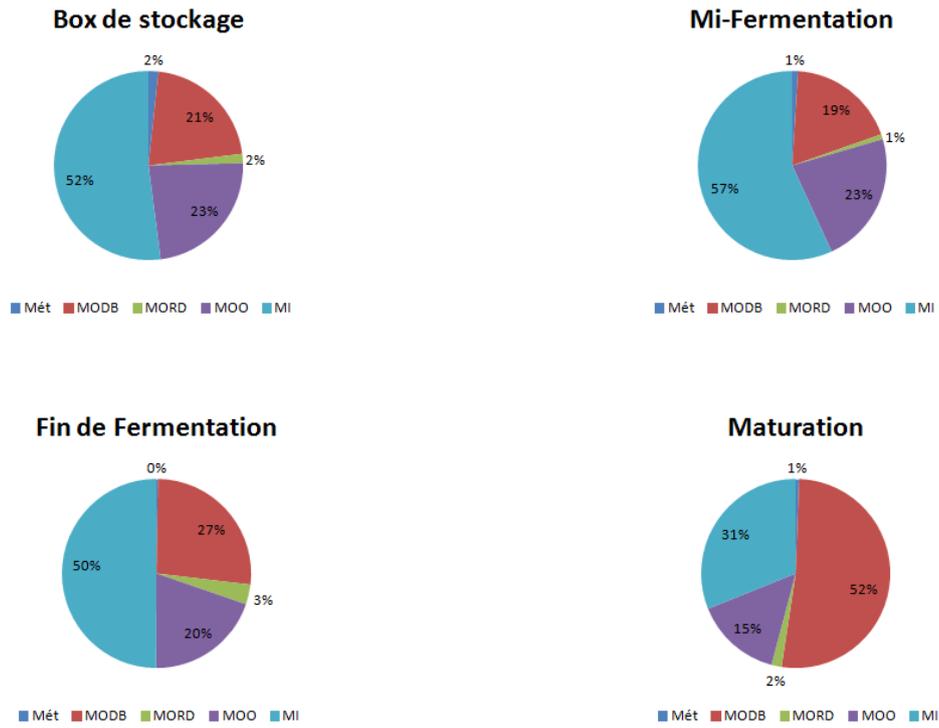
I.1.5.1 **Caractérisation matière**

La Figure 30 présente les résultats de la détermination des matières potentiellement biodégradables, des inertes minérales, des plastiques et des composites.

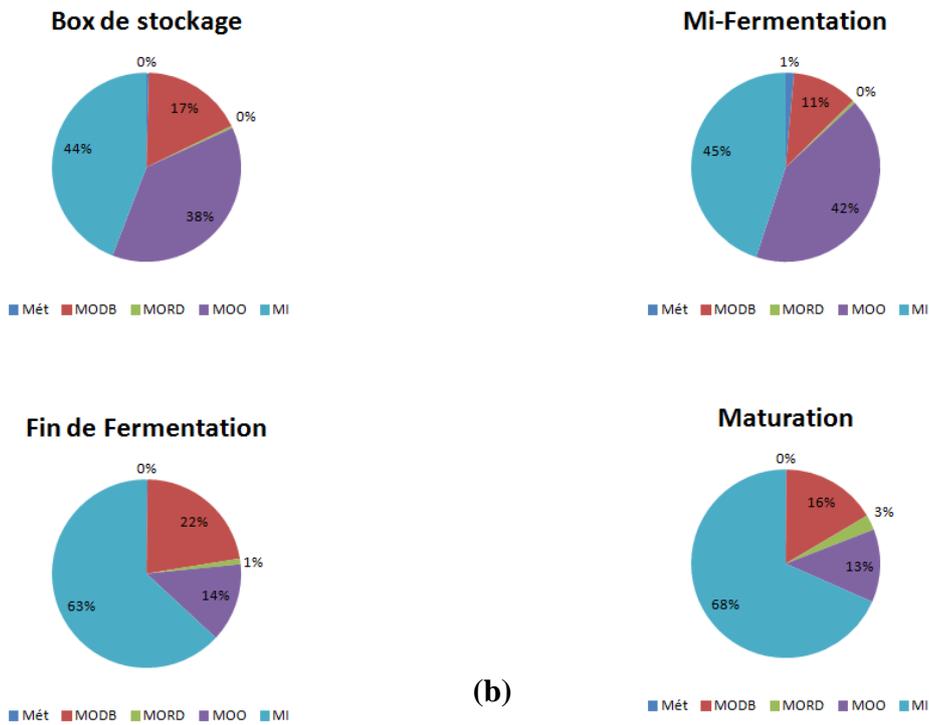
Les caractéristiques globales des fractions fines et extra-fines dans les déchets frais broyés, les déchets mi-fermentés, les déchets en fin de fermentation et les déchets en fin de maturation sont estimés après oxydation à l'eau de Javel suivant la Norme AFNOR XP U44-164, (2004). Ainsi les catégories densimétriques et de compositions différentes triées ont été regroupées au niveau de cinq grandes familles : les Métaux (Mét) ; les Matières Organiques Difficilement Biodégradables (MODB) et non oxydable à l'eau de Javel (plastiques, plastiques PS, CNC y compris la part volatile de la fraction fine de granulométrie inférieure à

2 mm après détermination de sa teneur en MV et bois) ; la Matière Organique potentiellement biodégradable (Papiers/Cartons et textiles) mais ayant résistée à l'oxydation à l'eau de Javel (MORD); la Matière Organique Oxydable (MOO) et la Matière Inerte (MI) correspondant aux matériaux inertes (INC : os, coques d'œufs) ainsi que la part minérale de la fraction fine (<2mm) après détermination de sa teneur en MV et aux verres.

Globalement, les résultats de l'attaque au chlore permettent de mettre en évidence une diminution significative de la part oxydable dans les fractions fines et extrafines des déchets au cours du PTMB. Après le prétraitement mécanique, la fraction extrafine dans les déchets frais a un taux de MOO (38% MS) plus important que celui contenu dans la fraction fine (23%MS). Ce taux augmente pour atteindre un taux de 42% MS après trois semaines de traitement aérobie indiquant une réduction de la granulométrie des fermentescibles (principalement les restes de nourritures et les déchets verts) suite à un début de dégradation. Il chute en fin du traitement pour arriver à 13%MS. L'évolution de la teneur en MOO dans les fines est beaucoup plus lente et l'abattement n'est que de 35% MS alors qu'il est de 66% MS pour la fraction extra-fine (<10mm). Ceci est dû à la teneur initialement élevée en MOO de la fraction extra-fine comparée à celle de la fraction fine. Cette fraction facilement biodégradable est consommée par les réactions biologiques ayant lieu tout au long du procédé. L'augmentation en mi-fermentation de cette part biodégradable traduit un début de dégradation et de réduction granulométrique des fermentescibles qui se trouvent alors dans la classe granulométrique des inférieurs à 10 mm.



(a)



(b)

Figure 30 : Evolution de la composition des fractions fines (a) et extrafines des déchets au cours du PTMB (Les pourcentages sont exprimés par rapport à la matière sèche)

Les teneurs en MV en fin de maturation s’élèvent à 62%MS et à 39%MS pour les fractions fine et extra-fine, respectivement, alors que leurs taux respectifs en MOO sont de 15 et de 13%MS. L’écart important entre la teneur en matière volatile et la teneur en matière organique oxydable de ces deux fractions s’expliquerait par une présence importante d’éléments plastiques, de papiers, de cartons non dégradés et de CNC dans ces fractions. La somme des parts en MV de ces fractions (MORD, MOS et MOO) dans la teneur totale en MV tout en en supposant que la teneur en MV de ces fractions (MORD et MOS) est de 90% de la masse sèche donne des teneurs en MV théoriques de 63%MS et de 30%MS pour les fractions fines et extrafines des déchets en maturation. Les différences observées entre les teneurs en MV mesurées par la perte au feu et celles calculées après tri sur les résidus de l’attaque au chlore sont liées probablement à la variabilité des prises d’essai ne dépassant pas les 10 grammes pour l’analyse de la perte au feu et 100 grammes pour l’analyse de l’attaque au chlore.

I.1.5.2 Evaluation de l’état de stabilité biologique

A la fin du PTMB, la fraction potentiellement biodégradable réside principalement dans les fractions fines avec 58% de contribution dans la teneur totale en MV des déchets traités et des teneurs en MOO de 15 et de 13% MS pour les fines et extra-fines, respectivement. L’évaluation de la stabilité de la MO contenue dans ces fractions, récupérées à partir de la deuxième campagne de caractérisation, a été initialement appréhendée par des tests classiques utilisés, habituellement, pour l’évaluation de l’état de dégradation ou de maturité des composts.

- **pH**

Les valeurs de pH mesurées sur les fractions fines et extrafines des déchets au cours du traitement (Tableau 39).

Tableau 39 : pH des fractions fines et extra-fines des déchets

	Box de stockage		Mi-Fermentation		Fin de Fermentation		Maturation	
	g/ml	u.pH	g/ml	u.pH	g/ml	u.pH	g/ml	u.pH
<20 mm	1/10	6,90	1/5	6,49	1/10	7,74	1/10	7,66
<10 mm	1/5	6,66	1/5	6,25	1/5	7,42	1/5	6,95

Les mélanges initiaux ont des pH proches de de 7, conformes aux pH habituellement mesurés sur des ordures ménagères (Sanchez-Monedero *et al.*, 2001). Au cours des trois premières semaines de fermentation, ces valeurs diminuent pour descendre en dessous de 6,5 traduisant une acidification du milieu due, probablement, à des conditions d’aération insuffisantes induisant une oxydation incomplète de la matière organique conduisant à la production d’acides gras tel que mis en évidence par Forster et al., (1993). Les valeurs de pH augmentent en fin de fermentation pour s’approcher de 8 (pour la fraction fine) ce qui est conforme aux données de la littérature qui concluent qu’avec des conditions optimales

d'oxygénation, les pH des composts peuvent atteindre des valeurs voisines de 8 (Sanchez-Monedero et al., 2001 & Francou, 2003).

▪ *Test d'auto-échauffement*

Ce test a été appliqué sur la fraction extra-fine (<20 mm) après ajustement de la teneur en eau à près de 50%MB (Figure 31). Cette fraction a été étudiée plus que les deux autres fractions grossière et moyenne étant donnée son augmentation au cours du procédé et aussi au détriment, principalement des fractions fermentescibles.

La différence entre la température ambiante (20°C) et la température maximale atteinte suite à l'incubation de la fraction fine est $\Delta T_{\text{Max}} = 15 \text{ C}$ et donc une $T_{\text{Max}} = 35^\circ\text{C}$ indiquant une faible biodégradabilité (degré IV) de cette fraction (Brinton *et al.*, 1995).

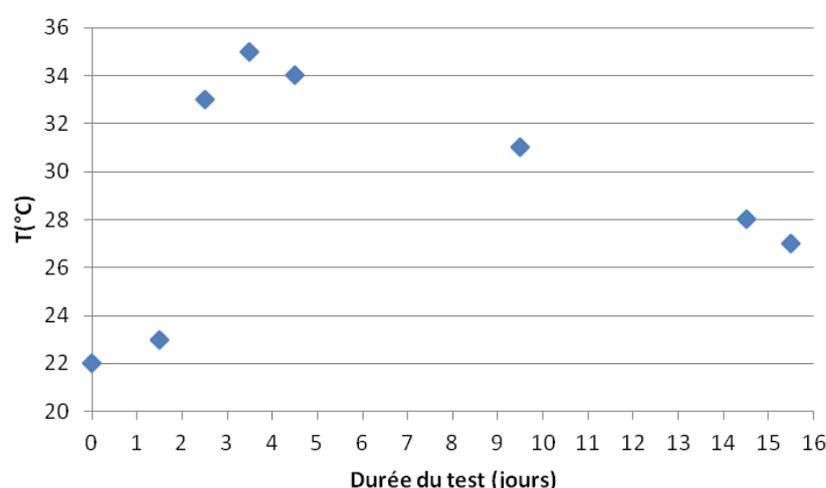
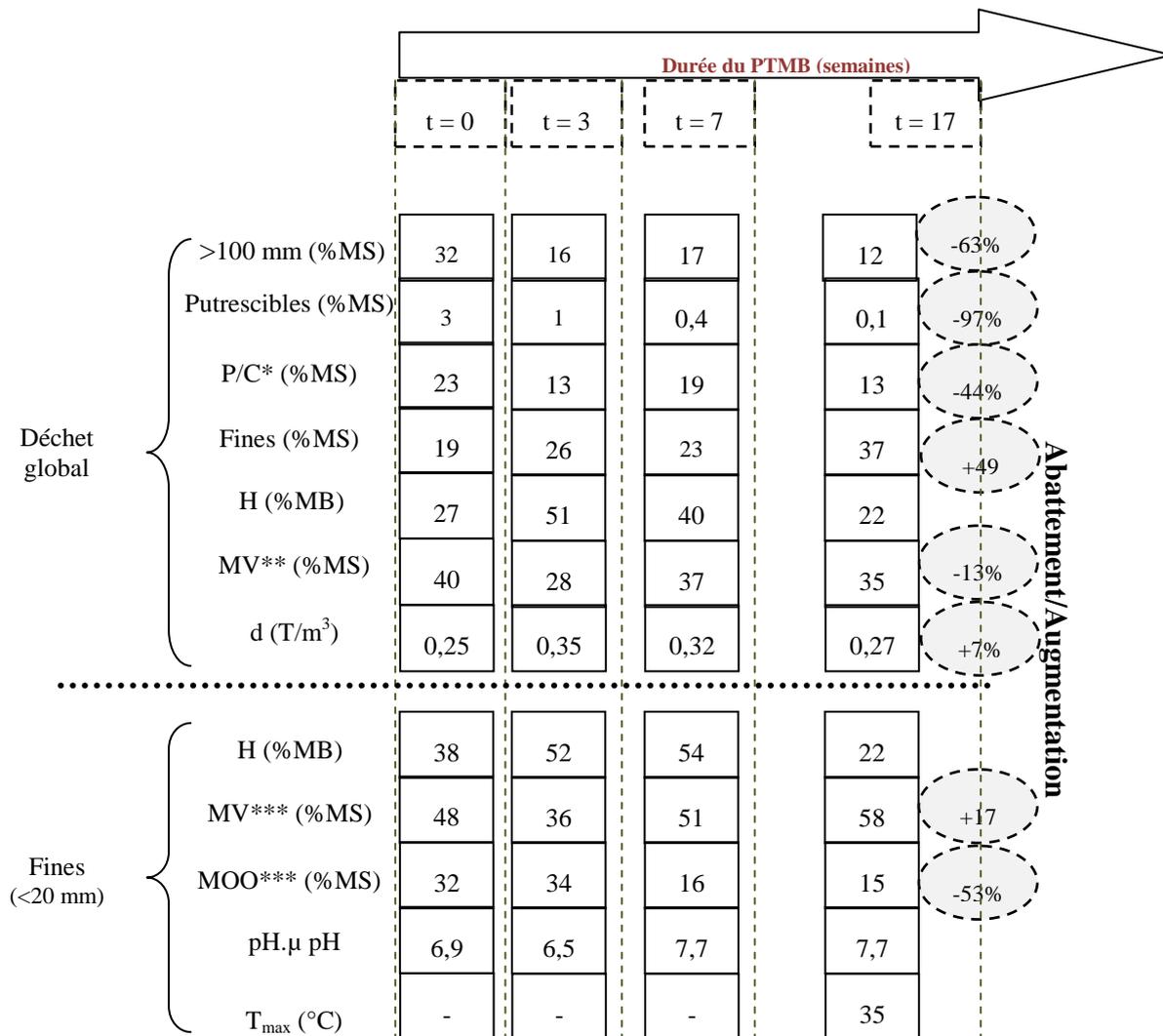


Figure 31 : Evolution de la température de l'échantillon incubé

Ce résultat indique la présence d'une matière organique difficilement biodégradable et donc stable dans la fraction fine des déchets en fin du traitement. Les déchets en sortie de maturation de l'installation de PTMB de Mende affichent un même degré de stabilité mais sur la totalité des déchets sachant qu'au cours du process ils ont été criblés, contrairement aux déchets d'Alv̄ol.

I.1.6 Conclusion sur la caractérisation physico-chimique des déchets d'Alv̄ol

La Figure 32 récapitule les principales caractéristiques des déchets globaux et de la fraction fine des déchets au cours du PTMB conduit à l'unité Alv̄ol.



*Papiers/cartons ; **Moyenne établie à partir des teneurs en MV des catégories biodégradables, Moyenne établie à partir des valeurs des fines et des extra-fines

Figure 32 : Evolution des caractéristiques physico-chimiques des déchets au cours du PTMB

Le prétraitement mécanique en amont du traitement biologique ne réduit que partiellement la granulométrie des déchets : la fraction > 100 mm qui représente 32% de la matière totale au lieu de 33% selon l'étude réalisée par Bouhadiba et al. (2010). Le taux de papiers et de cartons de granulométrie supérieure à 100 mm de près de 37% de la masse totale. Toutefois, la part de la fraction moyenne a légèrement diminuée, elle est passée de 55% à 49 au profit de la fraction fine. La teneur initiale en putrescibles est très faible (3%) probablement à cause du broyage réduisant la granulométrie de cette catégorie passant dans la fraction fine mais aussi contraignant son identification en tant que putrescibles mais plutôt en tant que putrescibles contaminés.

Cette réduction de la taille des déchets s'est accompagnée d'une augmentation de la masse volumique jusqu'à la fin de la fermentation aérobie. Cette augmentation pourrait être plus importante si une séparation des inertes et des fractions biodégradables au cours du procédé était réalisée.

On observe des différences importantes des caractéristiques physico-chimiques des déchets initiaux (MV, MOO, %>100 mm, %P/C, pH) comparés aux déchets en fin de fermentation. Ces caractéristiques évoluent rapidement en début du traitement mais leur évolution demeure plus lente en phase de maturation traduisant un épuisement de la MO réactive « biologiquement » et son remplacement par des formes de MO plus stables et/ou un ralentissement des réactions biologiques par défaut de conditions favorables.

L'augmentation de la teneur en MV dans la fraction des fines accompagnée d'une diminution de la part oxydable (MOO) peut être expliquée par un enrichissement au cours du procédé de stabilisation de la fraction fine de matières organiques d'origines naturelle et synthétique difficilement biodégradables et en partie stabilisés. En effet, la répartition granulométrique montre une augmentation de la part des fines d'environ 50% dans les déchets en fin de maturation.

Les résultats du test d'auto-échauffement obtenus sur les fractions fines des déchets montrent un état de stabilité de degrés IV de cette fraction du déchet correspondant à une faible présence de matières organiques « fraîches » facilement biodégradables et une présence importante de MO stables.

L'ensemble de ces résultats permet de suivre l'évolution et la transformation des déchets *via* celle des paramètres suivis mais sans indiquer un niveau précis de stabilisation. Dans l'absence d'indicateurs standards de stabilisation ou de maturité, il semble plus pertinent d'essayer d'approcher le degré de stabilisation du déchet traité par le biais d'une étude plus approfondie de la matière organique. En conséquent, une caractérisation plus fine des matières organiques des déchets par l'intermédiaire des tests de lixiviation s'avère indispensable, afin de suivre son évolution au cours du traitement. Le chapitre suivant est consacré à cette étude de la matière organique dans les déchets ou relarguée dans les éluats.

I.2 Tests de lixiviation (TL)

Les premiers TL ont été réalisés avec la fraction fine afin de vérifier sa représentativité de la dynamique du système et des transformations des déchets au cours de la dégradation aérobie. En effet, représentant à elle seule près de 40% de l'ensemble des déchets à la fin du procédé avec un taux en MOO qui diminue en fonction du temps du traitement, cette fraction peut refléter la transformation que subit l'ensemble des déchets. Son homogénéité comparée au déchet global représente un avantage lors de la préparation des échantillons avant les analyses dans le cas où sa représentativité de l'ensemble des déchets sera confirmée. Par ailleurs, cette fraction représente au départ 42% de la masse totale initiale de fermentescible susceptibles de contenir des Matières Organiques Non Synthétiques (MONS) composée de putrescibles, de papiers, de cartons et de fines et atteint près de 75% de la masse totale de cette fraction fermentescible dans le déchet destiné au stockage (

Tableau 40).

Tableau 40 : Pourcentages des fines dans la fraction des Matières Organiques Non Synthétiques (MONS)

	Fermentescibles	Putrescibles	Papiers	Cartons	Fines	Total
BS	% Déchet	2,7	15,2	7,9	18,9	44,7
	% Fermentescibles				42,3	
MF	% Déchet	0,9	9	3,9	26,3	40,1
	% Fermentescibles				65,6	
FF	% Déchet	0,4	14,5	4,6	22,8	42,3
	% Fermentescibles				53,9	
MAT	% Déchet	0,1	9	3,6	37,3	50
	% Fermentescibles				74,6	

Dans ce qui suit les principaux résultats des paramètres globaux ou plus spécifiques à la caractérisation de la MO à partir des tests de lixiviation réalisés avec et sans renouvellement de l'éluat. Les échantillons des déchets prélevés au niveau du box de stockage (t = 0), des andains en Mi-Fermentation (t = 21 jours), des andains en Fin de Fermentation (t = 42 jours) et en Maturation (t = 120 jours) seront, respectivement, désignés par BS, MF, FF et MAT. Le TL avec renouvellement est réalisé sur les échantillons de la première campagne d'échantillonnage alors que le deuxième TL a été réalisé sur la fraction fine des déchets de la deuxième campagne. Le troisième TL conduit sur les déchets globaux est réalisé sur des échantillons de déchets prélevés selon la même procédure de la deuxième campagne mais dont la composition MODECOM n'a pas été déterminée. Un échantillon supplémentaire a été prélevé en milieu de maturation (t = 86 jours).

1.2.1 TL avec renouvellement

Le premier test de lixiviation étudié est celui de la lixiviation avec renouvellement pendant 7 jours de la solution d'éluat appliqué sur la fraction fine des déchets échantillonnés. Les caractéristiques matières des fractions échantillonnées sont présentées dans la Figure 33. Les teneurs en eau varient au cours du procédé entre 40 et 45%. La teneur initiale en MV de 56%MS diminue au cours du prétraitement jusqu'à atteindre une valeur de 44%MS.

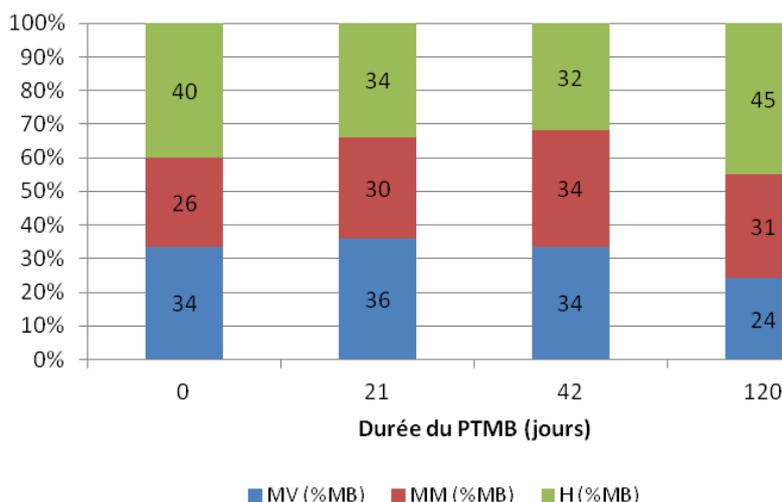


Figure 33 : Caractérisation matière des fractions fines étudiées

I.2.1.1 Paramètres globaux

Au cours de la lixiviation, la mesure de différents paramètres pendant les sept jours de renouvellement permet de mettre en évidence le comportement des déchets au cours du traitement dans des conditions de lixiviation bien définies. Les TL avec renouvellement de la solution d'éluat permettent d'estimer la capacité maximale de relargage d'espèces minérales et de composés organiques mobilisables à partir du déchet. Les résultats des mesures de pH et d'AGV sur les éluats obtenus après les tests de lixiviation conduits avec renouvellement des éluats toutes les 24 heures sont présentés dans la Figure 34.

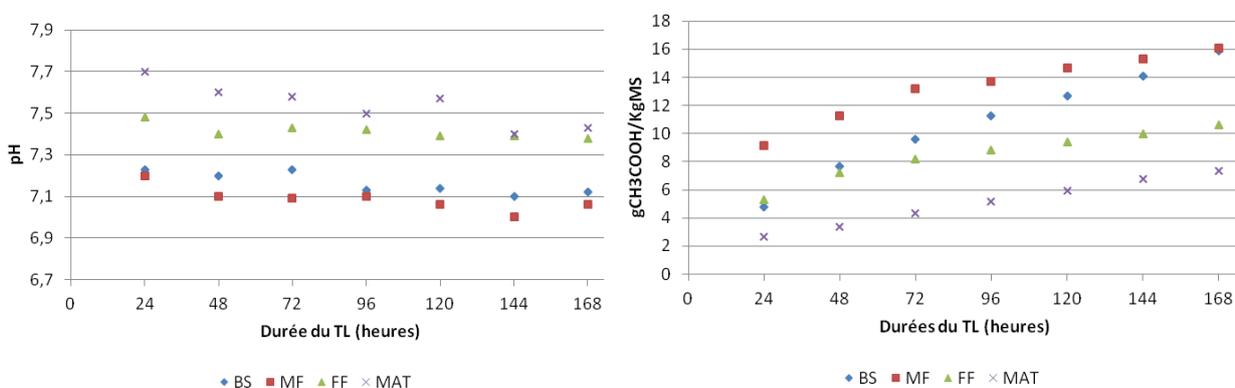


Figure 34 : Evolution du pH et de la concentration des AGV au cours des TL

Le pH et la concentration en AGV permettent de caractériser globalement les éluats issus des TL et de situer approximativement l'état d'avancement de la dégradation étant donné que ces deux paramètres sont caractéristiques des différentes phases se succédant au cours de la dégradation des déchets. L'évolution du pH au cours des TL ne change pas la hiérarchisation des pH des quatre échantillons de déchets testés. Les déchets en maturation présentent les valeurs de pH les plus élevées suivis des déchets après prétraitement mécanique puis des déchets prélevés après 3 semaines de fermentation et enfin les déchets en fin de fermentation.

Le **pH** des jus de lixiviation centrifugés obtenus à partir des déchets du PTMB varie durant le TL entre 7,1 et 7,7. Les valeurs les plus élevées correspondent aux éluats des déchets en maturation et les valeurs de pH les plus faibles correspondent à ceux des déchets en mi-fermentation. Les valeurs de pH des déchets intrants correspondent généralement dans la littérature pour les déchets urbains non traités variant entre 5 et 9 (Morel et al., 1986). L'acidification légèrement plus forte survenant au cours des premières semaines du traitement aérobie met en évidence une production d'acides organiques en conditions anaérobies. Ces conditions d'insuffisance d'oxygénation sont liées, principalement, à la défaillance du système d'aération et de l'insuffisance des retournements effectués. Ce constat a été confirmé par les mesures de concentrations d'AGV avec une teneur élevée en AGV pour les déchets en mi-fermentation. Ces acides sont dégradés au cours du traitement entraînant une alcalinisation des déchets.

L'évolution de la **conductivité** (Figure 35) au cours des TL montrent un relargage d'une quantité importante de composés minéraux lors des 24 premières heures de contact, caractéristiques d'un déchet frais possédant un fort potentiel polluant (Kelly, 2002). Cette charge est maximale pour le déchet issu du PTM (8 mS/cm) et minimal pour les déchets en sortie de maturation (5 mS/cm). Les valeurs de **TAC** augmentent également pour tous les déchets et sont comprises entre 6 et 7 gCaCO₃/kgMS au début du test pour avoisiner 20 à 23 gCaCO₃/kgMS après 7 jours.

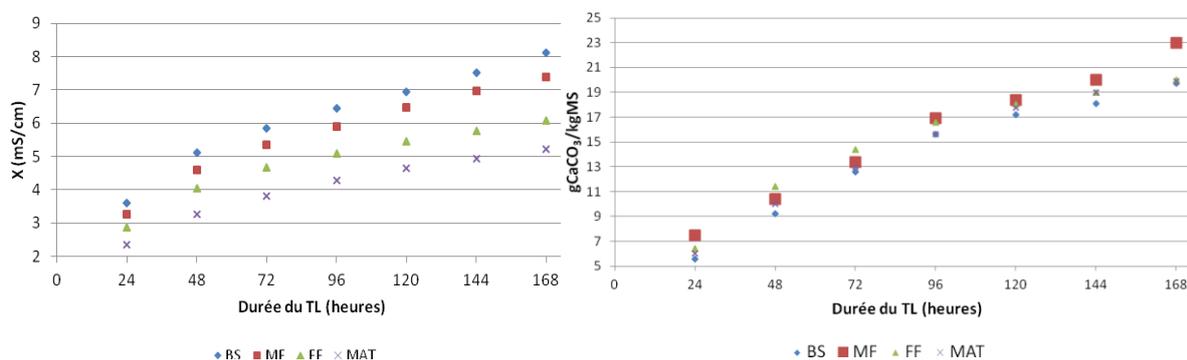


Figure 35 : Evolution de la conductivité et de la teneur en TAC des éluats au cours des TL

Un pH >6 favorise la forme HCO₃⁻ (pH supérieur à 6,3, valeur du pKa du couple HCO₃⁻/H₂CO₃). Pour les quatre échantillons de déchets, comme pour la conductivité, les valeurs de TAC les plus élevées ont été mesurées sur les premiers éluats renouvelés après 24 heures de mise en contact avec les déchets indiquant un lessivage important des ions HCO₃⁻ à partir de la phase solide. Pour les déchets en mi-fermentation, la libération d'AGV entraîne l'acidification du milieu justifiant des valeurs de pH plus faibles que celles des déchets frais. Ces conditions acides favorisent la libération des ions dont HCO₃⁻ (responsables de l'augmentation du TAC) qui induisent une augmentation de la conductivité importante pour ces déchets légèrement inférieure à celle des déchets frais mais supérieure aux valeurs de conductivité mesurées pour les déchets sortant de la fermentation et ceux sortant de la maturation.

I.2.1.2 Paramètres de la pollution organique

Une estimation de la charge organique des éluats obtenus à partir des TL peut être donnée par la mesure de la DCO, de l'azote total, du COD ou de la DBO₅. L'évolution de ces paramètres est illustrée par la Figure 36.

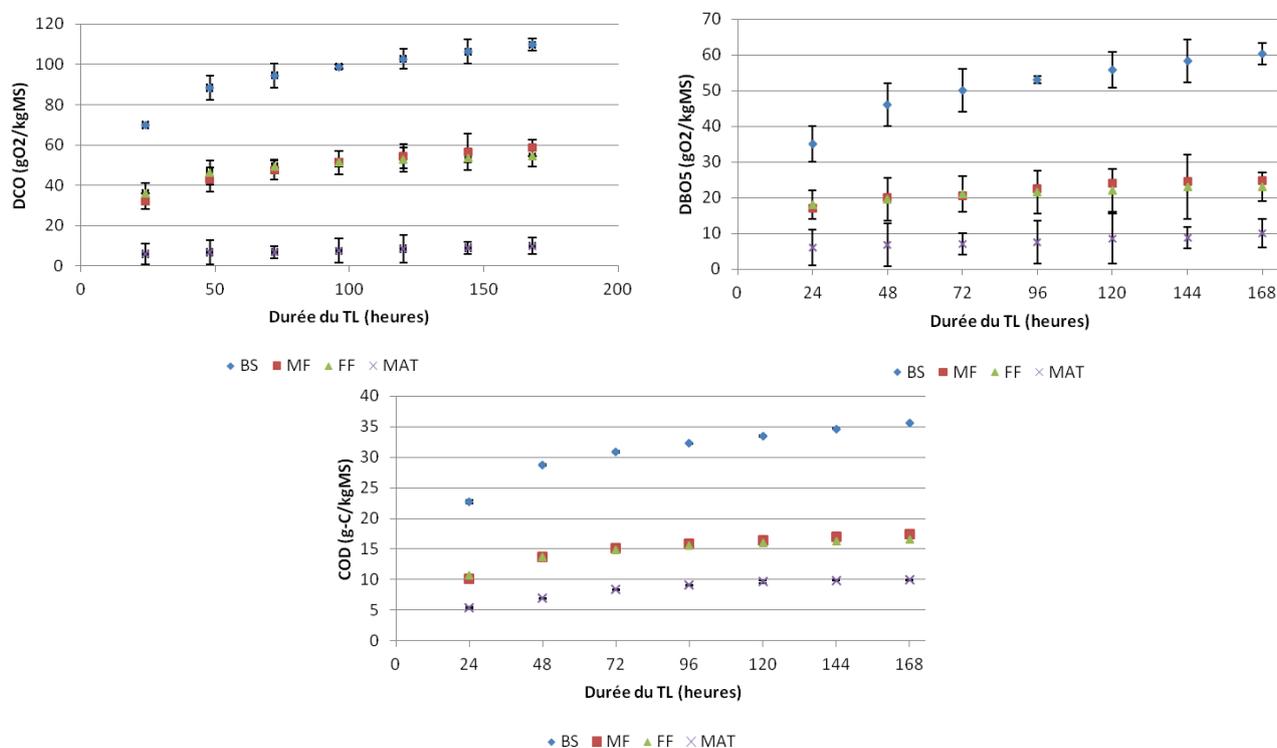


Figure 36 : Evolution de la DCO, du COD et de la DBO₅ au cours des TL

La **DCO** des déchets n'ayant subi qu'un PTM est la plus élevée avec une concertation cumulée de 109 g-O₂/kgMS après 168 heures de lixiviation avec renouvellement de l'éluat toutes les 24 heures. Les déchets en mi-fermentation et en sortie de fermentation ont des valeurs de DCO très proches avoisinant 59 g-O₂/kgMS pour MF et 54 g-O₂/kgMS pour FF. Enfin viennent les déchets en fin de maturation avec une concentration cumulée en DCO de 30 g-O₂/kgMS. Ainsi le prétraitement mécano-biologique a permis, au bout de 119 jours, de réduire avec un taux d'abattement de 72% la charge organique mobilisable à partir des déchets. L'évolution de la DCO est la même que celle de la teneur en **COD** avec une réduction d'environ 68% et des concentrations en COD inférieures à celles en DCO. En effet, la mesure du COD ne concerne que les matières organiques dissoutes relarguées à partir des déchets alors que celle de la mesure de la DCO consiste en une oxydation des matières organiques *ou non* par du dichromate de potassium en excès (Cr₂O₇) en milieu acide et chauffé. Quoique les deux mesures donnent la même évolution, la mesure du COD reste plus pertinente étant donné qu'elle quantifie plus précisément les matières organiques.

L'évolution de la **DBO₅** qui représente la part de matière organique disponible pour les micro-organismes, afin d'être utilisée par les micro-organismes, a montré une diminution de la biodégradabilité des déchets en fonction de la durée du traitement avec des teneurs très

élevées en début de la stabilisation comparée à celles mesurées sur les déchets destinés à l'enfouissement.

Il est à remarquer que ces trois paramètres montrent que les réactions de biodégradation de la MO des déchets ont eu lieu principalement pendant les trois premières semaines de fermentation aérobie et pendant les 10 semaines de maturation. La dégradation de la MO semble être ralentie à partir de la troisième semaine du traitement. Ceci peut avoir comme cause une diminution de l'humidité suite une évaporation excessive de l'eau à partir des andains de fermentation lors de la phase thermophile et l'insuffisance de l'humidification par arrosage conduite et/ou suite à une insuffisance de l'oxygénation des déchets par manque de retournements.

L'azote est, également, un élément important à suivre au cours du PTMB étant donné sa part dans les matières organiques. L'évolution de l'azote Kjeldahl est présentée dans la Figure 37.

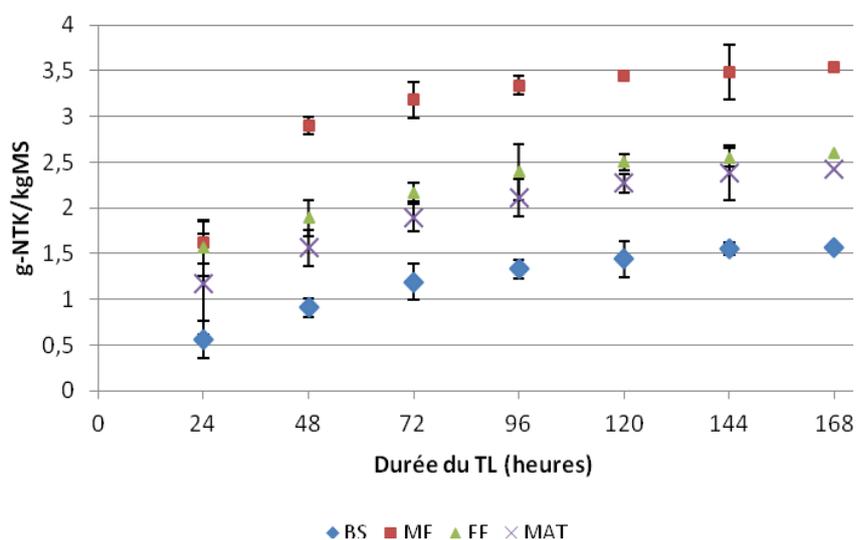


Figure 37 : Evolution de l'azote Kjeldahl au cours des TL

La teneur en NTK la plus élevée est celle du déchets prélevé en mi-fermentation avec une teneur cumulée après 7 jours de lixiviation d'environ 3,5 g-NTK/kgMS suivi par le déchets en fin de fermentation et en maturation avec des teneurs respectives de 2,6 et 2,4 g-NTK/kgMS. Les déchets en sortie du PTM présentent la plus faible teneur avec 1,5 g-NTK/kgMS. Ainsi, la teneur en NTK a augmenté après 3 semaines du début du traitement aérobie, probablement, suite à la dégradation des protéines ainsi que par accumulation de résidus des micro-organismes présents lors de la première phase du traitement. Lors de la phase de dégradation intense des déchets (les trois premières semaines) la production d'AGV et par la suite la diminution du pH entraînent un blocage de l'azote sous forme de NH_4^+ d'où l'augmentation importante de l'azote Kjeldahl. Les mesures de la concentration en NH_4^+ n'ont pas pu être mesurées pour confirmer ou non cette hypothèse.

Afin de comparer les résultats obtenus aux indicateurs de stabilité des déchets cités dans la littérature, les rapports caractérisant l'état de la dégradation de la MO ont été établis et sont présentés dans le Tableau 41.

Tableau 41 : Indicateurs de stabilité des déchets ménagers

Rapports		SUVA (Aromaticité des molécules organiques)	DBO ₅ /DCO (Biodégradabilité)	DCO/COD (Disponibilité du C _{org})
Unités		L/cm/gC	-	Mg O ₂ /mgC
BS	24h	6±2	0,50±0,02	3,08±0,01
	168h	9±1	0,55±0,01	3,08±0,02
MF	24	15±3	0,53±0,02	3,16±0,08
	168h	23±2	0,42±0,01	3,36±0,01
FF	24h	23±2	0,50±0,03	2,37±0,05
	168h	33±1	0,43±0,02	3,28±0,01
MAT	24h	40±1	0,35±0,1	3,13±0,02
	168h	53±2	0,33±0,03	3,02±0,02
Limites		<10 Très faible 10-30 Faible >30 Elevée	>0,3 Moyenne 0,1 à 0,3 Assez faible <0,1 Très faible	>4 Jeunes ≤2 Stabilisés
Références		Berthe et al., 2008 ; Feuillade et al., 2009	Millot, 1986 ; Ramade, 1998	Millot, 1986 ; François <i>et al.</i> , 2008

Les résultats des différents rapports ont été calculés pour les éluats issus après 24 heures et 168 heures de lixiviation avec renouvellement. L'évolution de l'indice *SUVA*, correspondant au rapport absorbance UV à 254 nm sur le COD au cours du PTMB indique une augmentation de l'aromaticité des molécules organiques lixiviées au bout de 24 heures en passant de 6±2 à 40 L/cm/g-C. Cette prédominance des noyaux aromatiques par rapport à la quantité totale de carbone organique traduit un caractère de plus en plus hydrophobe des molécules organiques étudiées. Les valeurs de l'indice *SUVA* calculées à partir des données de COD et d'Abs UV des éluats obtenus après 168 heures de lixiviation des quatre types de déchets sont supérieures à celles des éluats de 24 heures. Ceci peut traduire une aromaticité plus importante et donc un caractère de plus en plus hydrophobe des molécules organiques extraites au fil des lixiviations. Le rapport *DBO₅/DCO* renseignant sur la biodégradabilité de la MO sont, légèrement, plus faibles pour les éluats de 168 heures et ce à l'exception du premier échantillon (BS) ce qui peut indiquer une présence d'une matière organiques moins biodégradable que dans les éluats de 24 heures. Ces résultats sont en concordance avec les résultats de Parodi et al., (2010) montrant que la lixiviation avec renouvellement libère au cours du test des composés de plus en plus aromatiques et ayant un degré d'humification de plus en plus important.

L'indice SUVA indique une aromaticité élevée (Berthe et al., 2008) et par la suite un état de stabilité très avancé des déchets (valeurs indiquées pour les déchets enfouis). Le rapport DBO_5/DCO indique une biodégradabilité moyenne donc dont la biodégradation est incomplète à l'issue du PTMB. Les rapports DBO_5/DCO et l'indice SUVA permettent de distinguer des états de dégradation différents et de classer les déchets en fonction de leurs états de stabilisation. Toutefois, étant donnée la marge d'erreur des mesures de la DBO_5 et la prise en compte dans la mesure de la DCO d'espèces non organiques, l'index SUVA semble être plus pertinent.

Les résultats du rapport *DCO/COD* renseignant sur la disponibilité du carbone organique ne montrent pas une évolution significative ; la valeur initiale est inférieure à 4 et ne diminue en fonction du traitement. En effet, certaines études (Parodi, 2010 ; François, 2004) montrent que les valeurs obtenues par ce rapport peuvent ne pas évoluer d'une façon significative avec l'âge des déchets et donc leur stabilité.

I.2.1.3 Conclusion au test de lixiviation avec renouvellement

Le test de lixiviation normalisé (EN 12457/1-4) dure 24 heures, une durée jugée trop courte et ne permettant pas d'extraire suffisamment de composés dans la solution d'élution à partir du déchet (Parodi, 2010 ; Fällman, 1997). En effet, les quantités de composés extraites au bout de 24 heures au cours des tests réalisés ne dépassent pas 45% en termes de DCO et 42% en termes de COD (Tableau 42).

Tableau 42 : Pourcentage des composés organiques mobilisés au bout de 24 heures par rapport à la quantité extraite en 168 heures

	DCO	COD
BS	36%	36%
MF	45%	42%
FF	33%	35%
MAT	33%	45%

Après 7 renouvellements, un résidu de la matière organique mobilisable (exprimé en COD ou en DCO) subsiste et peut être relargué si des renouvellements supplémentaires de la solution d'élution seront conduits tel que dans l'étude réalisée par Parodi et al., (2010) ayant montré que même après 14 renouvellements, une charge organique de 15 g-C/kgMS subsiste et reste toujours constante. En effet, les renouvellements des solutions d'élutions permettent de conserver un milieu non saturé favorisant l'extraction de la pollution susceptible d'être remobilisée dans ces conditions. Par ailleurs, les résultats de l'index SUVA sur les éluats des tests de lixiviation réalisés montrent que le type des composés extraits dépend du temps de contact des déchets avec la solution d'élution ; elles sont initialement de faible aromaticité et dotés d'une biodégradabilité plus élevée (DBO_5/DCO) et deviennent de plus en plus aromatiques en fonction du temps de la lixiviation. La Figure 38 montre une corrélation correcte entre l'indice SUVA et le rapport DBO_5/DCO déterminés à partir des mesures sur les

éluats de 24 heures et de 168 heures. L'aromaticité et la biodégradabilité des composés organiques sont liés : ces composés présentent un indice SUVA d'autant plus élevé lorsqu'ils présentent une structure de plus en plus aromatique et donc lorsqu'ils sont dominés par les molécules de type hydrophobe ; par contre, il est d'autant faible lorsque les composés organiques prédominants sont de type hydrophiles et donc biodégradables.

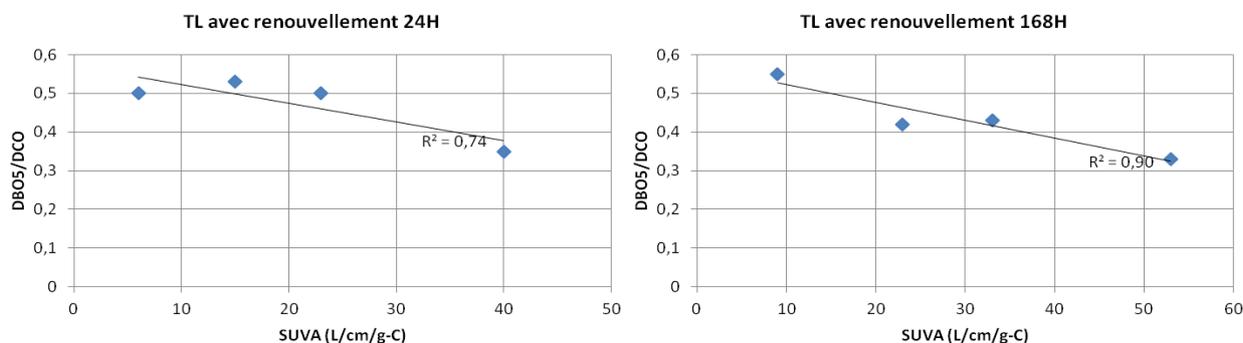


Figure 38 : Corrélations entre l'indice SUVA et le rapport DBO₅/DCO

Un TL d'une durée assez longue pour permettre l'extraction d'une quantité suffisante et représentative de composés et sans renouvellement peut présenter une alternative intéressante aux tests normalisés et aux tests de longues durées avec renouvellement. Parodi et al., (2010) ont défini un test de lixiviation de 120 heures sans renouvellement pour permettre d'instaurer un équilibre chimique tout en conservant une activité biologique. En effet, Parodi et al. (2009) a montré que la durée de 120 heures permet de lessiver la quasi-totalité de la charge minérale des déchets. Par ailleurs, le renouvellement de la solution d'éluat prive le milieu de l'activité biologique qui pourrait régner étant donné que la majeure partie des micro-organismes est éliminée lors des renouvellements des solutions d'éluat. Cette activité peut représenter un indicateur important pour la réactivité et la biodégradabilité de la MO contenue dans les déchets de part son intensité (volume et composition du biogaz) et aussi de part le temps de latence nécessaire pour s'instaurer à partir de la mise en solution du déchet. Ce test sera appliqué sur des échantillons prélevés à partir du même site de PTMB selon la même procédure sur la fraction fine des déchets échantillonnés.

I.2.2 TL sans renouvellement sur la fraction fine

Les analyses de la fraction soluble ont été réalisées sur les éluats obtenus après 24 heures de et 120 heures de lixiviation. Le suivi de l'évolution des paramètres sur la phase liquide au cours des TL n'a pas été assuré entre 24 heures et 120 heures. En effet, l'objectif du test étant de déterminer en fonction de l'état de stabilisation des déchets :

- la part de pollution rapidement mobilisable de la phase solide vers l'éluant,
- la part de pollution plus difficilement mobilisable après avoir instauré un équilibre chimique entre les deux phases liquide et solide,
- la reprise de l'activité biologique après mise en solution des déchets.

Les résultats de la caractérisation matière des fractions fines utilisées pour les TL sont illustrés par la Figure 39.

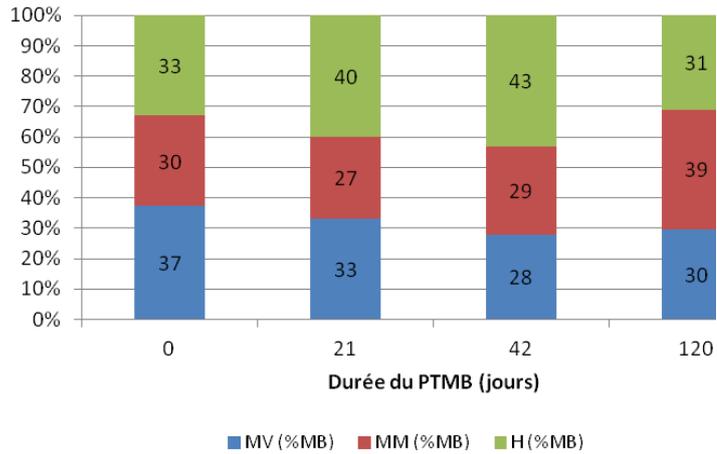


Figure 39 : Répartition de la teneur en eau, en matières minérales et en matières volatiles des déchets (fractions fines) au cours du PTMB

I.2.2.1 Suivi des paramètres globaux

Les paramètres globaux mesurés après 24 et 120 heures ont présentées à la Figure 40.

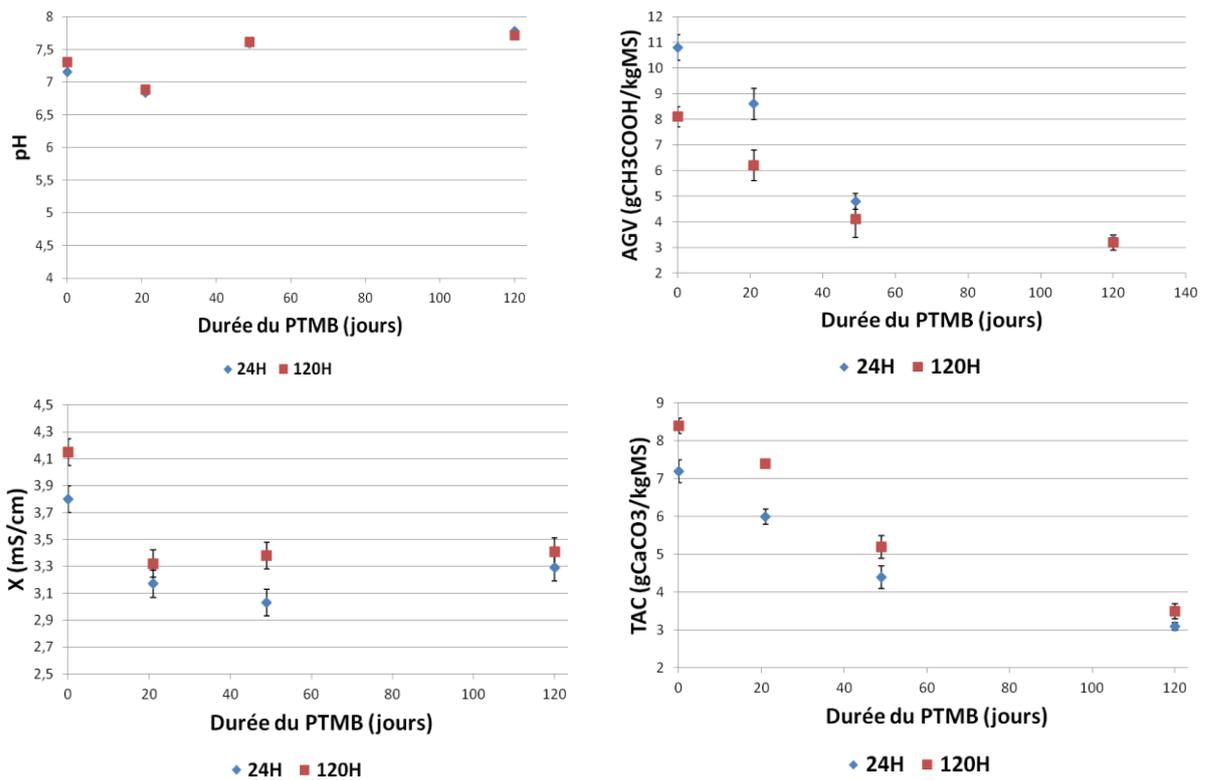


Figure 40 : Evolution des paramètres globaux à 24 et à 120 heures de lixiviation au cours du PTMB

Globalement, les lixiviats des deux TL des déchets initiaux ont une acidité légèrement plus forte que ceux des déchets stabilisés avec des valeurs initiales de pH de 7,16 et de 7,31 qui diminuent légèrement au début de la phase de fermentation puis augmentent progressivement jusqu'à arriver à une valeur de pH qui d'approchent de 7,8. La diminution du pH, mise en évidence également au niveau des TL avec renouvellement conduits lors de la

première campagne d'échantillonnage, ne peut être attribuée à une production d'acides organiques étant donné une diminution progressive des teneurs en AGV des déchets au cours du PTMB en se basant sur les résultats des deux TL. Les valeurs de pH mesurées sur les éluats issus des deux TL sont très proches.

Les teneurs en AGV diminuent légèrement après 120 heures de lixiviation indiquant une probable consommation des acides organiques suite à la mise en place d'une activité biologique. L'échantillon stabilisé présente, quant à lui, moins de différence entre la teneur en AGV après 24 et 120 heures de lixiviation, probablement à cause d'une activité biologique moins importante étant donné la présence d'une MO plus difficilement biodégradable.

L'alcalinité des éluats diminue pour les deux TL au cours du PTMB des déchets et suit l'évolution de la teneur en AGV. En effet, au cours de l'acidogénèse, une forte libération d'acides carboniques provoque une augmentation du TAC (François, 2004). Les teneurs en TAC dans les deux tests restent très proches.

Les mesures de conductivité des éluats des deux tests de lixiviation des quatre échantillons de déchets montrent une diminution de la charge polluante au cours du PTMB. Cette charge est légèrement supérieure dans le cas des déchets lixiviés pendant 120 heures indiquant une mobilisation de composés plus importante due à un temps de contact plus important.

I.2.2.2 Suivi des ions minéraux majeurs

Le suivi des anions et cations majeurs (Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) permettent d'estimer la pollution minérale relarguée par le déchet. En effet, François et al., (2004) a montré que ce potentiel est d'autant plus faible que les déchets sont stabilisés. Les mesures des concentrations des anions et des cations responsables de la pollution minérale relarguée sont résumées dans le Tableau 43.

Tableau 43 : Composition en cations et anions après 24 heures et 120 heures de lixiviation

Déchets	TL	Cl^-	PO_4^{3-}	SO_4^{2-}	Na^+	K^+	Mg^{2+}	Ca^{2+}
		mg/L						
BS	24h	464,4±5,3	15,0±1,4	506,4±11,3	454,6±13,3	412,8±4,2	65,4±4,6	332,4±4,2,
	120h	494,4±2,7	13,5±2,2	521,5±7,5	480,1±10,2	449,3±9,1	74,9±6,5	379,2±8,5
MF	24h	274,0±4,4	11,7±0,6	441,5±12,2	268,9±4,6	223,2±7,6	63,8±2,8	517,6±3,1
	120h	293,7±8,3	11,6±1,1	495,5±9,9	287,2±7,6	252,2±2,2	70,0±7,4	572,1±5,3
FF	24h	324,4±3,6	9,2±0,7	451,6±5,1	362,9±3,9	277,6±8,3	60,3±5,7	354,7±7,9
	120h	337,7±5,1	7,7±0,3	498,6±7,3	368,3±8,3	279,4±2,4	69,6±9,1	366,9±2,6
MAT	24h	374,4±3,1	7,9±1,3	444,3±9,6	391,7±9,2	326,4±3,6	59,2±3,3	396,6±2,3
	120h	383,4±2,8	8,0±0,7	460,0±5,6	411,9±2,1	337,5±8,8	67,0±4,6	436,3±5,2

Les phosphates (exprimés en PO_4^{3-}) sont, initialement, présents à une faible teneur (15 mg/L) diminuent au cours du traitement et passent à près de 8mg/L dans les déchets en fin de maturation, soit un abattement de 47%. La diminution de leur teneur semble être liée à leur consommation par les micro-organismes au cours de la dégradation des déchets et donc peuvent indiquer un état avancé de traitement.

Les concentrations en ions chlorure (Cl^-), potassium (K^+) ou sodium (Na^+) mesurées au bout de 24 heures de lixiviation sont légèrement inférieures à celles mesurées après 120 heures de temps de contact. En outre, leurs évolutions au cours du prétraitement ne sont pas significatives et ne semblent pas être dépendantes de l'état de dégradation des déchets. Ces résultats sont donc en accord avec les travaux de Parodi (2010) et Christensen et al. (2001) concluant que le relargage de ces ions dépend uniquement des conditions de lixiviation.

Plusieurs auteurs ont mis en évidence une relation entre le relargage des ions Ca^{2+} et Mg^{2+} et l'état de dégradation des déchets ; leur relargage est d'autant moins important que les déchets sont stabilisés. En effet, leur relargage est important au cours des premières phases de dégradation (acidogénèse) puis ils sont associés, par complexation ou précipitation, à d'autres espèces comme la matière organique ou les carbonates (François, 2004 ; Berthe, 2006). Toutefois, seulement l'ion Mg^{2+} qui présente une légère évolution indiquant, vraisemblablement, un avancement de la dégradation des déchets en fonction de la durée du traitement avec une légère diminution des valeurs initiales mesurées après 24 et 120 heures de 65 et 75 mg/L à 60 et 67 mg/L, respectivement. L'évolution de la concentration en ion Ca^{2+} au cours du PTMB et d'après les deux TL (24 heures et 120 heures) ne sont pas significatives et ne permettent pas de mettre en évidence un état de dégradation avancé des déchets à la fin du traitement.

Le lessivage des ions sulfate (SO_4^{2-}) ne semble pas être significatif mais l'accumulation de ces ions au cours du TL (les valeurs obtenues après 120 heures de lixiviation sont supérieures aux valeurs obtenues après 24 heures).

*En conclusion sur les deux tests de lixiviation de durées différentes, l'augmentation du temps de contact ne modifient pas d'une façon significative les caractéristiques globales des éluats obtenus mais les TL de 120 heures auront, probablement, induit une remise de l'activité biologique dans le milieu en suspension grâce à un temps de contact plus optimisé et l'instauration des conditions anaérobies tout en favorisant l'activité biologique par le non renouvellement de la solution d'élution. Ces conclusions sont à confirmer par les suivis sur la phase liquide des paramètres de la charge organique carbonée, de la pollution azotée et sur la phase gazeuse du volume et de **la composition du ciel gazeux.***

I.2.2.3 Suivi des paramètres de pollution azotée

Le suivi des concentrations des lixiviats en espèces azotées permet de fournir des indications sur les phases de dégradation du déchet. Les espèces azotées se trouvent, aussi bien, sous forme minérale et sous forme organique. La répartition ainsi que les concentrations

des différentes formes de l'azote pour chaque déchet lixivié après 24 et 120 heures de contact sont présentées à la Figure 41.

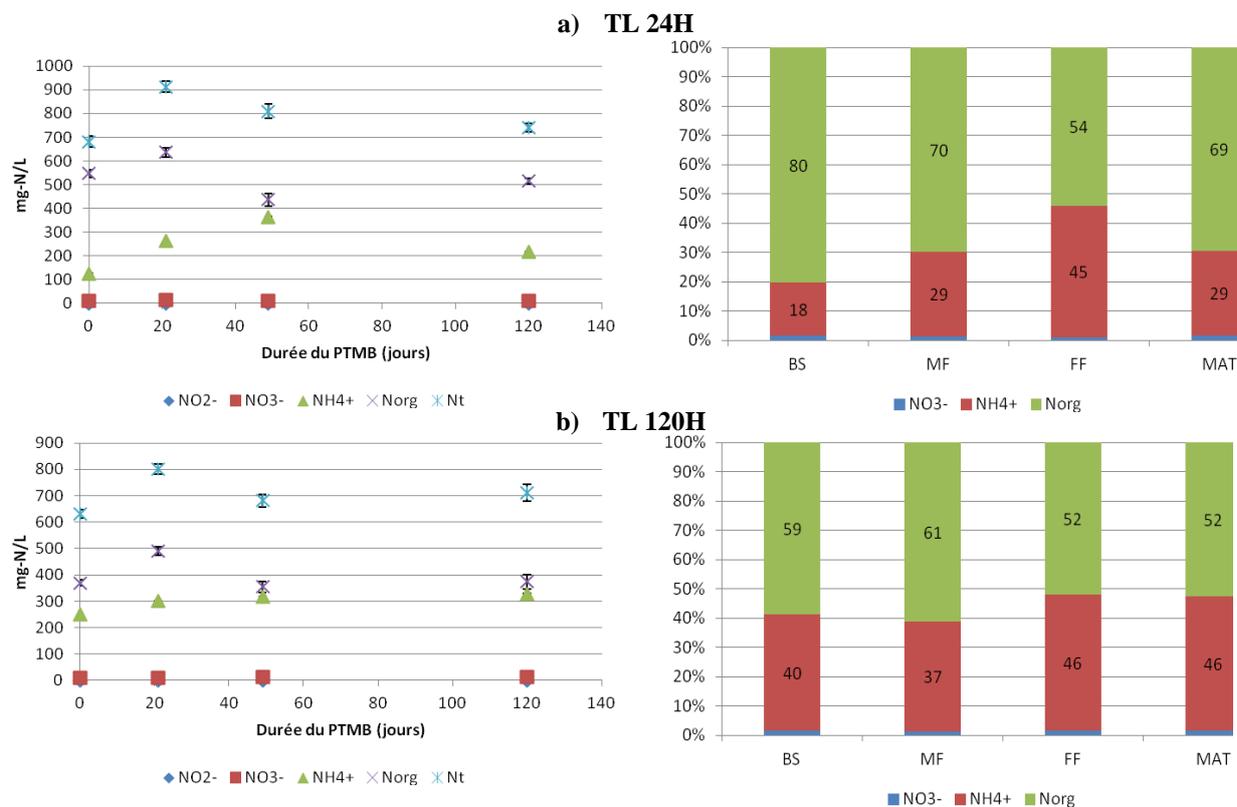


Figure 41 : Concentrations et répartitions des différentes formes d'azote relarguées à partir des déchets prélevés au cours du PTMB

Globalement, la pollution azotée relarguée dans le lixiviat se trouve principalement sous forme NH_4^+ , produit par la décomposition des protéines (Christensen et al, 2001) ; NO_2^- et NO_3^- étant très peu présents. Le suivi des paramètres de la pollution azotée montre que l'azote total est présent, principalement, sous forme organique du début du prétraitement jusqu'à la sortie des déchets vers les casiers de stockage. Les ions nitrite (NO_2^-) sont absents dans l'ensemble des TL. La lixiviation des déchets au cours des 24 premières heures entraîne la libération d'une quantité importante d'azote total de 0,7 gN/L pour BS, de 0,9 gN/L pour MF, de 0,8 gN/L pour FF et de 0,7 gN/L pour MAT. Entre 24 et 120 heures de lixiviation, une légère diminution des concentrations en azote total est observable dans les phases liquides de l'ensemble des TL qui peut être liée à une perte suite à une reprise de l'activité biologique. Une tendance identique de l'évolution de la concentration de l'azote total dans les déchets stabilisés apparaît dans des travaux antérieurs (Francou, 2003 ; Brinton & Evans, 2000).

La teneur en ammonium des lixiviats des deux TL augmentent progressivement au cours du PTMB, suite à la minéralisation de l'azote organique en azote ammoniacal. Cette minéralisation est, normalement, suivie de la nitrification de l'azote ammoniacale si les conditions d'aération et d'humidité sont favorables au développement des micro-organismes responsables. Les déchets traités en sortie de maturation après 4 mois de traitement, relarguent des faibles quantités de nitrates. Ces faibles teneurs en nitrates vont à l'encontre des nombreux travaux qui ont mis en évidence des phénomènes de nitrification au cours du

traitement des déchets par compostage. Outre le fait que la durée du traitement a été très courte, la nitrification peut avoir été inhibée par un excès d’ammonium ou aussi par des conditions défavorables à la croissance des micro-organismes spécifiques de la nitrification tels que les zones anaérobies (Beck-Friis & Smars, 2003) qui conduiraient la microflore à utiliser le NO_3^- comme source d’oxygène ou la présence d’agents inhibiteurs. En effet, Francou. (2003) a montré dans ses travaux que des composts de déchets ménagers sont dépourvus de nitrates même après 6 mois de compostage suite à une mauvaise oxygénation ainsi qu’une forte teneur en ammonium.

Enfin, la modification de la répartition des proportions des espèces azotées au cours de la lixiviation des quatre échantillons de déchets est due, vraisemblablement, à une reprise de l’activité biologique ainsi qu’à la simple lixiviation des espèces. Cette reprise de l’activité biologique peut être à l’origine d’une consommation d’azote par les micro-organismes et de sa minéralisation en ammonium. L’étude de la composition du ciel gazeux confirmera ou non cette hypothèse.

I.2.2.4 Suivi des paramètres de pollution organique

Le suivi des paramètres informant sur l’évolution de la charge organique carbonée au cours du PTMB a été assuré par le biais des mesures de COD, de DCO et de DBO_5 (Figure 42).

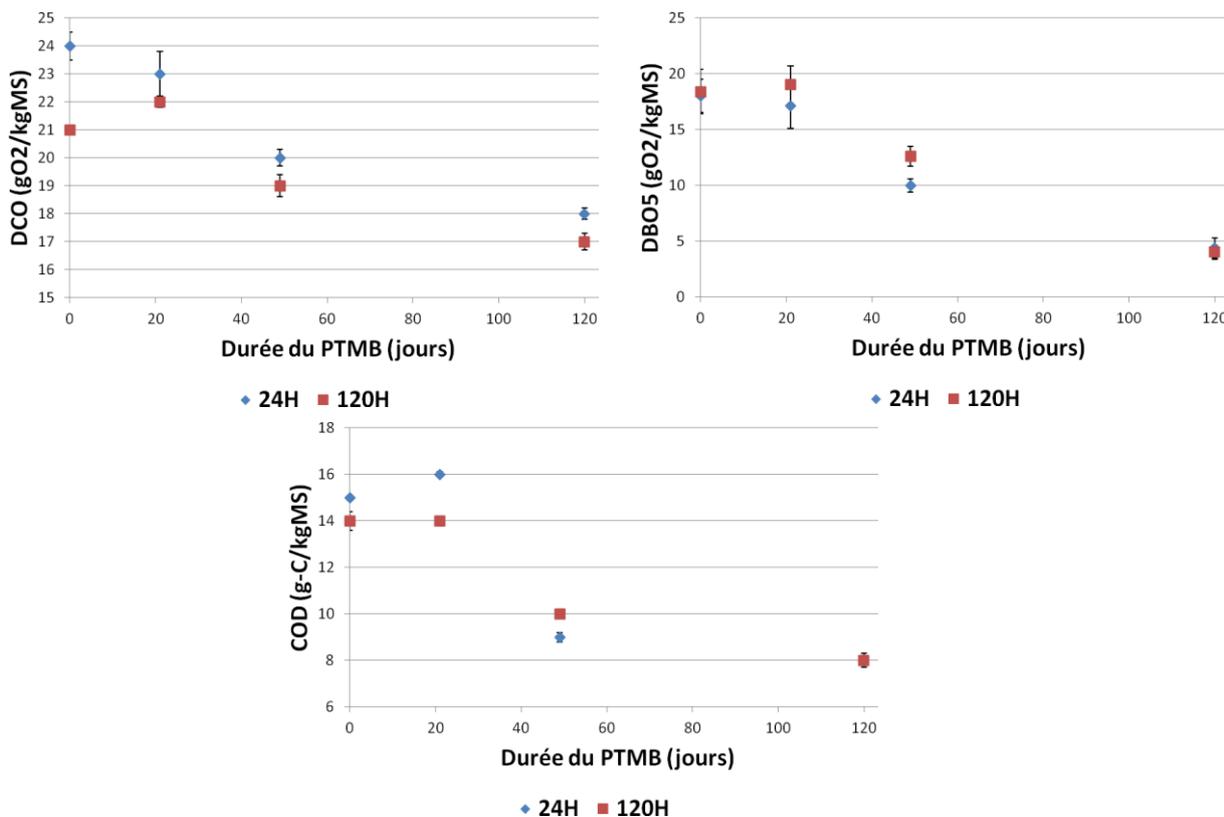


Figure 42 : Evolution des paramètres de la charge organique relarguée dans les TL au cours du PTMB

Les valeurs de DCO des éluats de 24 heures des déchets BS, MF, FF et MAT varient entre 24 et 18 gO₂/kgMS. Les valeurs de DBO₅ restent, également, constantes après 120 heures de contact, de l'ordre de 18 gO₂/kgMS pour BS, de 19 gO₂/kgMS pour MF, de 13 gO₂/kgMS pour FF et de 4 gO₂/kgMS pour MAT. L'écart entre les différents déchets met en avant une diminution de la biodégradabilité très élevée de la MO du déchet entrant au cours du pré-traitement. Cette diminution de la biodégradabilité est accompagnée par une diminution de la charge organique en DCO et en COD avec des teneurs finales respectives après une lixiviation de 120 heures de 17 gO₂/kgMS et de 8 gC/kgMS.

La seule utilisation de ces paramètres quantitatifs relatifs à la charge organique ne suffit pas à définir l'état de stabilisation des déchets par le biais de celui des éluats issus des TL, d'où la nécessité de leur associer des indicateurs complémentaires permettant, ainsi, de déterminer l'évolution des composés organiques en des composés plus. L'absorbance UV à 254 nm informe sur la présence de composés organiques aromatiques (François, 2004 ; Bolea et al., 2006). Les valeurs mesurées sur les éluats des TL de 24 et de 120 heures évoluent d'une même façon au cours du pré-traitement des déchets et la valeur d'absorbance initiale dans les éluats de 24 heures augmente de 11 à 27 (Figure 43).

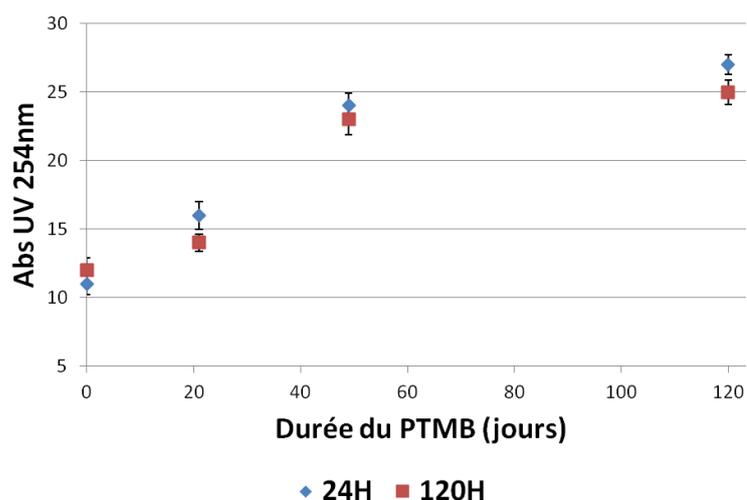


Figure 43 : Evolution des mesures d'absorbance UV à 254 nm au cours du PTMB

Le Tableau 44 résume les valeurs des indicateurs de stabilité, couramment utilisés dans la littérature, calculés à partir des résultats relatifs à la caractérisation de la MO dans les éluats des TL.

Tableau 44 : Indicateurs de stabilisation des lixiviats des déchets lixiviés

Rapports		SUVA (Aromaticité des molécules organiques)	DBO ₅ /DCO (Biodégradabilité)	COD/DCO (Disponibilité du C _{org})
Unités		L/cm/gC	-	mgO ₂ /mgC
BS	24h	7±1	0,8±0,01	1,6±0,1
	120h	9±0	0,9±0,03	1,5±0,1
MF	24	10±1	0,7±0,03	1,4±0,05
	120h	10±2	0,9±0,01	1,6±0,06
FF	24h	27±1	0,5±0,02	2,2±0,08
	120h	23±1	0,7±0,01	1,9±0,1
MAT	24h	34±1	0,2±0,03	2,3±0,08
	120h	31±1	0,2±0,04	2,1±0,1
Limites		<10 Très faible 10-30 Faible >30 Elevée	>0,3 Moyenne 0,1 à 0,3 Assez faible <0,1 Très faible	>4 Jeunes ≤2 Stabilisés
Références		Berthe et al., 2008 ; Feuillade et al., 2009	Millot, 1986 ; Ramade, 1998	Millot, 1986 ; François <i>et al.</i> , 2008

Les conclusions sur les indicateurs de stabilisation établis à partir des résultats des TL de 24 heures et ceux de 120 heures ne varient pas d'une façon significative et donc les conclusions sur l'état de stabilisation des déchets par le biais de la caractérisation de leurs éluats restent les mêmes pour les deux tests :

- L'indice SUVA augmente progressivement au cours du PTMB pour les des deux TL et passe de 7 à 31 L/cm/gC (24 heures) et de 9 à 31 L/cm/gC (120 heures). Ainsi, les déchets après leur pré-traitement mécanique relarguent principalement des molécules de faible poids moléculaire. Ces molécules voient leur aromaticité et leur poids moléculaire augmenter au cours du PTMB jusqu'à franchir la limite de la stabilisation des déchets (SUVA>30 L/cm/gC) tel que définit par plusieurs auteurs dans la littérature (Berthe et al., 2008 ; Feuillade et el., 2009). Ainsi, le calcul de l'indice SUVA semble être pertinent pour la détermination de l'état d'avancement de la dégradation en renseignant sur l'évolution de la stabilisation des molécules organiques extraites (Berthe et al., 2008 ; Feuillade et al., 2009). Les indices SUVA des phases liquides des TL avec ou sans renouvellement, de 24 ou de 120 heures des déchets en cours de pré-traitement semblent pertinents dans la mesure où cet indice permet de faire une distinction entre le comportement des différents déchets dans les différentes phases de dégradation que ce soit la phase de dégradation intense (fermentation) ou celle lente (maturation). La hiérarchisation du degré de stabilité des déchets correspond à celle des étapes de dégradation au cours du procédé.

- Les résultats de l'évolution de la biodégradabilité des matières organiques relarguées sont en concordance avec les conclusions tirées de l'évolution de l'indice SUVA mais en diminuant progressivement au cours du PTMB sur les TL obtenus après 24 heures de lixiviation et évolue très peu sur les TL obtenus après 120 heures. Il atteint dans les deux tests de lixiviation 0,2, valeur comprise dans la gamme relative aux déchets ayant une biodégradabilité assez faible. Les valeurs les plus élevées sont déterminées pour les déchets en sortie du prétraitement mécanique (0,8 et 0,9 pour les TL 24h et 120h). Cette biodégradabilité élevée de la phase liquide issue de la lixiviation de ces déchets indique une biodégradabilité élevée des composés organiques relargués par les déchets. Ces matières organiques ne subissent pas une évolution importante au cours des trois semaines de traitement aérobie avec des ratios de mêmes valeurs. Le rapport DBO₅/DCO a pu différencier les déchets entrants (R≈0,8) de ceux en sortie de maturation (R≈0,2) étant donné qu'il ne prend en considération que la matière organique facilement bioégradable qui a, manifestement, diminué. Cet indicateur peut, ainsi, caractériser la dégradation d'une charge organique extraite de déchet frais et prétraités mais pourra ne pas suffire pour le suivi de l'avancement de la maturation. Des mesures supplémentaires sur des échantillons prélevés en cours de maturation confirmeront ou non cette hypothèse.
- Les résultats obtenus par le rapport COD/DCO confirment les résultats obtenus au cours du TL avec renouvellement attestant que l'évolution de ce ratio n'est en relation avec l'état de la dégradation des déchets au cours d'un procédé de PTMB. En effet, les premières valeurs obtenues pour les lixiviats des déchets frais broyés ne permettent même pas de classer la phase liquide comme étant un lixiviat dit « jeune » tel que définit par Chian et DeWalle (1976).

La

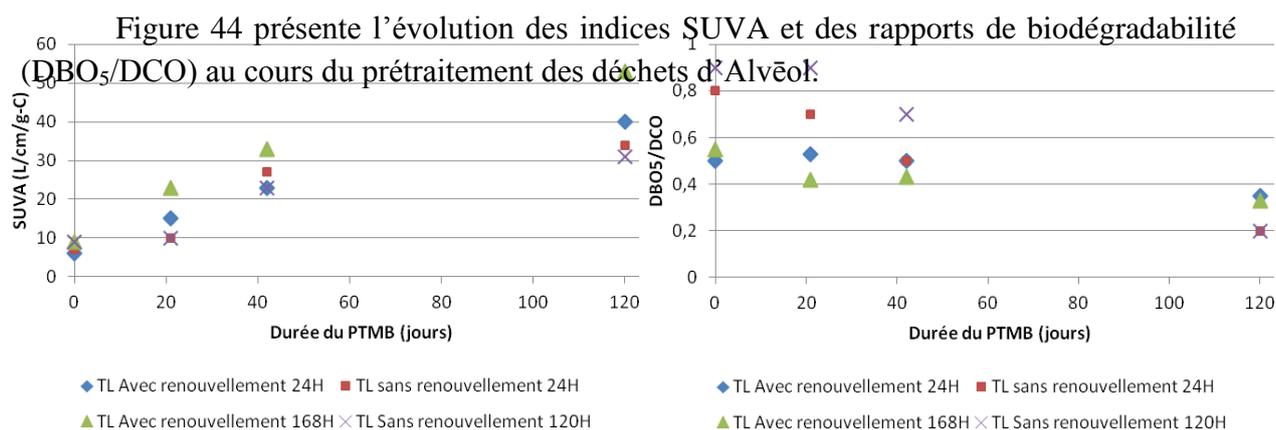


Figure 44 : Indice SUVA et rapport DBO₅/DCO des deux TL avec et sans renouvellement

Au début du PTMB ($t = 0$), les valeurs de SUVA obtenues à partir des TL sont très proches indiquant toutes une très faible aromaticité des composés organiques dans les éluats, une faible hétérogénéité des déchets initiaux mis en lixiviation (fractions fines) et un faible impact du renouvellement et du temps de la lixiviation sur l'aromaticité des déchets.

Au cours du PTMB, les valeurs de SUVA des quatre éluats montrent des écarts de plus en plus importants. La valeur de l'indice SUVA la plus élevée (53 L/cm/g-C) correspond à l'éluat obtenu après 168 heures de lixiviation en renouvelant la solution toutes les 24 heures. Cette augmentation confirme l'hypothèse d'une libération plus importante de composés de forte aromaticité dans le cas du TL avec renouvellement par défaut de mise en place d'un équilibre entre la matrice solide et la solution aqueuse renouvelée.

Les valeurs de SUVA des éluats des trois autres TL sont proches et leur variabilité peut être reliée à celle des échantillons prélevés.

Les évolutions du rapport exprimant la biodégradabilité les éluats de 168 heures de lixiviation avec renouvellement affichent les plus faibles ratios sauf pour le déchet en fin de maturation. Ces résultats corroborent ceux de l'évolution de l'indice SUVA indiquant une aromaticité élevée des composés organiques relargués à partir de ces déchets lorsqu'un renouvellement est opéré. Cette aromaticité élevée est indice de stabilité des composés organiques avec une prédominance de composés hydrophobes de faible biodégradabilité.

Les quatre TL montrent qu'à la fin du PTMB, les déchets traités relarguent dans les différentes conditions de lixiviation des composés organiques de fort poids moléculaire (Berthe et al., 2008) variant entre 31 et 53 L/cm/g-C. Les ratios de biodégradabilité varient entre 0,2 et 0,3 pour les déchets en sortie du PTMB ce qui leur confère une biodégradabilité assez faible après être partis d'une biodégradabilité élevée au début de la dégradation. Toutefois, ces limites correspondent à des limites données pour des vieux déchets enfouis et donc dégradés en conditions d'anaérobiose ; ces conclusions établies à partir des paramètres rarement utilisés pour le suivi d'une dégradation aérobie de courte durée doivent être corrélés avec des paramètres plus communément utilisés tels que les tests biologiques (AT_4 et BMP) afin de valider leur fiabilité.

I.2.2.5 Fractionnement des molécules organiques

Le fractionnement des molécules organiques selon leur caractère hydrophobe de la MO de la phase soluble permet de compléter les résultats obtenus par les ratios calculés à partir des paramètres de la MO, notamment l'indice SUVA. Pour l'ensemble des tests, la répartition des différentes fractions de la matière organique n'évolue pas de façon significative au cours du temps. La Figure 45 présente la répartition de la matière organique à $\pm 3\%$ après 24 et 120 heures de lixiviation.

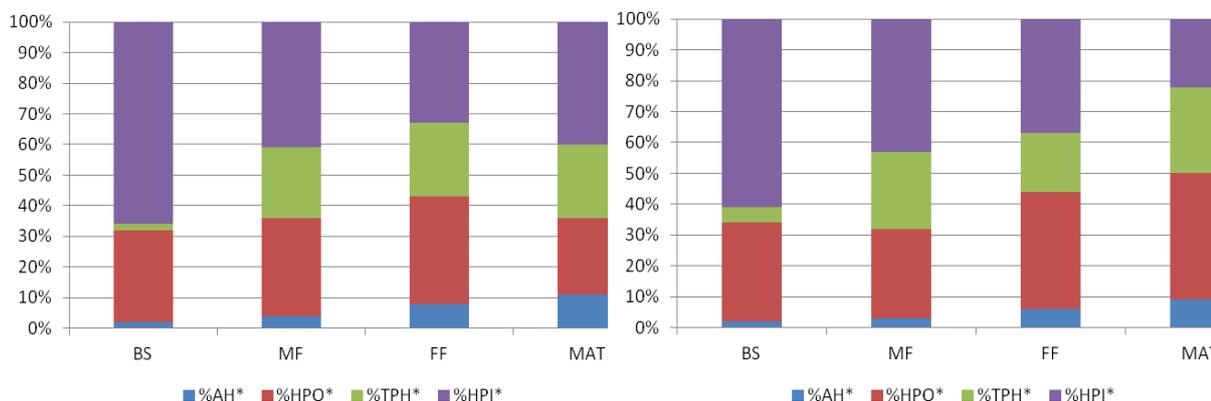


Figure 45 : Fractionnement de la matière organique relarguée dans la phase liquide après 24 et 120 heures de lixiviation

La phase liquide issue de la lixiviation du déchet frais broyés présente la plus faible proportion d'AH* (inférieure à 5 %) alors que la plus élevée a été mesurée pour les déchets en sortie de maturation (11% pour le TL de 24 heures et 9% pour le TL de 120 heures). Cette augmentation de l'humification des composés organiques est très lente et ne commence à être perceptible qu'à partir de la fin de fermentation. L'état de maturation de la MO organique mobilisée dans les éluants lors des deux TL est d'autant plus avancé que la durée du prétraitement est importante. A la fin de la durée du prétraitement, le pourcentage d'HPI* diminue (environ 39% pour le TL 24h et 64 % pour le TL de 120 heures) ce qui corrobore les informations apportées par l'indice SUVA (Tableau 44) ; la durée de lixiviation ne semble pas avoir un effet important sur l'humification de la matière organique. Par ailleurs, le processus d'humification des déchets ne semble pas concerner à la fin du traitement (4 mois) la majeure partie des molécules organiques. En effet, une présence encore importante de composés transphiliques et hydrophobes, des molécules rapidement mobilisables sont donc peu humifiées et aromatiques indique une présence de MO réactive qui peut, une fois dans des conditions optimales d'humidité, continuer à se dégrader et générer des lixiviats chargés en polluants organiques ainsi que du biogaz en conditions anaérobies.

L'évolution de l'humification de la MO au sein du déchet permet de confirmer ces observations (Tableau 45). Cette matière organique s'exprime au travers des acides de types humique (AH*s) et fulviques (AF*s) extraits du déchet avant lixiviation et dont le rapport AH*/AF* renseigne sur la stabilité des molécules. En effet, Berthe (2006) considère une limite de stabilité de 0,5 pour les déchets enfouis : un rapport AH*/AF* qui est inférieur à cette limite renseigne sur un déchet peu stable alors qu'un déchet ayant un rapport AH*/AF* supérieur à 0,5 présente des molécules organiques plus humifiées et donc plus stables. Saviozzi *et al.*, 1988 et Francou (2003) montrent une augmentation significative de ce ratio au cours du compostage.

Tableau 45 : Evolution du rapport AH*/AF* au cours du PTMB sur les déchets avant lixiviation

	BS	MF	FF	MAT
AH*/AF*	0,20±0,08	0,23±0,06	0,37±0,05	0,65±0,08

La valeur obtenue pour la fraction fine du déchet initial après PTM est la plus faible alors que celle des déchets en fin de maturation témoigne d'un degré d'humification beaucoup plus avancé des molécules organiques (0,65) qui, comparé à la valeur limite donnée par Berthe (2006), procure la caractère de stabilité à cette fraction du déchet. Les auteurs ayant utilisé ce rapport pour l'évaluation de la maturité des déchets verts ou des OM en cours de compostage considèrent que :

- le compost est mûr lorsque le ratio (AH*/AF*) varie entre 3,3 et 7,5 pour les déchets verts (Forster et al., 1993) et entre 0,9 et 3 pour les OM (Francou, 2003 ; Sugahara & Ionoko, 1981),
- le compost est immature lorsque ce ratio est inférieur à 1 (Francou, 2003 ; Kostov et al., 1994).

Les valeurs limites indiquées dans la littérature sont très variées et ne permettent pas de situer l'état de stabilisation des déchets étudiés.

I.2.2.6 Suivi de l'activité respiratoire biologique au cours des TL

Les observations au sein de la phase liquide indiquant une diminution de la biodégradabilité de la MO (ratios DBO₅/DCO), une augmentation de l'aromaticité des composés organiques (SUVA) et un début d'humification de ces molécules (proportion d'AH* en fin du traitement) en fonction du temps du prétraitement sont corrélables avec les volumes et les compositions des ciels gazeux au cours des tests de lixiviation de 120 heures présentés à la

Figure 46.

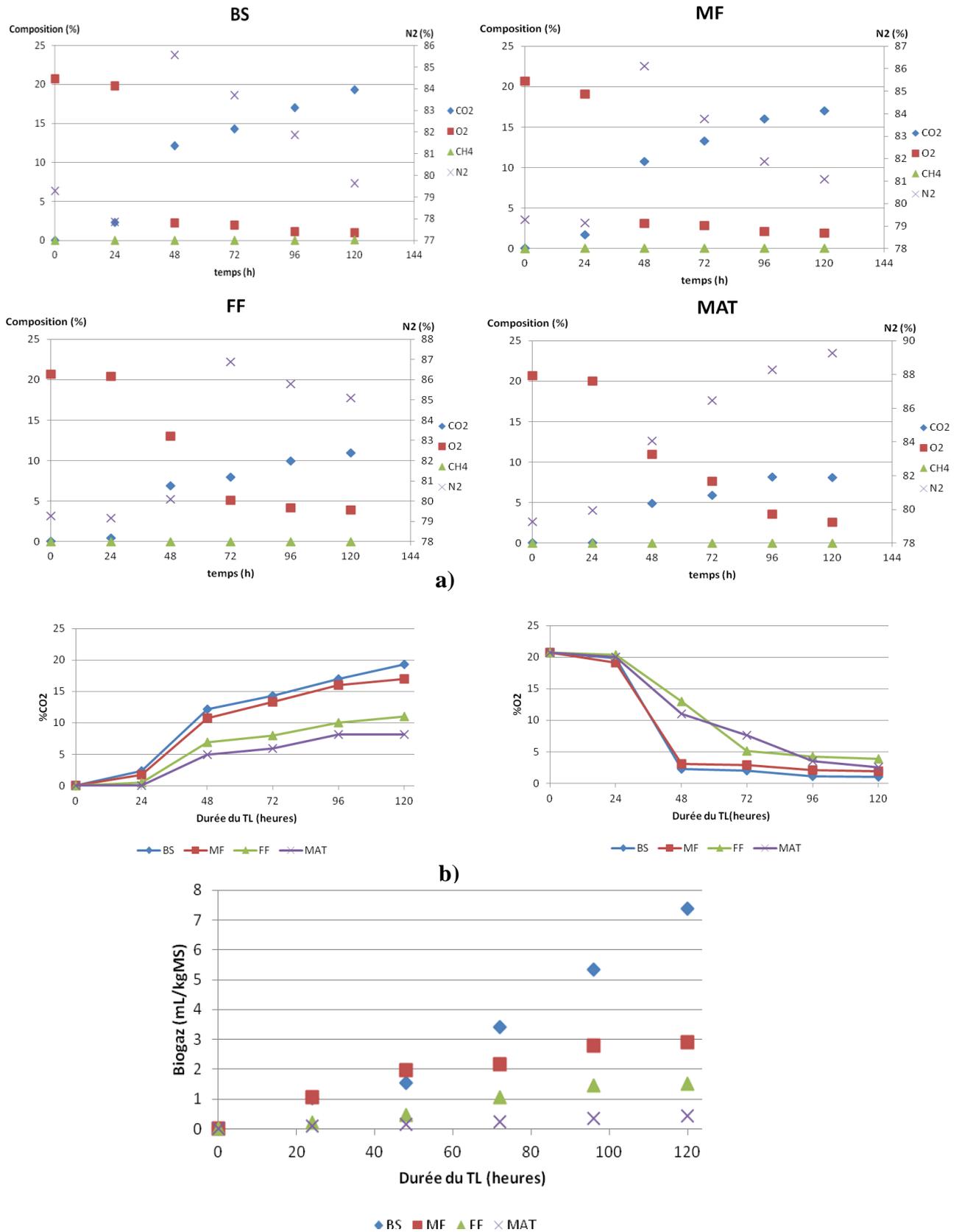


Figure 46 : Evolution de l'activité respiratoire au cours des TL : (a) composition détaillée du ciel gazeux ; (b) comparaison des proportions de CO₂, d'O₂ et des volumes produits

Une remise de l'activité biologique au cours des TL (en termes de volume de biogaz) a été observée et ce après 24 heures de temps de contact pour les échantillons récupérés en sortie du PTM et après 3 semaines de prétraitement et après 48 heures pour les échantillons récupérés en sortie de fermentation et en sortie vers les casiers de stockage. Les volumes de biogaz produits les plus importants sont ceux du déchet frais broyé et du déchet en mi-fermentation. La production de biogaz pour les autres échantillons était plus tardive et moins intense indiquant une dégradation plus avancée des déchets. La modification de la composition du ciel gazeux et en particulier la production de CO₂ et de CH₄ permet, également, de renseigner sur l'avancement de l'état de dégradation des déchets. Elle évolue de façon significative au cours des tests de lixiviation et varie d'un déchet à un autre en fonction du temps de prétraitement. Globalement, à partir de 24 heures de lixiviation, le taux de CO₂ augmente alors que celui d'O₂ diminue, indiquant une respiration aérobie des micro-organismes pendant les tests. L'oxygène est progressivement consommé par les bactéries libérant, alors, du CO₂ d'où la modification de la composition du ciel gazeux observée. Toutefois, le suivi de la production de CO₂ semble être plus pertinent que celui de la consommation de l'O₂, notamment, pour les échantillons BS et MF, vraisemblablement, à fortes teneurs en matière organiques très réactives induisant une consommation rapide de la quantité d'O₂ initialement présente dans les flacons des TL qui diminue rapidement et tend à s'annuler au bout de 48 heures de lixiviation. L'utilisation de la consommation d'O₂ pour classer l'activité biologique des déchets est possible jusqu'à 48 heures de la lixiviation, durée à partir de laquelle, ce facteur devient limitant. Segbeaya et al. (2012) observent le même comportement lors de la mise en lixiviation des fractions de putrescibles, de fines et d'extra-fines. La consommation d'oxygène est un facteur limitant au bout de 48 heures du début de la lixiviation.

L'intensité de l'activité biologique diminue pour les déchets en cours de PTMB. Les mesures les plus élevées correspondent au déchet frais avec un volume de biogaz de 7,4 mL/kgMS, un taux de CO₂ d'environ 19% et un taux de CH₄ de 0,05%. Ces valeurs sont inférieures aux valeurs indiquées par Segbeaya et al. (2012) pour un mélange de putrescibles et de fines de déchets togolais (28,8 à 13,5 mL/kgMS, 11 à 22 % de CO₂) ce qui est logique étant donné la réactivité des putrescibles. Les mêmes expérimentations réalisées par Parodi et al.,(2010) sur un déchet ménager type français ont données des valeurs de 12% de CO₂, 0,36% de CH₄ et 47,2 mL/kgMS de biogaz cumulé. Les mesures obtenues pour les déchets en en sortie de maturation indiquant une dégradation avancée de la MO réactive dans les déchets avec 0,5 mL/kgMS de biogaz produit et un taux de CO₂ près de 8% et un taux de CH₄ de 0,004% dans la composition du ciel gazeux.

L'évaluation de l'activité biologique des déchets sur la base de la cinétique de la production du CO₂ ainsi que sur la base du volume de gaz produit permet de classer logiquement la réactivité des déchets (BS>MF>FF>MAT). Ce classement corrobore les résultats obtenus à partir du suivi des paramètres sur la phase liquide du test notamment l'indice SUVA, le rapport de biodégradabilité et le fractionnement selon le caractère hydrophobe. La Figure 47 montre une bonne corrélation ($r^2 = 0,98$) entre le pourcentage de HPI*, composés hydrophiles, réactifs et facilement biodégradables et le volume de biogaz cumulé durant 120 heures de lixiviation. Cette bonne corrélation montre une relation directe

de l'intensité de l'activité biologique suivie par le biais de la respiration et plus précisément par le volume de gaz généré et le taux des substances hydrophiles.

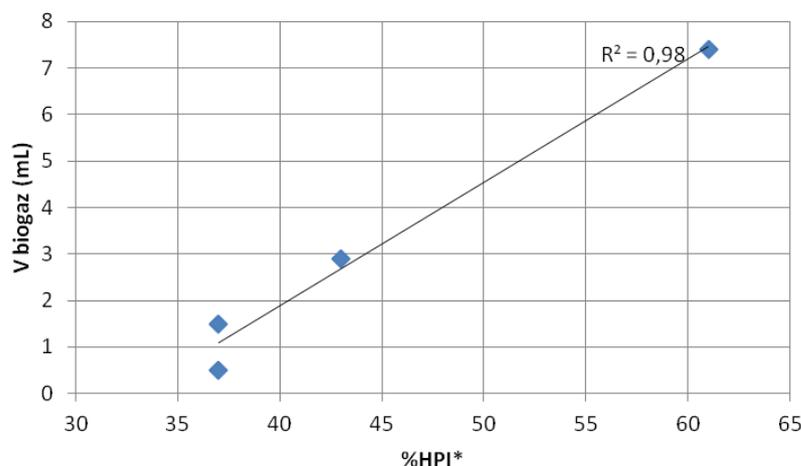


Figure 47 : Corrélation entre le pourcentage des HPI* et le volume de biogaz généré au cours du TL

Enfin, la teneur en méthane du ciel gazeux de l'ensemble des flacons analysés pour les échantillons prélevés varie mais très lentement au cours des TL avec des teneurs qui varient entre 0,002% et 0,5%. Une durée plus importante de la lixiviation permettrait, peut être, des variations plus significatives du méthane dans la composition du ciel gazeux.

I.2.2.7 Conclusion sur le TL sans renouvellement sur la fraction fine des déchets

Le suivi de lixiviation des fractions fines des déchets pendant 120 heures sans renouvellement permet de classer les déchets en fonction de leur état de dégradation et donc de l'avancement du PTMB. Les paramètres en relation avec la charge minérale montrent un potentiel de relargage important des déchets frais qui diminue au cours du prétraitement sans, toutefois, s'annuler ou être caractéristique d'un déchet stabilisé. Les indicateurs de stabilité, couramment, utilisés dans la littérature, hormis le rapport DCO/COD, permettent de situer globalement l'état de dégradation du déchet. Ces informations complémentaires avec les résultats du fractionnement selon de caractère hydrophobe de la MO montrent un début de pré-humification et donc de stabilisation des déchets à la fin du traitement mais n'indique nullement un état de stabilisation ultime étant donné la présence de composés encore réactifs dans les déchets. Ces composés sont responsables, au cours des TL de 120 heures sans renouvellement, de la reprise de l'activité biologique de dégradation des matières organiques biodégradables. Ainsi, le suivi de la phase gazeuse au cours des TL peut être considéré comme étant un indicateur pertinent de l'évaluation de la stabilité biologique des déchets en cours de traitement mécano-biologique et qui permet de différencier les déchets selon leur état de stabilisation.

La fraction fine a fait objet d'une étude plus approfondie que les autres fractions car son augmentation au cours du procédé laisse supposer une possibilité de l'évaluation de la dynamique du système *via* l'évaluation de l'état de stabilisation de cette fraction. Elle présente l'avantage d'être plus homogène que les déchets globaux, d'avoir une surface

spécifique plus importante que les déchets grossiers permettant, ainsi, d'être plus sujette aux transformations liées à la dégradation biologique et représente près de 40% des déchets globaux et près de 75% des MONS à enfouir.

Le suivi de l'ensemble de ces caractéristiques sur la fraction fine des déchets, est complété par un suivi des caractéristiques de la phase liquide des TL des déchets globaux prélevés à partir du procédé afin de confirmer ou non la représentativité de l'évolution de cette fraction vis-à-vis des transformations que subit le déchet global. Aussi, un échantillonnage supplémentaire au cours de la phase de maturation a été effectué afin d'évaluer la pertinence de ces indicateurs pour différencier des déchets à deux temps de la phase de la dégradation lente.

I.2.3 TL sans renouvellement sur le déchet global

Les échantillons étudiés ont été prélevés après le pré-traitement mécanique, à 28 jours du début du pré-traitement, à la fin de la fermentation (49 jours), après 86 jours du début de la maturation et à la fin du traitement à partir déchets en sortie vers les casiers d'enfouissement. L'échantillon prélevé en milieu de maturation a été prélevé afin d'évaluer l'évolution de la dégradation des déchets en maturation en tas et sans aération forcée ni retournement. Les TL ont été conduits sur une durée de 24 heures.

Les caractéristiques des déchets échantillonnés sont résumées dans la Figure 48.

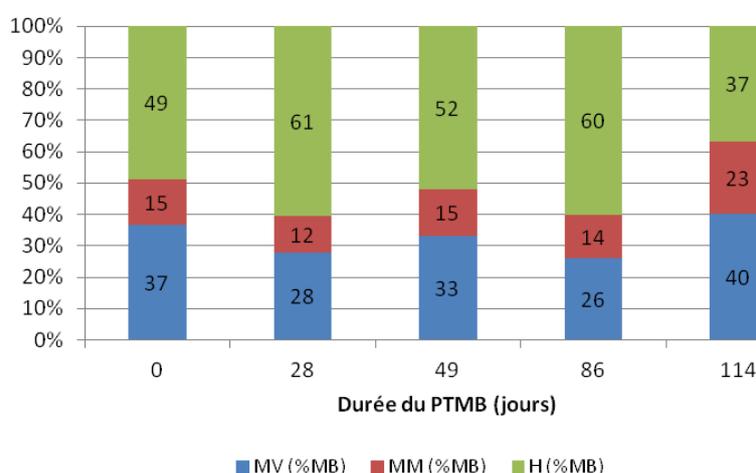


Figure 48 : Répartition de la teneur en eau, des matières minérales et des matières volatiles dans les déchets

Les déchets sont composés initialement de 51%(MB) de matières sèches et de 71%(MS) de matières volatiles. La teneur en eau est augmentée par la suite au cours du PTMB grâce aux arrosages, elle varie entre 52 et 61%MB jusqu'à 86 jours de PTMB et est en sortie du PTMB de 37%MB. La teneur en MV permettant d'évaluer la proportion de matières organiques totales diminue au cours du prétraitement jusqu'à atteindre une teneur de 63%MS à la fin de la maturation, soit une diminution de 11 % en masse.

I.2.3.1 Suivi des paramètres globaux

Les principaux résultats de suivi des paramètres globaux des TL sont illustrés dans le Tableau 46.

Tableau 46 : Evolution des paramètres globaux de la phase liquide des TL en fonction du PTMB

Durée du PTMB (jours)	0	28	49	86	114
pH	6,09±0,03	6,96±0,02	7,08±0,08	7,15±0,04	7,11±0,02
Conductivité (mS/cm)	4,7±0,1	4,5±0,0	4,2±0,1	3,6±0,1	3,3±0,1
TAC (mg/L)	6,16±0,02	4,90±0,01	3,80±0,01	3,10±0,02	3,00±0,03
AGV (mg/L)	15,80±0,14	11,10±0,01	6,60±0,03	4,20±0,00	3,65±0,08

Le pH des déchets entrants est d'environ 6 ; il augmente au cours du prétraitement pour atteindre la neutralité avec une valeur de 7,1 en fin de maturation au bout de 114 jours de PTMB. L'augmentation du pH puis sa stabilisation reflètent les différents stades de l'activité microbienne : en début de traitement, les matières organiques facilement biodégradables sont hydrolysées en acides organiques, d'où un pH légèrement acide. Ces acides organiques sont ensuite dégradés et assimilés par bio-oxydation en entraînant une remontée régulière du pH puis sa stabilisation autour de la neutralité. Les valeurs de pH sont en accord avec les concentrations en AGV. Leur concentration dans la phase liquide des TL diminue de 1,6 g/L à 0,4 g/L et tend à se stabiliser autour de la valeur finale. La diminution de la concentration en AGV est corrélée à l'augmentation du pH observée.

La conductivité diminue quasi-linéairement de 30 % environ au cours du PTMB. Cette diminution est corrélée à l'augmentation du pH au cours du temps, un pH plus faible favorisant la solubilisation des espèces (Berthe, 2006).

L'évolution du TAC au cours du temps est influencée par les variations du pH. Durant les premières semaines du traitement, le pH est inférieur au pK_a du couple H_2CO_3/HCO_3^- ($pK_a = 6,3$) ; il y a donc libération d'acide carbonique par consommation de la majeure partie des carbonates des déchets.

Le suivi des paramètres globaux sur les éluats des TL sur des déchets globaux broyés montre une même évolution que celle des paramètres globaux mesurés sur les éluats des TL réalisés à partir des fractions fines des déchets. De même les mesures de conductivité de concentrations en AGV sont légèrement plus élevées dans le cas des déchets globaux que dans le cas des fines indiquant un potentiel polluant plus important et, probablement, une dégradation légèrement moins avancée.

Globalement, les paramètres globaux des éluats échantillons de déchets globaux et des échantillons de fines montrent une même évolution du système au cours de la dégradation. Le Tableau 47 présente la part des fractions fines dans la pollution totale estimée par les TL réalisés sur les déchets globaux au cours du PTMB. Ces parts sont calculés en appliquant les

taux des fines dans les déchets à chaque étape du procédé aux concentrations déterminées sur les éluats des fines et en les ramenant aux concentrations déterminées sur les déchets globaux.

Tableau 47 : Taux des pollutions apportées par les fines par rapport aux déchets globaux en termes de χ , de TAC et d'AGV

%	BS	MF	FF	MAT
Conductivité	15	18	16	37
TAC	22	32	27	38
AGV	13	20	17	33

Les fines sont peu représentatives des déchets globaux au début du procédé de PTMB et jusqu'à la fin de la fermentation. Elles participent à des taux très faibles de la pollution globale : 15 à 18% de la charge organique et minérale et 13 à 20% des acides organiques libérés. A la fin du procédé, les fines, compte tenue de leur part plus importante dans les déchets globaux (37%), participent à des taux plus importants dans la charge polluante totale et sont représentatifs de l'état de la dégradation des déchets globaux. Cette hypothèse sera vérifiée par le biais des autres paramètres de suivi.

I.2.3.2 Suivi des orthophosphates

La concentration en ions PO_4^{3-} est d'environ 30 mg/L initialement et diminue jusqu'à 8 mg/L, soit un abattement de 72% (Figure 49). Cette diminution peut trouver son origine dans l'utilisation des orthophosphates dans la croissance de la flore bactérienne en expansion au cours du procédé de la dégradation des déchets.

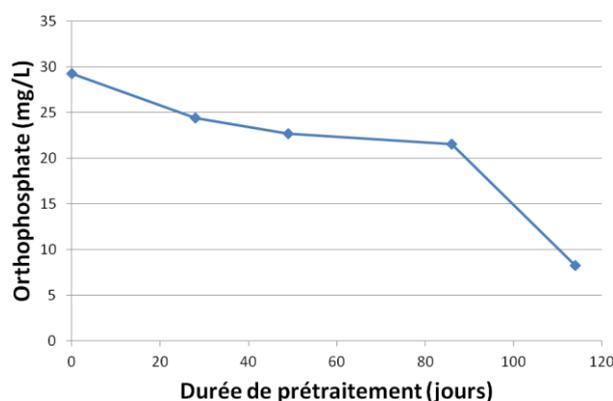


Figure 49 : Evolution des ions PO_4^{3-} dans les phases liquides des déchets au cours du PTMB

La part des fines dans la libération des ions PO_4^{3-} sont de 10% dans les déchets après PTM et augmentent au cours du procédé pour atteindre 37% dans les déchets en sortie de maturation. Ce constat confirme ce qui été remarqué lors du suivi des paramètres globaux.

I.2.3.3 Suivi de la pollution azotée

L'évolution des concentrations ainsi que celle des répartitions des différentes formes azotées sont données à la Figure 50.

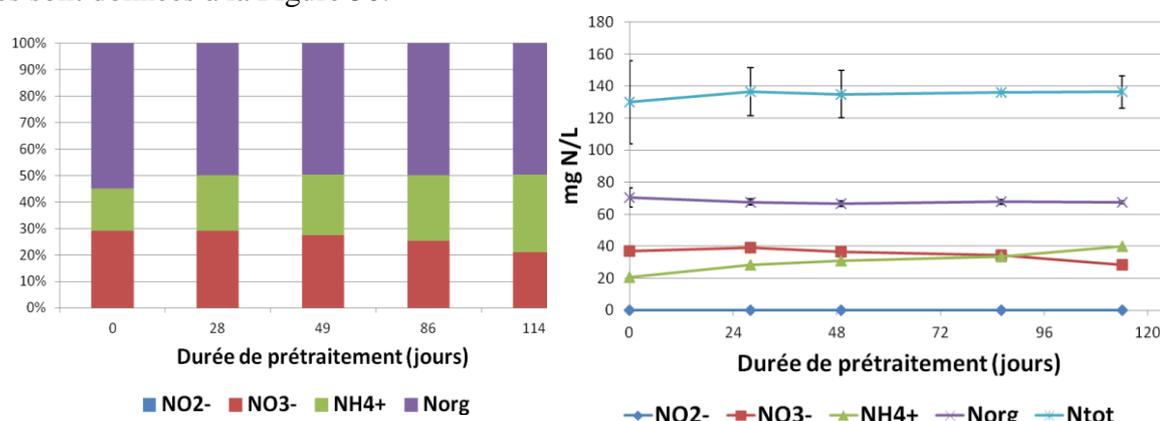


Figure 50 : Répartitions et concentrations des formes azotées au cours du PTMB

Les ions nitrite sont quasi-absents des éluats. L'azote organique, dont les teneurs sont déduites des proportions d'azote total, d'ions nitrate, nitrite et ammonium, est la forme majoritaire de l'azote présent dans le milieu (50 %) ; sa concentration est constante à partir de l'échantillon en mi-fermentation (28 jours de PTMB). La forme NH_4^+ prédomine sur les autres formes de l'azote minéral et sa concentration augmente au cours du traitement au détriment des ions nitrate principalement. La quantité totale d'azote reste stable à 135 mgN/L au cours du prétraitement indiquant qu'il n'y avait pas eu de pertes significatives d'azote au cours du PTMB. Son suivi pour l'évaluation de l'état de la dégradation des déchets ne semble pas être pertinent.

I.2.3.4 Evolution de la charge organique

Les mesures de DCO, de COD et de DBO_5 réalisées sur les phases liquides des TL sont présentées dans le Tableau 48.

Tableau 48 : Evolution des paramètres de l'évaluation de la charge organique dans les éluats

Paramètres	0	28	49	86	114
COD (mg-C/L)	3278±47	1253±23	1117±27	901±11	666±14
DCO (mg-O ₂ /L)	9870±120	16850±404	14413±546	9160±247	7216±232
DBO_5 (mg-O ₂ /L)	4300±510	9116±565	4840±321	3216±264	2450±220
Abs UV 254 nm	8,47±0,96	28,64±0,02	26,25±0,03	23,2±0,02	19,95±0,01

Le suivi de la DCO des éluats au cours du prétraitement montre une augmentation entre le déchet broyé et celui à 28 jours de fermentation puis une diminution jusqu'à 7 gO₂/L à la fin de la maturation, soit un abattement de 63 % par rapport à la valeur maximale mesurée

au bout de 28 jours. L'augmentation de la DCO n'a pas été mise en évidence pour les TL sur la fraction fine, elle peut être expliquée par le temps nécessaire à l'hydrolyse de la matière organique fraîche en matière organique hydrosoluble facilement mobilisable. En effet, ces déchets ont une granulométrie plus grossière rendant, probablement, plus longue l'étape d'hydrolyse. L'hypothèse d'un problème d'échantillonnage ne peut cependant être écartée.

Les valeurs relevées sur l'ensemble des phases liquides des TL correspondent à des valeurs de DCO de lixiviats de stabilité intermédiaire (Ramade, 1998 ; Millot, 1986). La DCO finale des déchets à enfouir n'atteint pas les valeurs inférieures à 2 gO₂/L relatives aux lixiviats de déchets stabilisées. Globalement la DCO relarguée par les déchets bruts est plus élevée que celle relarguée par les fractions fines étudiées précédemment traduisant un potentiel polluant plus important et en concordance avec les résultats du suivi des paramètres globaux. Les variations de la DBO₅ suivent celles de la DCO. L'abattement entre la mi-fermentation (28 jours) et la fin du traitement s'élève à 65 %. Il est à noter qu'au début du prétraitement, l'évolution du COD ne suit pas celle de la DCO et n'augmente pas entre les déchets entrants et ceux en mi-fermentation. En effet la concentration en COD passe au bout de 28 jours d'environ 3g-C/L à près de 1g-C/L

Cette première étude des paramètres de la charge organique et minérale relarguées dans les éluats obtenus à partir des TL des déchets bruts permet de distinguer 3 phases de dégradation des déchets au cours du PTMB :

- Une première phase de fermentation intense entre le début du prétraitement et les 28 premiers jours pendant lesquels les déchets à travers leurs éluats présentent les plus faibles valeurs de pH associées à des concentrations élevées en AGV. Les teneurs en DCO et en DBO₅ augmentent, contrairement aux résultats sur les fines, probablement en raison d'une phase d'hydrolyse ralentie par la granulométrie des déchets à dégrader.
- Une deuxième phase de fermentation, entre 28 et 49 jours de traitement, pendant laquelle le pH des phases liquides des déchets demeure neutre et ce en corrélation avec la diminution de la teneur en AGV. Les teneurs relarguées en DCO et en DBO₅ diminuent, également, indiquant une diminution des matières organiques biodégradable et totale, respectivement. A ce stade du traitement, un abattement de la charge minérale est, également, observé avec une diminution de la teneur en phosphate ainsi qu'une augmentation de la concentration en ammonium, dont la présence indique un état de dégradation avancée.
- La dernière phase du prétraitement montre un ralentissement de l'évolution des paramètres globaux de suivi de la charge polluante organique et minérale. Ce ralentissement peut être expliqué par un état de stabilité intermédiaire des déchets qui devrait être confirmé par les ratios de stabilité ainsi que par une étude plus approfondie de la MO par le biais du fractionnement selon le caractère hydrophobe.

La part des fines dans la pollution libérée par les déchets globaux en termes de DCO, COD et de DBO₅ est présentée dans le Tableau 49.

Tableau 49 : Part des fines dans la pollution relarguée par les déchets globaux

%	BS	MF	FF	MAT
DCO	5	3	3	9
COD	9	33	19	42
DBO ₅	8	5	5	7

Les paramètres de la charge organique montrent une faible représentativité de la pollution libérée par les fines par rapport à celle des déchets globaux notamment en ce qui concerne la DCO et la DBO₅ dont les taux restent faibles même à la fin du procédé. Le COD libéré par les fines contribue, au début du prétraitement, faiblement à la charge libérée par le déchet global (9%) mais sa part augmente considérablement à la fin du procédé et atteint près de 42%. L'évolution de la part des fines dans la pollution globale, en termes de COD, corrobore avec celle déduite du suivi des AGV et confirme la pertinence de la mesure du COD comparée à celle de la DCO.

I.2.3.5 Evolution des indicateurs de stabilisation

L'indice SUVA des lixiviats des déchets augmente constamment au cours du traitement et passe de 3 L/cm/g-C à 30 L/cm/g-C (Tableau 50). L'augmentation de sa valeur traduit ainsi une polymérisation et une aromaticité de plus en plus importante au cours du traitement. La valeur finale de 30 L/g-C/cm est légèrement inférieure aux valeurs de SUVA déterminées sur les TL des fractions fines des déchets en sortie de maturation (34 L/cm/g-C). A l'exemple des fines et compte tenu de la quantité de matières hydrophiles et transphiliques encore présentes après 114 jours de traitement, représentant 60 % du COD, cet indice semble pouvoir être sujet à évolution après l'enfouissement (Figure 51).

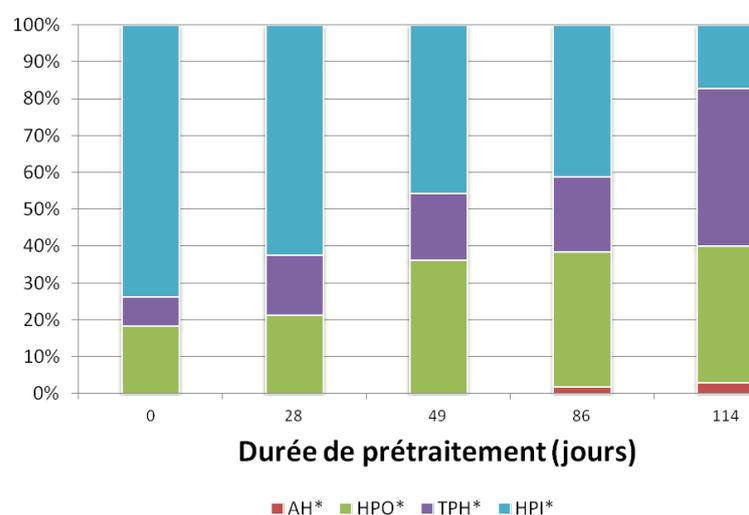
Le rapport DBO₅/DCO décroît avec l'avancement du prétraitement (Tableau 50) indiquant une diminution de la biodégradabilité des matières organiques. Ce ratio se stabilise autour d'une valeur de 0,3 à partir de 49 jours de PTMB. Il est légèrement supérieur au ratio déterminé pour les éluats des fractions fines (0,2) et est caractéristique selon Millot (1986) des lixiviats ayant une biodégradabilité moyenne.

Enfin le rapport DCO/COD ne varie pas significativement au cours du PTMB ni sur les éluats des déchets bruts ni sur ceux des fractions fines ce qui nous mène à l'hypothèse que ce ratio ne peut être utilisé dans le cadre d'un suivi de la dégradation des déchets en PTMB. Egalement, les concentrations en COD enregistrées pour le premier échantillon des déchets en sortie du PTM semblent avoir été surestimées suite à un problème d'analyse.

Tableau 50 : Evolution des indicateurs de stabilisation des déchets au cours du PTMB

Durée du PTMB (jours)	DCO/COD	DBO ₅ /DCO	SUVA
0	3	0,46	3
28	16	0,46	23
49	13	0,34	23
86	10	0,35	26
114	11	0,34	30

Les résultats du premier fractionnement sur les déchets frais entrant en prétraitement sur Alvèol indiquent une absence d'AH*(Figure 51).


Figure 51 : Fractionnement selon le caractère hydrophobe des éluats

D'après Blakey et *al.* (1992), les lixiviats jeunes contiennent très peu d'acides de type humique (généralement entre 0,5 % et 5 % du COD). Les substances hydrophiles HPI* sont majoritaires (74 %) car les composés simples non humifiés prédominent, notamment sous la forme d'acides organiques ce qui est en concordance avec les teneurs initiales élevées en AGV. Au cours du prétraitement, la part des composés hydrophiles diminue constamment jusqu'à devenir minoritaire. Cette diminution se fait au profit des composés transphiliques TPH* et hydrophobes HPO*. L'évolution de la fraction hydrophile HPI* suit la diminution de la quantité d'AGV, molécules comportant des groupements alcools et carboxyles fortement hydrophiles. Les AH* n'apparaissent qu'après 86 jours de traitement, signe d'une humification plus avancée de la MO. Deux phases sont observées : pendant la fermentation chaude, la part des HPO* augmente de 18 à 36 % par dégradation des composés hydrophiles. Pendant la maturation, la part des composés hydrophobes se stabilise à 37 % et l'évolution majeure correspond à la transformation des HPI* en TPH*. En fin de traitement la fraction de composés réactifs à fort potentiel de production de biogaz reste majoritaire (60 %). Entre 86

et 114 jours de traitement, la fraction AH* augmente légèrement jusqu'à 3 % sans atteindre un stade d'humification avancée.

Le fractionnement selon le caractère hydrophobe sur les éluats issus des déchets bruts montre, encore une fois, un état de dégradation moins avancé dans le cas de ces derniers comparés aux fractions fines qui y sont contenues. La granulométrie des déchets semble, ainsi, avoir une relation avec la vitesse de dégradation et par la suite sur l'humification et la stabilisation de la MO. En effet, cette différence de la vitesse de la dégradation des déchets entre les fines et le déchet global fait que la représentativité des fines vis-à-vis de la dynamique du système ne soit pas effective. Le Tableau 51 montre que la part des composés relargués par les fines lors des TL dans la pollution totale relarguée par les déchets globaux n'est dominante que dans le cas des HPI dans les déchets en fin de maturation.

Tableau 51 : Parts des composés organiques relargués des fines dans ceux des déchets globaux

%	BS	MF	FF	MAT
HPO*	4	40	15	41
TPH*	19	57	31	28
HPI*	3	10	12	87

Le ratio COD/MO (COD du lixiviat et MO du déchet solide) a été utilisé par Segbeaya (2012) afin d'exprimer la capacité d'un déchet à mobiliser des composés organiques hydrosolubles par lixiviation. Ce ratio a été appliqué pour les fines et les déchets globaux en utilisant leurs teneurs en MO et les concentrations de COD relarguées après 24 heures de lixiviation (Tableau 52).

Tableau 52 : Evolution du rapport COD/MO des déchets globaux et des fines au cours du PTMB

Phases du PTMB		BS	MF	FF	Mi-MAT	MAT
Déchets globaux	COD/MO TL 24H	46	17	16	14	11
	g-C/kgMO					
Fractions fines	COD/MO TL 24H	79	62	39		22
	g-C/kgMO					

Ce ratio est élevé dans les déchets globaux et les fractions fines initiaux (BS) indiquant une MO fortement mobilisable au cours du TL et très hydrosoluble. Ces ratios diminuent au cours du PTMB suite à la diminution de la part mobilisable de MO dans les déchets signe d'un état de stabilisation en cours. Les dernières valeurs atteintes par les déchets globaux et les fines s'élèvent à 11 g-C/kgMO et à 22 g-C/kgMO, respectivement et les fines mobilisent

deux fois plus de composés organiques hydrosolubles par rapport aux déchets globaux. La différence entre les valeurs déterminées pour les fines et les déchets globaux indique une mobilisation plus importante des composés organiques hydrosolubles à partir des fines au cours de 24 heures de lixiviation. Ceci peut être lié à la méthode de mesure de la teneur en MO des déchets globaux. En effet, la détermination d'une teneur en MO à partir d'un échantillon global et non à partir des catégories susceptibles de contenir de la MONS uniquement (putrescibles, papiers, cartons, CNC et fines) peut induire à une surestimation de la teneur en MO par la prise en compte de celles synthétiques. Le calcul de ce ratio moyennant une moyenne de MV établie à partir des catégories de déchets biodégradables (Tableau 37), ces ratios augmentent ; ils sont de 83, 43, 30 et 20 g-C/kgMO pour BS, MF, FF et MAT, respectivement. Par ailleurs, la différence de surface spécifique de contact entre le solide et la solution qui est plus importante dans le cas des fines, les échanges sont plus importants et la quantité de composés organiques est plus importante. De plus, le déchet fin correspond souvent à un déchet qui a soit subi une pre-transformation soit qui correspond à des fractions très facilement biodégradable, il a donc une réactivité à la solubilisation de sa charge organique plus élevée.

La comparaison des ratios des déchets initiaux (BS) aux ratios déterminés par Segbeaya (2012) pour les fractions fines et pour les putrescibles (entre 46 et 48 g-C/kgMO), pour les fines (entre 16 et 7 g-C/kgMO) et les extra-fines (entre 23 et 37 g-C/kgMO) montre une variabilité de ce ratio en fonction des fractions considérées. Les ratios déterminés pour les fines des déchets initiaux d'Alvëol (<20 mm) sont nettement supérieurs aux fines (entre 10 et 20 mm) et aux extra-fines (<10 mm) et même plus élevés que les ratios déterminés pour les putrescibles, fraction susceptible d'avoir la plus importante capacité à mobiliser sa MO.

Ce constat montre que ce ratio peut différencier les différents états de biodégradabilité des déchets ayant une même origine (déchets globaux ou fines) mais n'est pas pertinent pour la comparaison des déchets de compositions très différentes. Les ordres de grandeur de ce ratio semblent être rattachés aux caractéristiques initiales du déchet.

I.2.4 Conclusion sur les TL

Les TL conduits sur des échantillons prélevés à partir du site Alvëol de PTMB de déchets ont permis d'analyser la pollution relarguée par le biais du suivi des paramètres globaux renseignant sur l'évolution du potentiel polluant des déchets ainsi que par le biais des paramètres caractérisant les matières organiques tels que le rapport DBO_5/DCO et l'indice SUVA. L'ensemble de ces paramètres mesurés sur les éluats extraits à partir des 3 types de TL appliqués (sur fines et sur bruts, avec et sans renouvellement) ont mis en évidence une dégradation intensive au début du procédé de PTMB et qui est responsable de l'abattement conséquent de la charge polluante sur la DCO, la DBO_5 , le COD et les teneurs en ions phosphates et en AGV.

Les rapports utilisés dans la littérature pour la définition d'un état de stabilisation des lixiviats ont été appliqués dans l'objectif de valider leur utilisation dans le cadre d'un suivi régulier d'une unité de PTMB. Les résultats obtenus à partir de l'indice SUVA et du rapport DBO_5/DCO concordent et montrent une augmentation de l'aromaticité des composés organiques ainsi qu'une diminution de leur biodégradabilité. Le rapport DCO/COD

renseignant sur la disponibilité du $C_{\text{organique}}$ ne semble pas être pertinent pour ce genre de suivi et varie d'une façon non significative au cours du PTMB. Le ratio COD/MO a permis de classer les différents déchets en fonction de leur état de dégradation mais la comparaison des résultats entre fines et globaux ne semble pas être pertinente étant donné l'hétérogénéité de la composition des déchets et son influence sur la détermination de la MO par perte au feu. L'approfondissement de l'étude de la MO par le biais du fractionnement selon le caractère hydrophobe permet de confirmer les résultats obtenus par les paramètres cités précédemment qui caractérisent les déchets d'une moyenne biodégradabilité et un début de polymérisation des composés organiques.

Le suivi de la composition et du volume du biogaz produit au cours du TL d 120H a permis de classer les états de dégradation des déchets. Ces résultats ont, également, pu être corrélés au pourcentage de HPI* traduisant la part hydrophile très réactive des matières organiques dans le déchet.

Pendant la phase de maturation, phase au cours de laquelle la vitesse d'évolution des paramètres globaux et les indicateurs de biodégradabilité et d'aromaticité s'amenuisaient pour tendre vers la stabilité, des variations significatives et déterminantes de composition de la MO ont pu être mis en évidence par le fractionnement selon le caractère hydrophobe. En effet, à ce stade du traitement, le fractionnement montre l'apparition d'une nouvelle famille de composés, les AH*, particulièrement stables et signes de l'humification et de la polymérisation de la MO pour les TL sur les déchets brutes et une augmentation significatives de leur teneur dans le cas des fines. La maturation peut être, donc, considérée comme étant une phase d'intensification de la polymérisation de la MO, caractéristique du processus d'humification. La présence encore marquée de composés faiblement polymérisés et donc réactifs laisse à penser que l'humification n'est pas complète et que le déchet n'a donc pas atteint un état optimal de stabilité.

Les résultats obtenus à partir des 3 types de TL montrent l'importance de la préparation des échantillons (broyage ou tamisage) et le choix du TL à appliquer pour l'évaluation de l'état de stabilisation des déchets. En effet, la stabilisation semble être plus rapidement atteinte pour les déchets préparés par tamisage (la fraction fine < 20 mm) que dans le cas des déchets globaux supposant une vitesse de dégradation plus faible pour ces derniers comparée à celle des fines. La fraction fine, de part son apport dans la pollution globale, n'est représentative du déchet global et de son état de dégradation qu'au cours de la phase de la maturation et ce malgré une évolution globale similaire à celle des déchets globaux.

Par ailleurs les TL de 120 heures semblent être les mieux adaptés pour une mobilisation optimale de la pollution relarguée à partir des déchets *via* le suivi des paramètres sur la phase liquide tout en assurant un suivi de l'évolution du volume et de la composition du biogaz généré renseignant sur l'intensité de la reprise d'une activité biologique au bout d'un certain temps de contact qui varie en fonction du degré de stabilité du déchet étudié.

Afin d'affiner ces résultats, il est opportun d'étudier l'activité respirométrique après incubation du déchet solide par le biais du test du potentiel biogaz BMP et du test AT_4 afin de relier les éventuelles productions de biogaz ou consommation d' O_2 à la présence de composés hydrophobes produits.

I.3 Tests biologiques

I.3.1 *Potentiel biogaz*

Le potentiel de biogaz a été mesuré sur les déchets bruts et sur les fractions fines. Les principaux résultats sont présentés au Tableau 53.

Les teneurs en MV dans la matière sèche des déchets broyés et en MOO et en MV dans la matière sèche des fractions fines soulignent la baisse en matière organique en fin du traitement.

Tableau 53 : Synthèse des résultats de la production de biogaz dans les déchets bruts broyés et les fractions fines au cours du procédé

	Déchets globaux broyés				Fractions fines			
	BS	MF	FF	MAT	BS	MF	FF	MAT
MS (%MB)	34	35	31	34	33	40	42	31
MV (%MS)	66	61	53	48	56	55	49	43
MOO (%MS)	ND	ND	ND	ND	27	24	19	14
BMP₂₁ (NLCH₄/kgMS)	86	96	71	65	54	50	48	41
BMP₂₁ (NLCH₄/kgMV)	130	157	134	135	97	91	98	96
BMP₅₅ (NLCH₄/kgMS)	103	122	95	93	72	63	61	52
BMP₅₅ (NLCH₄/kgMV)	157	200	179	193	129	114	125	121

Initialement, le potentiel de production de biogaz après 21 jours d’incubation des déchets frais broyés est de 86 NLCH₄/kgMS. Ces déchets se caractérisent par la teneur la plus élevée en matière volatile se traduisant logiquement par le plus élevé potentiel d’activité biologique. Toutefois, ce potentiel augmente d’environ 12% après près de 3 semaines de prétraitement probablement à cause de la phase d’hydrolyse des déchets facilitant aux microorganismes l’accès à la MO disponible et donc augmentant la vitesse de dégradation et de production de méthane. Cette hypothèse aurait pu être montrée dans le cas où le test aurait été conduit sur une durée plus longue afin de pouvoir comparer les potentiels ultimes méthanogènes des deux déchets.

Le BMP décroît à partir de la mi-fermentation pour atteindre à la fin du traitement une valeur de 65 NLCH₄/kgMS. Cette valeur reste supérieure aux valeurs présentées par Kelly (2002) pour les déchets stables, c’est-à-dire, entre 10 et 20 NLbiogaz/kgMS. Le potentiel méthanogène augmente au cours de l’incubation des déchets (55 jours) jusqu’à atteindre des valeurs comprises entre 93 et 103 NLCH₄/kgMS en fonction de la phase de dégradation des déchets étudiés.

Les fractions fines présentent des potentiels méthanogène plus faibles que ceux des déchets bruts broyés ce qui corroborent les conclusions émises suite à la mesure des paramètres de la MO de la phase liquide des TL. En effet, les teneurs en MV des fractions fines sont nettement inférieures à celles des déchets broyés. Le potentiel méthanogène après 21 et 55 jours d'incubations des fractions fines en sortie de maturation s'élèvent, respectivement, à 41 et 52 NLCH₄/kgMS. Ainsi, il a été constaté que la durée du PTMB n'a pas été suffisante pour faire baisser le potentiel bio-méthanogène aux limites caractéristiques des déchets stables avec des taux de production de biogaz, à l'issue du processus qui ne respectent pas le critère allemand d'admission en ISDND (< 20 NL biogaz/kgMS).

Pour conclure, les analyses des échantillons de déchet bruts et de fractions fines au cours du PTMB confirment la bio-transformation et la stabilisation de la matière organique fermentescible présente dans les déchets mais sans atteindre un état de stabilité ultime tel que définit par les auteurs à travers les indicateurs de stabilité appliqués. Ces résultats soulignent, également, que la maturation en tas sans aération joue un rôle mineur dans la dégradation de la MO avec des abattements du BMP, en 10 semaines de maturation, équivaut ou même inférieurs aux abattements du potentiel méthanogène en seulement 7 semaines de fermentation. La nécessité d'une durée de traitement (fermentation+maturation) nettement supérieur pourrait permettre à la MO d'atteindre un stade d'humification plus avancé et donc d'améliorer la dégradation des déchets jusqu'à acquérir les caractéristiques d'un déchet stable.

I.3.2 Test respirométrique aérobie : AT₄

L'activité respiratoire au bout de 4 jours (AT₄) du déchet diminue au cours de la stabilisation aérobie. A l'entrée du procédé, elle est de 47 mgO₂/gMS pour les déchets bruts broyés du prétraitement, de 34 mgO₂/gMS pour les fines et de 39 mgO₂/gMS pour les extra-fines (Tableau 54). A l'issue du procédé ces valeurs diminuent pour atteindre, respectivement, 29, 19 et 21 mgO₂/gMS. Les valeurs finales sont, ainsi, supérieures au seuil d'admission en ISDND de la réglementation allemande fixé à 5 mgO₂/gMS. Les fractions fines et extra-fines présentent des valeurs d'activité respiratoire qui correspondent à la valeur définie par Bidlingmaier & Scheelhaase (1999) pour les déchets stables.

Ces résultats confirment les résultats des tests BMP ainsi que les résultats des suivis des TL indiquant que les déchets finaux contiennent, toujours, une proportion de matière organiques réactive qui, dans le cas d'une mise en conditions optimales de dégradation (aérobie tels que les tests AT₄, anaérobie tels que les tests BMP ou les TL), se remet à se dégrader et à générer des sous produits des réactions biologiques de la dégradation à savoir le méthane et le CO₂ dans l'atmosphère ainsi qu'un fort potentiel polluant organique dans les lixiviats.

Tableau 54 : Synthèse des résultats de l'activité respiratoire dans les déchets globaux broyés, les fractions fines et les fractions extra-fines au cours du procédé

Déchets		MS (%MB)	MV (%MS)	MOO (%MS)	AT ₄ (g O ₂ /kgMS)	AT ₄ (gO ₂ /kgMV)	AT ₄ (gO ₂ /kgMOO)	AT ₄ (gO ₂ /kgMB)
Déchets bruts broyés à 20 mm	BS	34	66	ND	47	71	ND	16
	MF	35	61	ND	48	79	ND	17
	FF	31	53	ND	35	66	ND	11
	MAT	34	48	ND	29	60	ND	10
Fraction fine (< 20 mm)	BS	33	56	27	34	61	126	11
	MF	40	55	24	30	54	125	12
	FF	43	49	19	26	53	137	11
	MAT	31	43	14	19	44	136	6
Fraction extrafine (<10 mm)	BS	38	46	38	39	85	103	15
	MF	52	39	42	41	105	98	21
	FF	58	44	14	30	68	214	17
	MAT	22	39	13	21	54	162	5

Les réponses respiratoires AT₄ et les mesures de BMP₅₅ présentent des résultats corrélables (Figure 52). En effet, Aguilar (2000) montre que la matière organique se dégrade de la même manière par voie aérobie et anaérobie lors de ces tests de biodégradabilité en laboratoire avec des taux de dégradation voisin, proches de 45%. Cette corrélation correcte ($r^2=0,77$) entre ces paramètres confirme que ces tests donnent une information équivalente à condition qu'il n'y ait pas de problème d'inhibition suite au blocage des réactions biologiques dans le cas de la présence d'une proportion importante de matière facilement biodégradable notamment dans les déchets frais qui dans le cas des tests AT₄ implique la présence d'une phase de latence qui peut aller jusqu'à 4 jours. Par contre dans le cas du test BMP, aucune phase de latence n'est observée au cours des expérimentations même pour les déchets bruts.

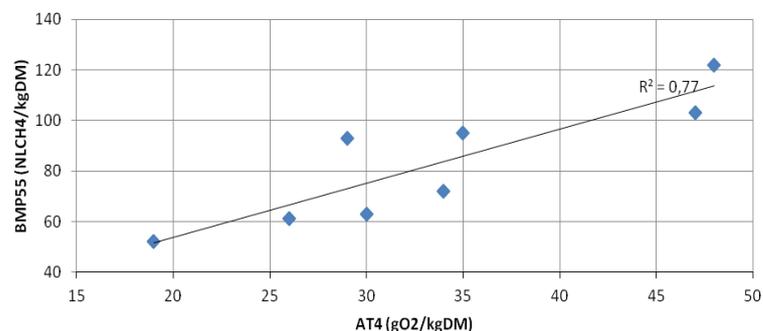


Figure 52 : Corrélation entre l'activité respirométrique aérobie et le test BMP mesurés sur les fractions fines et les déchets bruts

Scheelhaase et al. (1999) soulignent que la corrélation entre les tests biologiques aérobies et anaérobies n'est valable que dans le cas de déchets biodégradables et non pour des

déchets en partie stabilisés. Toutefois, Binner et al. (1997), Bayard et al. (2010) mettent en évidence une corrélation entre les résultats des deux tests.

La Figure 53 montre les corrélations entre les tests biologiques (AT₄ et BMP₅₅) appliqués fréquemment dans le cadre du suivi d'unités de PTMB et le volume de biogaz généré au bout de 120 heures de lixiviation sans renouvellement.

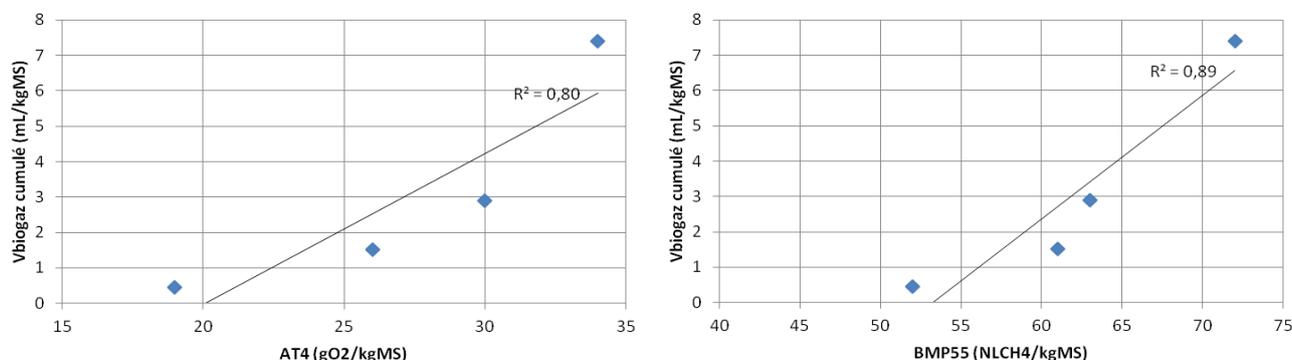


Figure 53 : Corrélations entre les tests AT₄ et BMP₅₅ et le volume de biogaz du TL

Les tests biologiques appliqués présentent de bonnes corrélations ($r^2 = 0,80$ et $r^2 = 0,89$) ce qui atteste de la pertinence du suivi de la phase gazeuse au cours du TL comme étant un indicateur de la dégradation.

I.4 Synthèse des paramètres les plus pertinents

Ce premier chapitre avait pour but de présenter les paramètres caractéristiques des transformations à l'échelle macroscopique et microscopique des déchets au cours du PTMB. La caractérisation physique des déchets de type OMR par la méthode MODECOM adapté a pu mettre en évidence une dégradation des catégories de déchets fermentescibles qui diminuent au fur et à mesure de l'avancement du traitement. Cette observation a été, également, confirmée par une diminution progressive et conséquente des fractions granulométriques grossières ainsi qu'une augmentation des fines. Il est à signaler que la méthode de tri suivie est celle du tri sur humide selon le MODECOM qui présente certaines contraintes sur le plan opérationnel se résumant aux difficultés des opérations de tri sur déchets bruts notamment la forte odeur, les problèmes d'hygiène et la lenteur de la méthode. Cette méthode de caractérisation présente également des limites d'ordre technique étant donné les erreurs granulométriques liées à l'assemblage des particules fines aux déchets et à la non optimisation de la capacité de séparation des cribles. Toutefois, cette méthode de tri présente l'avantage de respecter la nature et de la granulométrie réelle des déchets et d'être peu onéreuse de point de vue investissement.

Le suivi des caractéristiques physico-chimiques, classiquement mesurées sur les lixiviats, a été assuré par le biais de différents tests de lixiviation réalisés sur les déchets échantillonnés dans un but d'étudier l'évolution de leurs potentiels de relargage de la pollution au cours du PTMB. Cette caractérisation physico-chimique des éluats ne montre pas une variabilité importante des résultats selon le type de TL appliqué mais cette variabilité est plus importante dans le cas où l'on a changé le mode de préparation des échantillons d'un

broyage à un tamisage suivi par un broyage. On observe des différences importantes des caractéristiques physico-chimiques des éluats des déchets initiaux entrant sur le site de PTMB comparés à ceux des déchets traités et en sortie vers les casiers d'enfouissement, dues aux états de dégradation différents des déchets. Les caractéristiques physico-chimiques caractérisant la pollution relarguée à partir des déchets évoluent rapidement en début de fermentation et se stabilisent au fur et à mesure de l'avancement de la stabilisation. En effet, la fréquence de retournements accrue ainsi que l'aération forcée pendant la phase de fermentation provoquent une minéralisation plus importante de la matière organique que dans le cas d'une maturation en tas sans retournements. Toutefois, il est important de signaler que la fermentation s'est effectuée en conditions aérobies satisfaisantes (minéralisation importante de la matière organique et une légère acidification du milieu observée lors de la première campagne d'échantillonnage).

L'atténuation de la pollution relarguée lors des TL pourrait indiquer un état de dégradation avancé et des déchets plus stables dont l'enfouissement ne causera pas une reprise intense des réactions de biodégradation. Or, l'étude de la phase gazeuse lors du test de lixiviation de 120 heures montre une reprise de l'activité biologique dans les flacons de TL des déchets prélevés en fin de maturation. Le fractionnement de la MO selon le caractère hydrophobe a pu également montrer que les déchets sont en stade de pré-humification avec des teneurs en AH* ne dépassant pas 10% du carbone organique dans le cas des fines et qui présentent un état de dégradation plus avancé que les déchets bruts avec une biodégradabilité plus faible et une aromatisation des composés organiques plus avancée.

Les résultats des tests biologiques ont, en effet, corroboré les résultats du fractionnement selon le caractère hydrophobe en montrant que les déchets ne répondent pas aux critères exigés par la réglementation allemande pour leur acceptation en ISDND. De plus, des corrections correctes ont été montrées entre ces tests et le volume de biogaz généré lors du TL de 120 heures et avec le pourcentage de HPI* indiquant la pertinence de ces nouveaux indicateurs de stabilisation. Les paramètres en relation avec les caractéristiques de la MO (SUVA, DBO₅/DCO, COD/MO, %HPI* et %HPO*) et les tests biologiques ont permis d'assurer un suivi de l'avancement de la dégradation des déchets dans le site Alvēol. Par ailleurs, l'ensemble de ces paramètres ont indiqués un état de dégradation insuffisant pour atteindre une stabilité biologique telle que indiquée dans la littérature. Cette défaillance du procédé est due, probablement, à une durée trop courte et des conditions opératoires non optimisées (oxygénation, retournement, arrosage) de la phase de la fermentation responsable de la dégradation intensive de la part facilement biodégradable.

Le chapitre suivant est consacré à l'application de ces indicateurs de stabilité des déchets sur une plate-forme pilote de stabilisation des déchets ménagers tunisiens afin d'évaluer leur pertinence tout en essayant d'optimiser le procédé de stabilisation pour une même durée totale. Par ailleurs, les caractéristiques des déchets tunisiens sont étudiées par le biais d'une campagne de caractérisation hivernale et estivale pour quatre villes pilotes. Les déchets de la ville de Sfax, à partir desquels les andains pilotes sont mis en place, sont également caractérisés.

Chapitre II Etude pilote de prétraitement de déchets tunisiens avant enfouissement : application des meilleurs indicateurs de stabilisation

II.1 Caractérisation des déchets solides urbains générés en Tunisie

L'étude des gisements de déchets constitue une opération indispensable pour l'évaluation du type de prétraitement des déchets ménagers avant enfouissement. Il est donc nécessaire de déterminer les caractéristiques granulométriques, la composition moyenne ainsi que certains paramètres chimiques pour l'évaluation du potentiel de biodégradabilité des déchets tout en évaluant le potentiel de récupération de matériaux recyclables dans le cas d'une mise en place d'une installation de PTMB avec récupération en amont par tri de ces matériaux.

Etant donné les variations géographiques et saisonnières significatives démontrées dans la littérature (Ben Ammar, 2006) de la composition des déchets selon le mode et le niveau de vie, le tissu urbain et la structure économique et industrielle, l'étude du gisement de déchets a concerné quatre villes de caractéristiques urbaines différentes.

Les campagnes de prélèvement et de caractérisation ont porté sur quatre villes, Djerba, Kairouan, Médenine et Menzel Bourguiba et en été (juillet 2010) et en hiver (décembre 2009 / janvier 2010).

II.1.1 *Caractérisation par tailles >100 mm, <100-20mm>, <20 mm*

La composition granulométrique des déchets montre une prédominance de la fraction moyenne comprise entre 100 et 20 mm pour les déchets en provenance des villes de Djerba Kairouan, Médenine et Menzel Bourguiba (Tableau 55). Les caractéristiques granulométriques des déchets étudiés ne montrent pas de variations significatives selon les saisons, à l'exception de la fraction supérieure à 100 mm qui est plus grande pour toutes les villes en été qu'en hiver. Les autres fractions (moyennes et fines) présentent des variations saisonnières avec des valeurs qui augmentent ou qui diminuent en fonction des villes. Les écarts entre les compositions de déchets hivernales et estivales montrent que la ville ayant la composition granulométrique la plus stable en fonction du changement saisonnier est celle de Menzel Bourguiba. La ville ayant la composition la plus variable en fonction des saisons est celle de Kairouan. Ces deux villes ne connaissent pas d'activités particulières en fonction des saisons ce qui implique une composition de déchets assez constante. Cette hypothèse reste à confirmer par les résultats du tri par catégories.

Par ailleurs, il a été remarqué un pourcentage des fines assez élevé pour la ville de Médenine par rapport aux autres villes. D'ailleurs, le taux de cette fraction est majoritaire dans les déchets de la campagne hivernale et a diminué légèrement dans le cas des déchets de la campagne estivale (25%). Ces teneurs élevées en fraction fine justifient que le déchet de cette ville est en relation avec des activités d'élevage domestique qui génère des déchets organiques de fine granulométrie se trouvant par la suite dans les poubelles.

Tableau 55 : Variations saisonnières et géographiques de la granulométrie des déchets étudiés

Saisons	Villes	> 100 mm	100-20 mm	<20 mm
Hiver (Décembre 2009/Janvier 2010)	Djerba	24,6	52,9	22,5
	Kairouan	16,6	76,4	7
	Médénine	23,2	30,3	45,5
	Menzel bourguiba	25,6	61,9	11,1
Eté (juillet 2010)	Djerba	35,8	46,3	18
	Kairouan	37,3	53,1	9,3
	Médénine	28,6	45,3	25,1
	Menzel bourguiba	28,2	65,9	5
<i>Moyenne de la zone d'étude</i>		<i>27,5±1,9</i>	<i>54,0±12,9</i>	<i>17,9±12,9</i>

II.1.2 Compositions moyennes des déchets

Le Tableau 56 présente les résultats des caractérisations des déchets des quatre villes. Les compositions globales sont obtenues à partir des compositions moyennes des trois fractions granulométriques, gros (> 100 mm), moyens (20-100 mm) et fins (< 20 mm). Le taux des putrescibles (%/MB) varie selon les villes de 19% à 59% en hiver et de 20% à 54% en été. Les villes ayant les plus faibles teneurs en putrescibles pendant les deux campagnes de caractérisation sont celles de Menzel Bourguiba et de Djerba. Ce comportement peut être expliqué pour la ville de Djerba qui présente une forte activité touristique conditionnant le comportement des ménages influencés par un mode de vie de pays développés. Par contre, ces faibles teneurs n'ont pas pu être expliquées pour la ville de Menzel Bourguiba. La teneur en fraction fine a diminué pour toutes les villes (sauf Menzel Bourguiba) pour la campagne estivale. Le taux moyen (%/MB) de métaux est faible, il s'élève à 3%.

Tableau 56 : Compositions hivernales, estivales et moyennes des déchets de la zone d'étude

Saisons	Catégories	Djerba	Kairouan	Médenine	Menzel Bourguiba	Moyenne
Campagne hivernale	1. Putrescibles	29,2	58,6	18,7	51,3	39,5±18,6
	2. Papiers	4,4	3,5	2,7	1,2	2,9±1,4
	3. Cartons	9,0	1,5	4,0	2,9	4,3±3,2
	4. Composites	1,3	0,8	2,2	1,1	1,3±0,6
	5. Textiles Vestimentaires	5,5	2,9	1,4	6,9	4,2±2,5
	6. Textiles Sanitaires	3,7	12,7	7,6	7,2	7,8±3,7
	7.1 Plastiques films	12,3	7,8	6,8	8,5	8,8±2,4
	7.2 Plastiques durs	3,9	1,1	1,6	0,9	1,9±1,4
	8. CNC	1,9	0,7	1,4	2,6	1,6±0,8
	9. Verres	1,6	0,4	0,6	1,4	1,0±0,6
	10. Métaux	3,4	1,5	2,9	3,3	2,8±0,9
	11. INC	1,0	1,0	3,4	1,1	1,6±1,2
	12. DMS	0,4	0,6	0,7	0,4	0,5±0,2
	13. fines	22,5	7,0	46,0	11,2	21,7±17,5
	<i>Total</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>
Campagne estivale	1. Putrescibles	19,7	39,6	26,8	54,4	35,1±15,3
	2. Papiers	1,3	1,5	5,6	0,9	2,3±2,2
	3. Cartons	12,7	5,3	6,5	5,0	7,4±3,6
	4. Composites	2,4	2,9	1,9	2,2	2,4±0,4
	5. Textiles Vestimentaires	7,1	14,1	4,2	4,2	7,4±4,6
	6. Textiles Sanitaires	4,4	6,0	6,0	8,3	6,2±1,6
	7.1 Plastiques films	12,6	10,6	10,8	7,7	10,4±2,0
	7.2 Plastiques durs	6,2	2,3	3,2	2,5	3,6±1,8
	8. CNC	1,5	3,2	1,7	2,0	2,1±0,8
	9. Verres	2,5	1,2	1,2	1,0	1,5±0,7
	10. Métaux	5,5	2,1	2,2	2,7	3,1±1,6
	11. INC	3,9	1,8	4,3	3,1	3,2±1,1
	12. DMS	2,3	0,2	0,3	1,0	0,9±1,0
	13. fines	18,0	9,4	25,3	5,0	14,4±0,0
	<i>Total</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>

La moyenne établie à partir des compositions des déchets déterminées en hiver et en été est présentée au Tableau 57.

Tableau 57 : Compositions moyennes des déchets des villes étudiées

	Catégories	Djerba	Kairouan	Médenine	Menzel Bourguiba	Moyenne
Moyenne de la zone d'étude	1. Putrescibles	24,4	49,1	22,7	52,8	37,3±15,9
	2. Papiers	2,8	2,5	4,2	1,0	2,6±1,3
	3. Cartons	10,8	3,4	5,3	4,0	5,9±3,4
	4. Composites	1,8	1,9	2,1	1,6	1,8±0,2
	5. Textiles Vestimentaires	6,3	8,5	2,8	5,5	5,8±2,3
	6. Textiles Sanitaires	4,0	9,3	6,8	7,8	7,0±2,2
	7.1 Plastiques films	12,4	9,2	8,8	8,1	9,6±1,9
	7.2 Plastiques durs	5,1	1,7	2,4	1,7	2,7±1,6
	8. CNC	1,7	1,9	1,6	2,3	1,9±0,3
	9. Verres	2,0	0,8	0,9	1,2	1,2±0,6
	10. Métaux	4,5	1,8	2,5	3,0	2,9±1,1
	11. INC	2,4	1,4	3,9	2,1	2,4±1,0
	12. DMS	1,4	0,4	0,5	0,7	0,7±0,4
	13. fines	20,2	8,2	35,6	8,1	18,0±13,0
	<i>Total</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>	<i>100,0</i>

Le Tableau 58 présente les résultats des deux campagnes de caractérisations hivernale et estivale comparés aux résultats des caractérisations hivernales et estivales réalisées par Ben Ammar (2006) pour le grand Tunis ainsi que la composition moyenne des campagnes nationales Tunisienne (1996) et française (2007).

Tableau 58 : Comparaison de la composition des déchets (1996-2006-2010) et des déchets français (2007)

	Campagne hivernale (<i>Grand Tunis</i>)	Moyenne hivernale	Campagne estivale (<i>Grand Tunis</i>)	Moyenne estivale	Moyenne	Campagne Nationale : déchets tunisiens	Campagne Nationale : Déchets français
Année	-	2010	-	2010	2010	1996	2007
Références	<i>Ben Ammar, 2006</i>	<i>Cette étude 2010</i>	<i>Ben Ammar, 2006</i>	<i>Cette étude 2010</i>	<i>Cette étude 2010</i>	MEAT, 2001	ADEME, 2009
Catégories	%						
1. Putrescibles	56,1	39,5±18,6	53,1	37,3±15,9	37,3±15,9	68	32,2
2. Papiers	7,2	2,9±1,4	8,7	2,6±1,3	2,6±1,3	10	21,5
3. Cartons	8,0	4,3±3,2	5,5	5,9±3,4	5,9±3,4		
4. Composites	3,1	1,3±0,6	2,2	1,8±0,2	1,8±0,2	nd	nd
5. Textiles Vestimentaires	4,0	4,2±2,5	3,5	5,8±2,3	5,8±2,3	2	10,6
6. Textiles Sanitaires	6,0	7,8±3,7	6,0	7,0±2,2	7,0±2,2		
7.1 Plastiques films	3,9	8,8±2,4	4,2	9,6±1,9	9,6±1,9	11	11,2
7.2 Plastiques durs		1,9±1,4		2,7±1,6	2,7±1,6		
8. CNC	1,68	1,6±0,8	3,3	1,9±0,3	1,9±0,3	2	8,9
9. Verres	2,05	1,0±0,6	1,7	1,2±0,6	1,2±0,6		12,7
10. Métaux	2,8	2,8±0,9	2,6	2,9±1,1	2,9±1,1	4	3
11. INC	4,0	1,6±1,2	8,5	2,4±1,0	2,4±1,0	3	nd
12. DMS	1,21	0,5±0,2	0,6	0,7±0,4	0,7±0,4	nd	nd
13. fines	nd	21,7±17,5	nd	18,0±13,0	18,0±13,0	nd	nd
<i>Total</i>	<i>100</i>	<i>100,0</i>		<i>100</i>	<i>100,0</i>		

- Comparaison avec les déchets du Grand Tunis (2004) : L'absence de la catégorie des fines dans la composition des déchets du Grand Tunis est due à la répartition des

composants de cette catégorie (inertes et putrescibles) en fonction de leurs teneurs en MOT (par l'essai de la perte au feu) dans les catégories d'INC et de putrescibles. La suppression de la catégorie des fines a induit, ainsi, des taux plus élevés en INC et en putrescibles dans la composition des déchets du Grand Tunis comparée à celle de la zone d'étude en été et en hiver. Les taux de papiers/cartons sont bien supérieurs dans les déchets du Grand Tunis par rapport aux déchets de la zone d'étude. Cette différence peut être expliquée par une consommation moins élevées dans les villes à l'intérieur du pays des produits emballés et conditionnés que dans la capitale suite à un mode et un niveau de vie différents. Aussi ce comportement peut s'expliquer par un taux de récupération plus élevé dans les petites villes (utilisation des papiers et du carton pour allumer un feu dans le cas des fours en argile). Les taux de textiles et de verres dans l'ensemble des campagnes sont proches. Les plus grandes différences sont observées pour les taux du plastique qui sont bien inférieurs dans les déchets du Grand Tunis par rapport aux déchets de la zone d'étude ce qui peut être expliqué par une efficacité du réseau de la collecte rémunérée et l'entrée du tri du plastique pour valorisation dans les habitudes du citoyen tunisois.

- Comparaison avec les déchets tunisiens (1996): Comparées aux résultats de la campagne nationale de caractérisation des déchets en Tunisie réalisée en 1996 (MEAT, 2001), les compositions moyennes hivernales et estivales de la zone d'étude montrent une plus faible part de putrescibles (37% au lieu de 68%). Toutefois, la fraction des fines est inexistante ce qui peut être expliqué par la comptabilisation de la part de cette catégorie dans les putrescibles. Les déchets tunisiens en 2010 restent dominés par les putrescibles et plus globalement par les fermentescibles qui comptent de plus des putrescibles, les fines, les papiers et les cartons. La part des plastiques a légèrement augmenté (de 11 à 13%) indiquant que le tri de ces déchets est entré dans les habitudes des tunisiens grâce au système de collecte rémunérée « ECOLEF ». Les parts des fractions papiers/cartons, métaux, Cuirs/Caoutchouc sont demeurées identiques. La seule catégorie ayant connu une augmentation remarquable est celle des textiles constitués de quantités similaires de textiles sanitaires et vestimentaires (de 2 à 11 %), ce qui peut s'expliquer par une modification du comportement lié à l'amélioration du niveau de vie impliquant une utilisation croissante des produits à une utilisation unique (lingettes, couches jetables, mouchoirs,...) plutôt que les produits réutilisables.
- Comparaison avec les déchets français (2007): Si on compare la composition des déchets de la zone d'étude à celle d'un pays développé tel que la France, on constate que le tunisien produit des déchets avec des taux de putrescibles légèrement supérieurs (37% en Tunisie au lieu de 32% en France) ainsi que des taux comparables en plastiques en métaux et en textiles. Les catégories ayant les productions les plus différentes sont le verre avec 10 fois plus de verre dans les déchets français et les papiers cartons avec deux fois et demi plus dans ces mêmes déchets traduisant des habitudes de consommation et de récupération très différentes.

Cette analyse s'est basée sur une composition moyenne des déchets de la zone d'étude couvrant les grandes disparités socioéconomiques, culturelles et géographiques spécifiques de

la Tunisie et plus généralement des PED impliquant des hétérogénéités urbaines et des niveaux de vie différents des populations.

II.1.3 Potentiel de biodégradation et de recyclage des déchets

La répartition des catégories et des sous catégories de déchets dans des classes plus générales en fonction de leur potentiel de traitement par voie biologique et/ou de récupération permet d'avoir une idée plus claire sur les caractéristiques des déchets étudiés (Tableau 59). Dans les cinq villes et pendant les deux campagnes saisonnières de caractérisation, les déchets sont majoritairement composés par les fermentescibles (putrescibles, fines, papiers et cartons) avec un taux moyen de 64% (/MB). Les recyclables varient de 4 à 17% (/MB) selon les villes et les saisons ; leur part dans la composition moyenne des déchets est de 9%MB. Une diminution des parts de fermentescibles de l'hiver en été dans les compositions des déchets étudiés a été observée. Ce comportement peut être expliqué par une consommation plus importante de fruits et de légumes en été. Globalement, les déchets des quatre villes sont caractérisés par une présence non négligeable de fermentescibles à fort potentiel dégradable, pouvant, ainsi, subir un traitement de stabilisation biologique aérobie ou anaérobie avant enfouissement, ou de valorisation avant enfouissement.

Tableau 59 : Synthèse des résultats de tri par catégories

Saisons	Villes	Fermentescibles	Recyclables	Autres
Hiver	Djerba	65,1	10,3	24,7
	Kairouan	70,6	3,7	25,6
	Médenine	71,4	7,3	21,3
	Menzel Bourguiba	66,6	6,7	26,7
Eté	Djerba	51,6	16,5	31,8
	Kairouan	55,7	8,5	35,8
	Médenine	64,2	8,5	27,3
	Menzel Bourguiba	65,3	8,5	26,3
Moyenne	Djerba	58,4±9,5	13,4±4,4	28,2±5,0
	Kairouan	63,2±10,5	6,1±3,4	30,7±7,2
	Médenine	67,8±5,1	7,9±0,8	24,3±4,2
	Menzel Bourguiba	65,9±0,9	7,6±1,3	26,5±0,3
Moyenne des déchets de la zone d'étude		63,8±4,1	8,8±3,2	27,4±2,7

Fermentescibles : somme des putrescibles, des papiers, des cartons et des fines.

Recyclables : somme des plastiques durs, des métaux et du verre.

Autres : somme des textiles, des plastiques films, des CNC, des INC et des DMS.

II.2 Caractérisation physico-chimique des déchets

II.2.1 Teneur en Humidité, H%

Pendant les deux campagnes de caractérisation des déchets, les taux d'humidité les plus élevés sont ceux observés pour les déchets de Menzel Bourguiba (65% et 62%). Cette teneur est justifiée par un taux de putrescibles élevé (51% en hiver et 54% en été) des putrescibles ayant un taux d'humidité qui atteint près de 80% d'où une teneur moyenne en eau élevée des déchets (64%) (Tableau 60). Les déchets de Médenine sont caractérisés par un faible taux d'humidité (35%) suite à une présence importante lors des travaux de caractérisation de déchets secs d'élevages. L'influence des températures locales (les plus élevées du pays) est une cause supplémentaire des faibles teneurs en eau. L'humidité moyenne de l'ensemble des déchets caractérisés est de 50%. Cette teneur est inférieure à celle enregistrée en 1996 (65%), vraisemblablement, à cause de la baisse de la part des fermentescibles.

Tableau 60 : Teneurs en humidité des déchets de la zone d'étude

Villes	Hiver	Eté	Moyenne
Djerba	52	42	47±7
Kairouan	54	52	53±1
Médenine	29	40	35±8
Menzel Bourguiba	65	62	64±2
<i>Moyenne des déchets de la zone d'étude</i>	<i>50±15</i>	<i>49±10</i>	<i>50±12</i>

II.2.2 Teneurs en Matières volatiles, MV%

Les teneurs en MV (%/MS) des déchets ont été calculées à partir de celles déterminées sur les catégories biodégradables (putrescibles, papiers, cartons et fines). Elles représentent les matières organiques totales (MOT) dans les déchets. Elles varient de 32 à 58% MS (Tableau 61). La teneur en MV la plus importante, près de 48%, est celle des déchets de Médenine, ville ayant la plus importante teneur en fermentescibles. La teneur la moins élevée en MV (34%) est celle des déchets de Djerba, ville dont les déchets contiennent peu de fermentescibles. La teneur moyenne en MV des déchets des cinq villes est de 37%MS.

Tableau 61 : Teneurs en MV des déchets de la zone d'étude

Saison	Villes	MV (%/MS) =MOT
Hiver	Djerba	63,9
	Kairouan	74,9
	Médenine	50,4
	Menzel Bourguiba	61,5
	<i>Moyenne</i>	<i>62,7±10,0</i>
Eté	Djerba	58,6
	Kairouan	63,2
	Médenine	60,8
	Menzel Bourguiba	55,6
	<i>Moyenne</i>	<i>59,5±3,2</i>
Moyennes	Djerba	61,2±3,8
	Kairouan	69,0±8,3
	Médenine	55,6±7,3
	Menzel Bourguiba	58,6±4,2
<i>Moyenne des déchets de la zone d'étude</i>		<i>61,1±5,7</i>

II.2.3 Matières Organiques Oxydables dans les fractions fines

La fraction fine contribue à une part importante des fermentescibles d'où l'intérêt d'une étude plus poussée de cette fraction. L'évaluation de la teneur en MV de cette fraction est complétée par une étude de sa part en MOO suite à l'oxydation par l'eau de javel (Tableau 62). Cette teneur varie entre 8 et 69%MS. La teneur la plus faible est mesurée pour les déchets de Djerba (11%) alors que la teneur la plus élevée est observée au niveau des déchets de Médenine. Les teneurs en MOO des déchets des villes de Kairouan et de Menzel Bourguiba sont respectivement de 14 et 12%. Ces teneurs correspondent aux fractions oxydables chimiquement (par le chlore) et donc facilement mobilisables lors de la dégradation biologique des déchets. Ils diffèrent d'un déchet à un autre selon les caractéristiques intrinsèques de la fraction fine. La teneur élevée en MOO à Médenine (48%) peut être expliquée par la teneur importante de déchets organiques dans cette fraction en provenance des activités d'élevage d'animaux de fine granulométrie introduits dans les poubelles. Toutefois cette valeur est très proche de la teneur en MV (49%) qui laisse supposer une surestimation de la teneur en MOO suite à l'attaque d'éléments non organiques tels que l'aluminium provenant à titre d'exemple de l'aluminium destiné à utilisation alimentaire.

Tableau 62 : Caractéristiques physico-chimiques des fractions fines des déchets de la zone d'étude

<20 mm	Villes	MV = MOT % (/MS)	MOO % (/MS)
Moyenne	Djerba	41±2	11±4
	Kairouan	60±11	13±1
	Médenine	49±12	47±30
	Menzel Bourguiba	50±6	12±4
<i>Moyenne des déchets de la zone d'étude</i>		<i>50±10</i>	<i>21±20</i>

Les compositions moyennes détaillées des fractions fines des déchets de la zone d'étude sont présentées à la Figure 54.

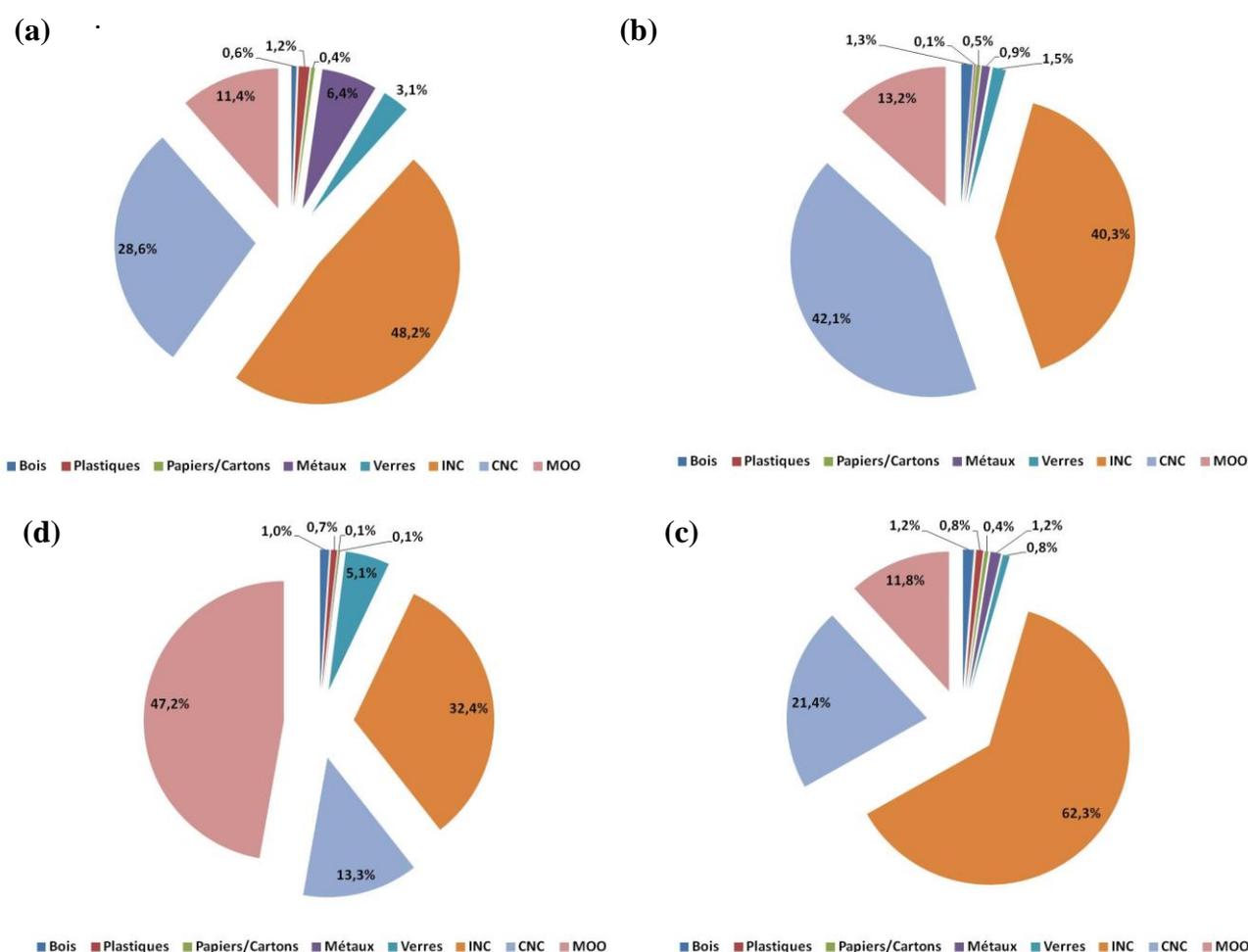


Figure 54 : Compositions détaillées des fractions fines des déchets de la zone d'étude (a) : Djerba, (b) : Kairouan, (c) : Médenine, (d) : Menzel Bourguiba

Les inertes à l'oxydation chimique des fractions fines sont composés principalement d'INC et de bois pour les quatre déchets étudiés. Les taux de papiers et de cartons sont très faibles mais leur présence indique une oxydation chimique incomplète, probablement, à cause de la concentration faible de l'eau de javel utilisée.

II.2.4 Conclusion

Les paramètres identifiés pour ces campagnes hivernales et estivales sont principalement la composition et la répartition par taille des déchets ainsi que certaines caractéristiques physico-chimiques tels que l'humidité, la teneur en matière organique totale (MOT) représentée par MV ainsi que la teneur en matière organique oxydable (MOO) des éléments fins des déchets.

Les campagnes de caractérisation hivernales et estivales au niveau des villes ont été réalisées de la même manière, selon le MODE français de Caractérisation des Ordures Ménagères (MODECOM), dans le but de minimiser les sources d'erreur. C'est ainsi que l'impact des variations saisonnières et géographiques sur les caractéristiques des déchets de point de vue qualitatif peuvent ou non être mises en évidence.

Les travaux de caractérisation granulométrique des déchets ont montré une dominance de la fraction moyenne des déchets des villes de Kairouan, de Menzel Bourguiba, de Djerba et de Sfax. La ville de Médenine a fait l'exception lors de la campagne hivernale avec une fraction fine qui est représentée par près de 50%. Ce pourcentage, quoique ayant diminué, est resté élevé pour les déchets de la campagne de caractérisation estivale. Cette dominance de la fraction fine est due à la collecte des déchets d'élevage d'animaux avec les déchets ménagers. Cette activité est pratiquée dans la plupart des ménages de la ville de Médenine. Les compositions moyennes détaillées hivernales et estivales des déchets montrent une dominance des putrescibles avec des moyennes proches pour les deux saisons et pour toutes les villes. Les parts des catégories recyclables telles que les plastiques ont légèrement augmenté en été. En moyenne, les déchets caractérisés contiennent près de 38% de putrescibles, 12% de plastiques avec une dominance des plastiques en films, 9% de papiers et de cartons et 18% de fines. Les autres catégories sont moins représentées.

La présentation de ces catégories en trois grandes catégories (fermentescibles, recyclable et autres) permet une vue d'ensemble dévoilant les caractéristiques majeures des déchets caractérisés. Ainsi, les déchets caractérisés sont à forte teneur en fermentescible composés de déchets putrescibles, de papiers, de cartons et de fines.

Les teneurs d'humidité moyennes montrent une diminution de ce paramètre de l'hiver à l'été avec une teneur moyenne de 50% pour les deux saisons. Cette diminution de la teneur en eau est généralement attribuée à une baisse de la part des fermentescibles dans les déchets, source principale d'humidité. La teneur moyenne en MV déterminée à partir de celles des catégories biodégradables est de 44%MS. Les résultats de l'essai de l'attaque au chlore sur les fractions fines montrent des teneurs proches sauf pour les déchets de la ville de Médenine présentant une forte teneur en Matière Organique Oxydable par rapport aux fractions fines des déchets des autres villes. Cette part importante de matière organique oxydable chimiquement et donc facilement biodégradable est justifiée par l'introduction des éléments fins des déchets d'élevage dans cette fraction.

Globalement, il s'est avéré que les déchets tunisiens sont toujours dominés par les fermentescibles. Ces résultats corroborent les résultats de 1996 mais avec des teneurs

beaucoup moins élevées. Leur humidité a également baissé et elle n'est que de 50% avec des teneurs élémentaires parfois très faibles comme pour la ville de Médenine.

Ces résultats constituent une base de données et un outil d'aide à la décision, indispensable à toute étude s'intéressant à la gestion des déchets ménagers en Tunisie. Les variations saisonnières n'ont que faiblement modifié les caractéristiques générales des déchets étudiés tandis que les modifications les plus nettes ont été observées entre les déchets des différentes villes.

II.3 Application de la méthode de caractérisation aux déchets de Sfax

L'étude des spécificités des déchets tunisiens a montré une variabilité significative en fonction des villes de la zone d'étude. La mise en place des andains expérimentaux pour la ré-application des indicateurs de stabilisation, précédemment, identifiés, a été précédée par une étude approfondie des caractéristiques du déchet de la ville de Sfax par le biais des campagnes saisonnières de caractérisation et d'une étude plus poussée de la fraction fine *via* les TL.

Ainsi trois campagnes de caractérisation de type MODECOM ont pu être réalisées à trois périodes de l'année : au mois de mars de l'année 2009, au mois de décembre de la même année et au mois de juillet de l'année 2010.

II.3.1 Composition globale des déchets

Le Tableau 63 présente la répartition par catégories déterminée pour les trois campagnes d'échantillonnage. L'écart le plus important observé est celui de la catégorie des putrescibles dont la teneur varie entre 53 et 28%MB selon les saisons. La teneur moyenne de cette catégorie s'élève à 38%.

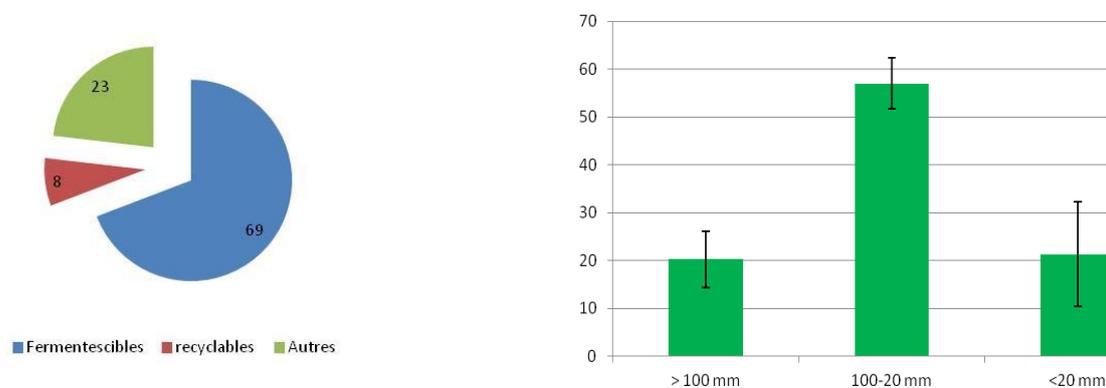
En moyenne, les catégories les plus importantes sont les putrescibles suivis par les fines, respectivement en moyenne 38,4 % et 21,6%. La part des plastiques est estimée à 11% des déchets avec une majorité de plastiques non recyclables confirmant une bonne récupération des plastiques recyclables au moyen de la collecte rémunérée.

Tableau 63 : Répartition par catégories des déchets de Sfax caractérisés au cours des 3 campagnes

% /MB	Mars 2009	Décembre 2009	Juillet 2010	Moyenne \pm écartype
1. Putrescibles	27,5	35,0	52,7	38,4 \pm 12,9
2. Papiers	5,7	3,2	3,4	4,1 \pm 1,4
3. Cartons	4,9	4,2	6	5,0 \pm 0,9
4. Composites	1,9	2,1	2,1	2,0 \pm 0,1
5. Textiles Vestimentaires	7	7,0	4,3	6,1 \pm 1,6
6. Textiles Sanitaires	6,3	4,3	3,5	4,7 \pm 1,4
7.1 Plastiques films	5,2	10,7	8,7	8,2 \pm 2,8
7.2 Plastiques durs	3,7	1,8	3,3	2,9 \pm 1,0
8. CNC	1,6	2,9	1,5	2,0 \pm 0,8
9. Verres	1,5	1,2	1,1	1,3 \pm 0,2
10. Métaux	1,6	1,5	1,3	1,5 \pm 0,2
11. INC	1,3	1,1	1,6	1,3 \pm 0,3
12. DMS	0,5	1,3	0,6	0,8 \pm 0,4
13. fines	31,3	23,6	9,9	21,6 \pm 10,8
Total	100,0	100,0	100,0	100,0

La répartition par grandes catégories des déchets de Sfax établie à partir des trois caractérisations est présentée à la Figure 55. La répartition par grandes catégories met en évidence une dominance de la fraction fermentescible (69%) potentiellement biodégradable composée de putrescibles, de papiers, de cartons et de fines ainsi qu'une faible part des recyclables (8%). Finalement seulement près de 23% des déchets arrivant à la décharge contrôlée sont non valorisables.

La répartition par granulométrie montre une dominance de la fraction moyenne dont la granulométrie est comprise entre 20 et 100 mm.


Figure 55 : Répartition des déchets par grandes catégories (a) et par classes granulométriques (b)

II.3.2 Caractérisation physico-chimique : H%, MV% et MOO%

Le taux d'humidité moyen calculé à partir des taux d'humidité mesurés des différentes catégories lors des trois campagnes est de $44 \pm 8\%$ (Tableau 64).

Tableau 64 : Teneurs en humidité et en MV des déchets

	Mars 2009	Décembre 2009	Juillet 2010	Moyenne
H (%MB)	38,1	39,8	52,9	$43,6 \pm 8,1$
MV (%MS)	64,6	66	60,9	$63,8 \pm 2,6$

La plus faible teneur est enregistrée pour la campagne du mois de mars (38%) dont la part de putrescibles est la plus faible (27%) alors que la valeur la plus élevée est enregistrée pendant la période estivale (53%) dont les déchets sont dominés par les putrescibles (53%).

La teneur en matière volatile, MV est déterminée pour les putrescibles, les papiers, les cartons, les composites, les plastiques, les CNC et les fines. La teneur en MV moyenne sur les trois caractérisations est de $64 \pm 3\%$ MS.

Les fractions fines des déchets des trois campagnes de caractérisation ont été étudiées d'une façon plus approfondie par la détermination de leurs teneurs en MOO traduisant leurs parts en MO réactive et par l'évaluation de leurs potentiels de relargage. En effet, ces fractions disposent d'une surface spécifique très importante leur permettant de mobiliser le plus de pollution au cours du prétraitement. Par ailleurs, leur part dans les déchets globaux varie de 10% à 31% et dans la fraction des fermentescibles (putrescibles, papiers, carton, et fines) de 14% à 45%.

II.3.3 Etude physico-chimique des fractions fines

II.3.3.1 Teneurs en MV et en MOO

La matière organique oxydable déterminée par l'essai de l'attaque au chlore a montré la concentration de la fraction non oxydable vis-à-vis celle oxydable (Tableau 65). Les fractions fines sont caractérisées par une teneur moyenne en MV d'environ 49% et d'une teneur en MOO de près de 13%. La variation de la teneur en MOO en fonction de celle en MV n'est pas significative.

Tableau 65 : Matières volatiles et oxydable dans les fines

	Mars 2009	Décembre 2009	Juillet 2010	Moyenne
MV (%MS)	45	55,4	45,2	$48,5 \pm 5,9$
MOO (%MS)	17,1	13,8	8,0	$13,0 \pm 4,6$

La Figure 56 présente les résultats de l'attaque au chlore sur les fractions fines des déchets de Sfax.

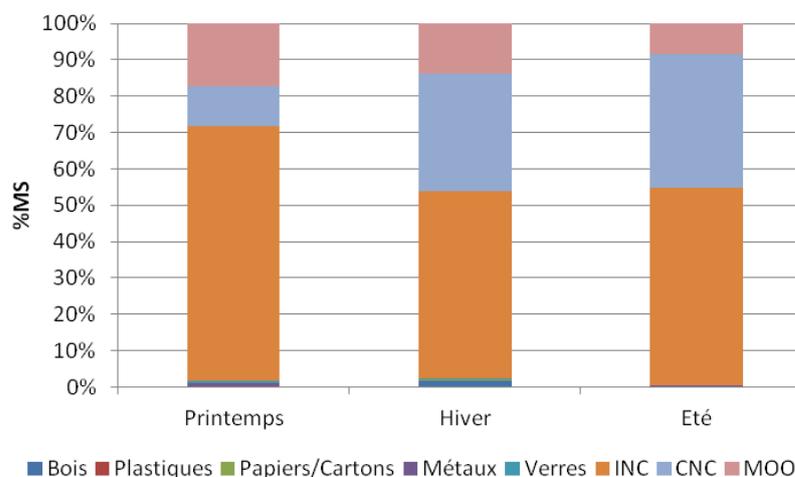


Figure 56 : Compositions détaillées des fractions fines des déchets de Sfax (en %MS)

Les fractions résistantes à l'oxydation des déchets de Sfax caractérisés au cours des 3 campagnes sont dominées par les INC et les verres. Le bois est présent à de faibles teneurs. Les catégories de plastiques et de papiers/cartons sont absentes.

La caractérisation de la fraction fine a été complétée par une évaluation du potentiel de relargage par le biais des tests de lixiviation présentés précédemment. Les tests sont appliqués sur la fraction fine des déchets du mois de mars et de décembre pour le TL avec renouvellement pendant 168 heures et 120 heures, respectivement et sur la fraction fine des déchets caractérisés au mois de juillet pour les TL sans renouvellement pendant 120 heures.

II.3.3.2 Potentiel de relargage

L'ensemble des résultats des caractérisations des éluats des trois TL sur les fractions fines de mars, de décembre et de juillet est résumé au Tableau 66 et au Tableau 67.

Tableau 66 : Caractérisation des éluats du TL sans renouvellement sur la fraction fine (juillet)

Phases	Type d'analyse	Paramètres	Unités	TL sans renouvellement -H-				
				24	48	72	96	120
Eluats	Paramètres globaux	pH	u.pH	7,14	7,17	6,9	6,62	6,69
		χ	mS/cm	5,4	5,5	5,6	5,7	6,0
		TAC	g/L	0,4	0,4	0,5	0,5	0,7
		AGV	g/L	0,8	0,7	1,3	1,2	1,3
	Pollution organique	DCO (mg/L)	mgO ₂ /L	9160	6083	4264	3981	3314
		COD	mgC/L	2807	3239	2293	3204	3226
		DBO ₅	mgO ₂ /L	760	840	820	1100	700
		NTK (g/L)	g/L	196	280	168	154	196
		Abs UV à 254 nm	DO	13	13	11	12	12
		SUVA	L/cm/gC	5	4	5	4	4
	Fractionnement de la MO	AH*	%	1	2	2	3	2
		HPO*	%	22	23	24	25	25
		HPI*	%	43	45	49	48	51
		TPH*	%	34	30	25	24	22
	Ciel gazeux	Volume	mL/kgM S	0,8	3,2	6,5	9,2	15,3
		O ₂	%	13,5	10,5	3,7	4,9	1,5
CO ₂		%	3,4	9,3	13,1	15,4	19,8	
CH ₄		%	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	
N ₂		%	83,1	80,3	83,0	79,6	78,6	
Solide	MV	% /MS	46	37	45	32	46	
	AH*	%	7,3	8,4	11,9	8,1	9,7	
	AF*	%	27,8	25,4	30	33,9	22	
	AH*/AF*	-	0,3	0,3	0,4	0,2	0,4	

Tableau 67 : Caractérisation des éluats des TL avec renouvellements (fractions fines de mars et de décembre)

Types d'analyse	Paramètres	Unités	TL avec renouvellement -H-						TL avec renouvellement -H-					
			24	48	72	96	120	144	168	24	48	72	96	120
Paramètres globaux	pH	u.pH	7,22	7,04	6,81	7,36	7,27	7,4	7,09	6,7	7,29	7,39	7,51	7,51
	χ	mS/cm	6,5	2,7	1,4	0,7	0,5	0,5	0,5	5,8	1,1	0,4	0,4	0,4
	TAC	g/L	0,72	0,40	0,28	0,19	0,13	0,09	0,08	0,80	0,18	0,20	0,18	0,14
	AGV	g/L	1,02	0,16	0,10	0,07	0,04	0,04	0,02	1,25	0,12	0,14	0,08	0,09
Charge polluante	DCO	mg/L	6500	998	458	285	155	80	65	9049	2062	580	241	201
	COD	mg/L	2826	420	220	193	118	82	50	3558	620	388	226	196
	DBO ₅	mg/L	475	208	250	80	70	35	10	480	720	180	70	50
	NTK	mg/L	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	182	42	42	98	56
	Abs UV à	DO	12,9	2,1	1,0	0,9	0,8	0,7	0,7	13,0	2,7	1,3	0,9	0,7
	SUVA	L/cm/g	5	5	5	5	7	9	14	4	5	6	5	5
Fractionnement de la MO	AH*	%	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	2	2	4	4	5
	HPO*	%	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	22	24	22	23	20
	HPI*	%	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	42	44	49	49	53
	TPH*	%	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	34	30	25	24	22

Les paramètres relatifs à la pollution relarguée après 24 heures de mise en contact des trois fractions fines présentent des valeurs très proches (pH, χ , COD, DCO, DBO₅, AbsUV à 254 nm, TAC et AGV) indiquant une faible variabilité des composants chimiques de cette fraction ainsi qu'un fort potentiel de pollution organique. Le pH des solutions d'élution est proche de la neutralité avec des valeurs oscillants entre 6,7 et 7,2. Les conductivités mesurées sont très proches avec une moyenne de $5,9 \pm 0,6$ mS/cm. Les valeurs de ces paramètres sont différentes des valeurs déterminées par Segbeaya et al., (2012) ayant étudié les caractéristiques physico-chimiques des fractions fines de deux gisements différents d'OM à Kara (Togo) par le biais du TL de 120H sans renouvellement (pH entre 6,5 et 6,9, χ entre 1,04 et 2,9 mS/cm). Les différences entre les valeurs peuvent être expliquées par la présence d'une plus importante part de minéraux dans les fractions fines des déchets de Kara ($23\% < MO < 27\%$) comparées aux fractions fines des déchets de Sfax (49%).

Les indicateurs de biodégradabilité et d'aromaticité sont très proches avec une moyenne de 5 ± 1 L/cm/g-C pour le SUVA indiquant une très faible aromaticité de composés organiques et une moyenne de $0,07 \pm 0,02$ pour le ratio DBO₅/DCO indiquant, également, la présence de composés organiques facilement biodégradables.

Les concentrations en AGV sont initialement proches et leur remobilisation au cours des deux TL avec renouvellement (Tableau 67) dépend uniquement du lessivage suite aux renouvellements successifs des solutions délutions. Ainsi leurs concentrations respectives au cours des TL conduits sur les fractions fines de mars et de décembre diminuent et passent de 1,02 g/L et de 1,25 g/L après 24 heures de lixiviation à 0,04 g/L et 0,8 g/L après 168 et 120 heures de lixiviation. Au cours du TL sans renouvellement, cette teneur en AGV augmente au cours du test notamment après 48 heures de lixiviation et passe de 0,8 g/L à 1,3 g/L. Cette augmentation peut être expliquée par une production d'acides organiques suite à la reprise de l'activité biologique au sein des flacons des TL après 24 heures de mise en contact comme le montrent les mesures effectuées sur le biogaz.

La matière organique extraite après 120 heures de lixiviation sans renouvellement est principalement constituée de composés de type hydrophile (51%) indiquant un très faible degré d'humification des fractions fines des déchets frais (Tableau 66).

La durée du TL n'a pas permis de mettre en évidence une réelle modification de la composition des molécules organiques remobilisées, suite au renouvellement de la solution d'élution, comme Parodi et al., (2010) ont pu montrer sur des TL de 336 heures. Les résultats de fractionnement des molécules organiques remobilisée à partir des fractions fines par le biais des TL avec renouvellement conduit pendant 120 heures montrent, ainsi, une libération de composés légèrement plus aromatiques et hydrophobes au fil des changements de la solution d'élution comme en témoigne l'indice SUVA qui augmente de peu au cours du TL et passe de 5 L/cm/gC à 8 L/cm/gC après 168 heures de lixiviation et de 4 L/cm/gC à 5 L/cm/gC pour le TL de 120 heures (Tableau 67).

L'indice SUVA déterminé pour les fractions fines lixiviés pendant 120H sans renouvellement (4 L/cm/g-C) est égal à celui déterminé par Segbeaya et al., (2012) pour les fractions fines et au cours d'un TL similaire.

Le TL sans renouvellement conduit sur une durée de 120 heures a mis en évidence, par le biais de la mesure de la production (15, 3 mL/KgMS) et de la composition du biogaz produit (20%CO₂), une reprise de l'activité biologique au sein des fractions fines témoignant de leur caractère biodégradable. Cette activité est responsable de la consommation de l'O₂ présent initialement dans les flacons du TL et de la diminution de sa part au profit du CO₂ rejeté. Toutefois, cette reprise de l'activité biologique semble ne pas avoir une incidence significative sur la qualité des composés organiques relargués, probablement, à cause de la durée du test. Les valeurs déterminées pour les fractions fines concernant la production de biogaz sont proches de celles déterminées par Segbeaya (2012) avec des productions variant entre 13,5 mL/kgMS et 28,8 mL/kgMS et un pourcentage de CO₂ compris entre 4 et 19%.

Enfin, le suivi des caractéristiques de la phase solide au cours du TL (%AF*, %AH*, %MV) ne permet pas de tirer des conclusions pertinentes sur la quantité de matières organiques extraites et ne paraît pas nécessaire lors de la conduction des TL.

Connaissant les caractéristiques des déchets produits dans la ville de Sfax, deux andains pilotes sont mis en place afin d'expérimenter le procédé de prétraitement des déchets par dégradation aérobie tout en appliquant les principaux indicateurs de stabilisation validés au cours de l'étude réalisée sur les déchets d'Alv̄ool.

II.4 Résultats de l'essai pilote de prétraitement des déchets à Sfax (Tunisie)

II.4.1 Suivi des paramètres (H% et Te) des andains expérimentaux

Les tas expérimentaux ont été arrosés différemment : le tas (A1) a été humidifié par des apports fréquents en eau potable alors que le tas (A2) a été arrosé à la même fréquence par des eaux de sortie de la STEP. En effet, les températures très élevées (32°C en moyenne) aux mois de juillet et la très faible pluviométrie (une moyenne de 2 mm), correspondant au premier mois de la dégradation des andains, nécessitent d'arroser fréquemment les andains en cours de traitement. La substitution de l'eau de réseau par une eau traitée (8,2<pH<8,3, CE ≈ 3mS/cm, 176 mg/L <DCO<216 mg/L, 43 mg/L<MES<70 mg/L, 55 mg/L <DBO₅<95 mg/L, 44 mg/L <Cl⁻<532 mg/L). La caractérisation de l'eau de STEP montre que l'eau épurée ne répond pas aux normes en vigueur (MES= 30 mg/L, DCO= 90 mg/L et DBO₅= 30 mg/L). Toutefois, une hypothèse d'un apport de micro-organismes dans l'eau de la STEP accélérant la mise en place des conditions optimales de dégradation des déchets peut être émise.

La

Figure 57 présente l'évolution des paramètres de suivi de la dégradation aérobie des déchets. Le tas (1) et le tas (2) représentent, respectivement, le tas arrosé au cours du procédé par l'eau du réseau et le tas arrosé par l'effluent de sortie de la station d'épuration des eaux usées d'Aguareb utilisée fréquemment sur la décharge d'Aguareb pour l'arrosage des plantations.

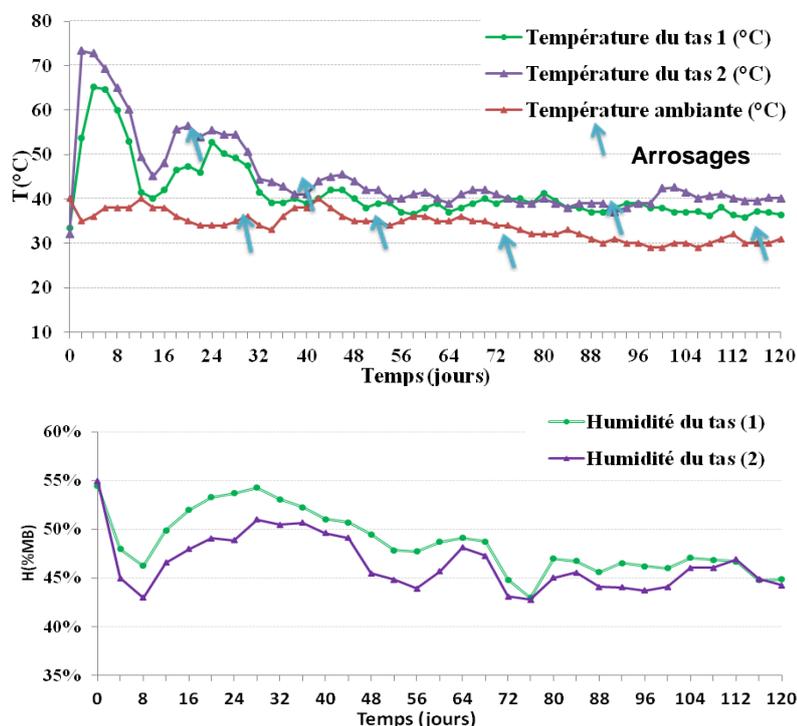


Figure 57 : Evolution des paramètres de suivi (T° et H) pendant toute la durée du traitement

Globalement, il semble que les courbes de température observées pour les deux andains ont la même allure que les courbes théoriques avec une présence de durées différentes des trois phases de dégradation à savoir la phase mésophile, la phase thermophile et la phase de maturation (Leclerc, 2001).

La phase mésophile apparaît très brève (près de quatre jours) alors que la phase thermophile dure plusieurs semaines indiquant une biodégradabilité élevée des déchets dégradés, initialement, par les bactéries et les champignons et à la suite par les micro-organismes thermo-résistants (les bactéries).

L'augmentation de la température des deux andains est observée simultanément au bout de moins d'une semaine (4 jours) du début du traitement en raison de la présence d'une importante part de putrescibles. Cette montée en température (72°C), consécutive de la génération d'une forte production de chaleur, par les activités microbiennes, a entraîné rapidement une diminution de la teneur en eau des déchets qui a été compensée par des arrosages fréquents. Une deuxième montée en température des déchets, moins importante que la montée du départ, a été enregistrée au bout de deux semaines de dégradation aérobie. Cette dernière montée de température a été engendrée par un retournement permettant de mettre à disposition des microorganismes les substrats pas encore dégradés suite aux retournements des andains. En effet, les retournements et les arrosages contribuent à la reprise de l'activité microbienne et donc à la continuation de la phase thermophile (Francou, 2003 ; Eklind & Kirchmann, 2000a).

Les retournements effectués après près de 5 semaines de mise en andain n'entraînent plus une montée en température indiquant la fin de la phase de fermentation chaude des déchets et une entrée en maturation indiquant une diminution de la quantité de matières organiques facilement dégradables et provoquant, ainsi, un ralentissement de l'activité microbienne. La chaleur générée par la dégradation, assurée par des micro-organismes mésophiles, est alors inférieure aux pertes dues aux échanges surfaciques et à l'évaporation, entraînant un refroidissement du compost (Leclerc, 2001). Cette dernière phase de la dégradation microbienne est caractérisée par une prédominance du processus d'humification et de dégradation lente des composés plus complexes.

Les températures enregistrées pour le tas (2) sont, tout au long du procédé de stabilisation, plus élevées que celles du tas (1) indiquant, vraisemblablement, une plus forte activité biologique de dégradation.

Les teneurs en eau mesurées sur les échantillons prélevés à partir des deux tas montrent que les déchets du tas (2) sont légèrement plus secs que ceux du premier tas probablement à cause de la présence d'une plus importante quantité de matières facilement biodégradables au niveau de cet andain malgré des volumes similaires (4,5 m³). En effet, il a été montré que l'importance de l'élévation de température et son maintien sont liés à la masse de compost, en raison de l'inertie thermique (Petiot & de Guardia, 2004).

Les températures enregistrées pour le tas (2) sont, tout au long du procédé de stabilisation, plus élevées que celles du tas (1) indiquant, vraisemblablement, une plus forte activité biologique de dégradation due à :

- une présence plus importante de matières facilement biodégradables suite à l'hétérogénéité des tas,
- à un apport de MO soluble et donc rapidement biodégradable dans les eaux traitées de la STEP que la biomasse en place a dégradé rapidement,
- à un apport de micro-organismes par les eaux de la STEP qui sont en phase avec celle en place impliquant une accélération des réactions biologiques de la dégradation dans le cas du tas (2).

II.4.2 Evolution de la composition des andains expérimentaux

La transformation macroscopique des déchets a été suivie par des caractérisations de types MODECOM réalisées sur les deux andains à 7 jours, à 36 jours et à 120 jours du début du prétraitement. Les compositions initiales des déchets (à t=0) n'ont pas pu être déterminées ; la première caractérisation a eu lieu après une semaine de traitement. La composition initiale des déchets stabilisés considérée comme référence est celle de la campagne de caractérisation de juillet 2010 en considérant une faible hétérogénéité des gisements considérés (Tableau 68).

Le Tableau 69 et le Tableau 70 présentent les résultats des caractérisations des déchets des andains (1) et (2), respectivement après 7 jours de traitement aérobie. Les déchets présentent des compositions différentes de celles des déchets frais caractérisés en été en raison

d'un début de traitement de dégradation mais aussi en raison d'un gisement différent. Toutefois, les résultats présentés par classe granulométrique montrent des similarités entre les déchets de Sfax en juillet 2010, les déchets des deux andains avec une dominance des fractions moyennes présentant 63%, 68% et 58% des déchets de juillet 2010, de l'andain (1) et de l'andain (2), respectivement. Les fractions fines sont les moins représentées pour les trois déchets (juillet 2010, A1 et A2) avec des taux respectifs de 10%, 13% et 16% des masses totales. Les deux déchets ayant subits un traitement de 7 jours (A1 et A2) ont des teneurs en fractions fines plus élevées que ceux frais, probablement, à cause d'un début de dégradation des fractions moyennes putrescibles. Les taux des fractions fines ont augmenté au cours du procédé jusqu'à atteindre des valeurs de 56 et 57% de l'ensemble des déchets à la fin du suivi.

Tableau 68 : Composition détaillée des déchets de Sfax, juillet 2010

Par granulométries	Sfax Juillet 2010		
>100 mm	24,4		
20-100 mm	63,0		
< 20 mm	9,6		
Total	100,0		
Par catégories	>100 mm	20-100 mm	Moyenne
1. Putrescibles	16,8	74,6	52,7
2. Papiers	0,4	5,1	3,4
3. Cartons	23,8	0,0	6,0
4. Composites	3,7	1,8	2,1
5.1. Textiles vestimentaires	10,8	2,4	4,3
5.2. Textiles sanitaires	9,9	1,6	3,5
6.1. Plastiques - films	12,8	8,4	8,7
6.2. Plastiques - durs	10,8	0,9	3,3
7. CNC	4,4	0,6	1,5
8. Verres	1,4	1,2	1,1
9. Métaux	2,4	1,1	1,3
10. INC	0,9	2,1	1,6
11. DMS	1,9	0,1	0,6
12. <20 mm	0,0	0,0	9,9
Total	100,0	100,0	100,0

Les taux globaux de putrescibles sont passés de 24% après 7 jours de traitement à 1% après 120 jours de traitement pour l'andain (1) et de 22% à 3% pour l'andain (2). Les catégories de papiers et de cartons ont diminuées, également, au cours du traitement de près de 84% et de 60% pour les papiers des andains (1) et (2) respectivement et d'environ 71% pour les cartons dans les deux andains et ce entre 7 et 120 jours de traitement. En amont du pré-traitement biologique des opérations d'ouverture des sacs et d'élimination des indésirables tels que les plastiques (globalement d'une granulométrie supérieure à 100 mm), justifient les plus faibles taux de plastiques de granulométrie supérieure à 100 mm dans les

déchets des deux andains (5% pour A1 et 3% pour A2) comparés aux déchets de juillet 2010 (11%).

Tableau 69 : Evolution de la composition des déchets au cours de la stabilisation (Andain 1-A1-)

Par granulométries	7 jours			36 jours			120 jours		
>100 mm	19,8			17,4			15,6		
20-100 mm	67,5			47,8			28,8		
< 20 mm	12,8			34,8			55,6		
Total	100			100			100		
Par catégories	>100 mm	20-100 mm	Moyenne	>100 mm	20-100 mm	Moyenne	>100 mm	20-100 mm	Moyenne
1. Putrescibles	18,8	29,9	23,9	5,7	25,5	13,2	2,6	3,5	1,4
2. Papiers	7,3	5,5	5,1	4,6	2,5	2	3,8	0,7	0,8
3. Cartons	13,5	7,3	7,6	10,3	2,1	2,8	10,3	2,1	2,2
4. Composites	8,3	5,8	5,6	8,0	7,1	4,8	5,1	6,3	2,6
5.1. Textiles vestimentaires	6,3	3,7	3,7	8,0	2,9	2,8	3,8	3,5	1,6
5.2. Textiles sanitaires	11,5	10,7	9,5	11,5	7,5	5,6	6,4	4,9	2,4
6.1. Plastiques - films	8,3	7,0	6,4	10,3	10,5	6,8	12,8	12,5	5,6
6.2. Plastiques - durs	5,2	11,6	8,8	16,1	19,7	12,2	21,8	27,1	11,2
7. CNC	9,4	4,6	4,9	9,2	3,3	3,2	7,7	8,3	3,6
8. Verre	2,1	2,7	2,3	3,4	5,0	3	2,6	4,9	1,8
9. Métaux	1,0	2,4	1,9	2,3	4,6	2,6	3,8	6,3	2,4
10. INC	5,2	8,2	6,6	8,0	7,9	5,2	15,4	19,4	8
11. DMS	3,1	0,6	1,0	2,3	1,3	1	3,8	0,7	0,8
12. <20 mm	0,0	0,0	12,8	0,0	0,0	34,8	0,0	0,0	55,6
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Tableau 70 : Evolution de la composition des déchets au cours de la stabilisation (Andain 2-A2-)

Par granulométries	7 jours			36 jours			120 jours		
>100 mm	25,4			17,2			14,4		
20-100 mm	58,3			53,6			29,0		
< 20 mm	16,3			29,3			56,6		
Total	100			100			100		
Par catégories	>100 mm	20-100 mm	Moyenne	>100 mm	20-100 mm	Moyenne	>100 mm	20-100 mm	Moyenne
1. Putrescibles	23,4	26,9	21,6	12,8	34,5	20,7	1,4	8,3	2,6
2. Papiers	5,5	6,8	5,4	2,1	3,8	2,4	5,6	5,5	2,4
3. Cartons	14,1	6,5	7,3	7,4	1,7	2,2	8,3	2,1	1,8
4. Composites	7,0	4,1	4,2	5,3	6,5	4,4	5,6	7,6	3
5.1. Textiles vestimentaires	8,6	7,1	6,3	9,6	10,2	7,1	6,9	8,3	3,4
5.2. Textiles sanitaires	11,7	9,9	8,7	21,3	6,1	6,9	13,9	4,1	3,2
6.1. Plastiques - films	3,1	7,1	5,0	9,6	9,9	6,9	9,7	10,3	4,4
6.2. Plastiques - durs	7,0	14,3	10,1	9,6	14,3	9,3	15,3	20,0	8
7. CNC	8,6	4,1	4,6	8,5	1,4	2,2	5,6	6,9	2,8
8. Verre	2,3	3,7	2,8	5,3	3,1	2,6	2,8	4,8	1,8
9. Métaux	1,6	1,7	1,4	3,2	3,1	2,2	6,9	7,6	3,2
10. INC	6,3	6,5	5,4	3,2	4,8	3,1	12,5	13,1	5,6
11. DMS	0,8	1,4	1,0	2,1	0,7	0,7	5,6	1,4	1,2
12. <20 mm	0,0	0,0	16,3	0,0	0,0	29,3	0,0	0,0	56,6
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

II.4.3 Caractérisation physico-chimique des déchets

II.4.3.1 Matières volatiles

Les taux de MV sont déterminés sur les déchets broyés ainsi que sur les fractions fines des déchets des deux andains (Figure 58).

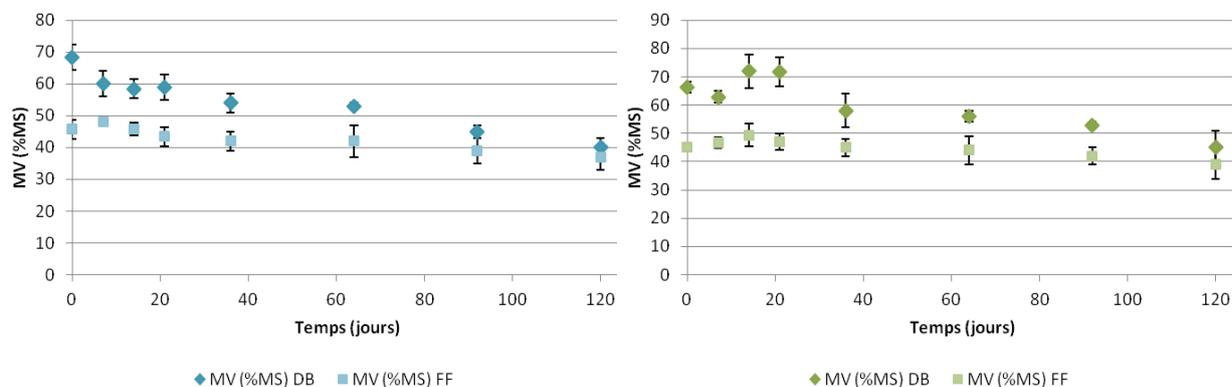


Figure 58 : Teneurs en MV des déchets bruts et des fractions fines des andains 1 (a) et 2 (b)

Les teneurs en MV (%/MS) des deux andains, sont initialement proches et sont de 68% et 66% dans les déchets bruts pour les andains (1) et (2), respectivement, et de 46% pour les fractions fines des déchets des deux andains. Les teneurs finales en MV sont bien inférieures à celles initiales et sont de 40% et 45% dans les déchets bruts des deux andains (1) et (2), respectivement, et de 37% et 39% dans leurs fractions fines. Le prétraitement de 4 mois a donc permis un abattement de la matière organique totale d'environ 41% pour le premier andain et de près de 32% pour le deuxième andain. Cette différence d'abattement peut être expliquée par une présence plus importante de MO récalcitrante à la dégradation dans les déchets du deuxième tas.

Une augmentation au cours des 20 premiers jours du prétraitement de la teneur en MV dans les déchets bruts a été observée et laisse supposer une phase d'hydrolyse plus longue et donc une dégradation plus lente des déchets dans le cas d'un arrosage avec une eau traitée. Ainsi, l'ajout de l'eau traitée peut avoir, contrairement à un effet accélérateur de la dégradation, un effet retardateur de la dégradation des déchets soit par un apport de biomasse qui est en opposition avec celle en phase soit par un apport de MO soluble que la biomasse est en train de dégrader au lieu de la dégradation de la MO contenue dans le déchet solide. En effet Berthe (2006) a montré que l'accélération de la production de biogaz dans le cas de l'exploitation de la décharge en bioréacteur n'est pas signe d'une meilleure dégradation des déchets enfouis. Ainsi cette augmentation de la production de biogaz, dans le cas de la dégradation anaérobie, suite à une activité biologique plus intense peut être liée à un apport de matières organiques solubles dans les lixiviats recirculés impliquant un ralentissement de la dissolution et de la diffusion des composés organiques à partir des déchets et donc un ralentissement de la dégradation des déchets. La Figure 59 schématise la dynamique de la dégradation des andains A1 et A2.

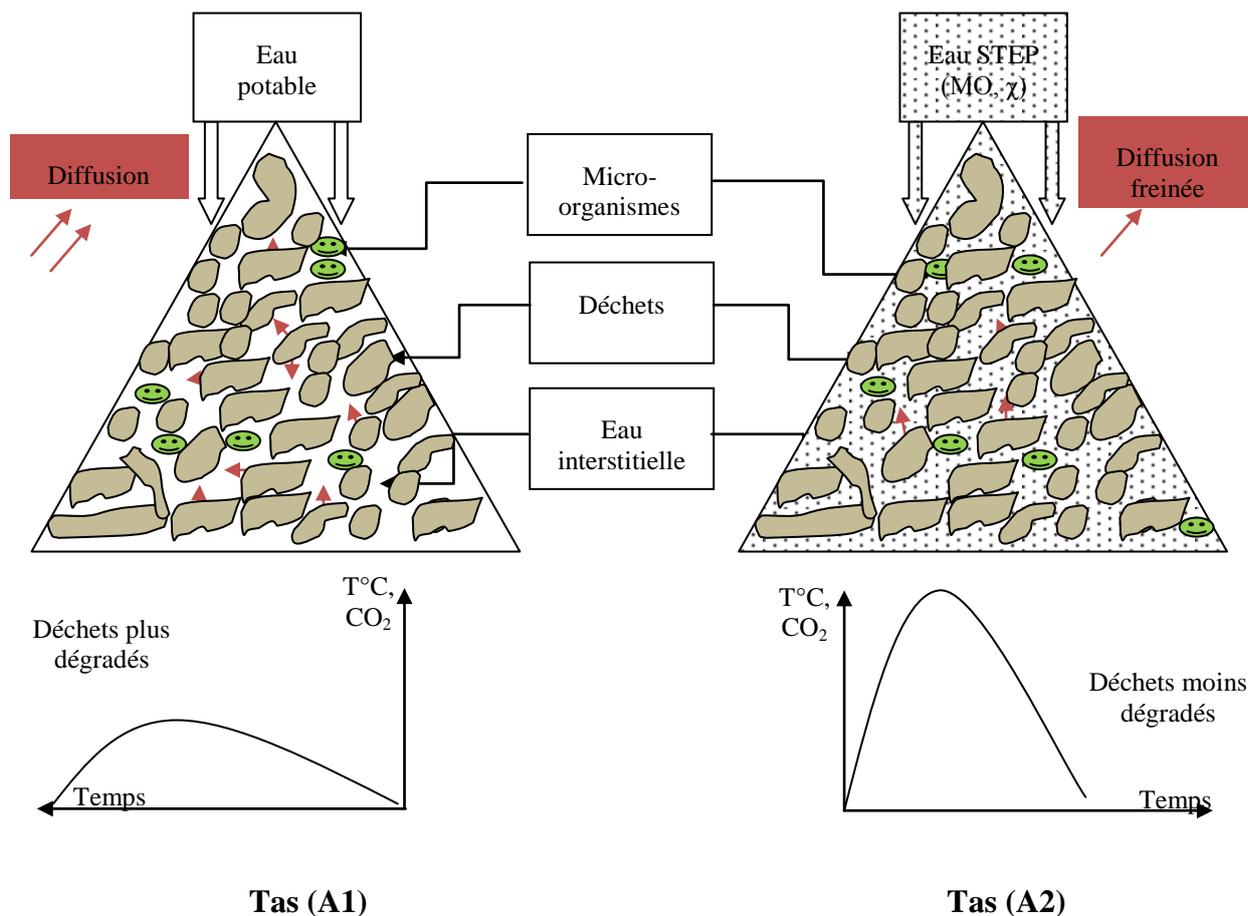


Figure 59 : Schématisation de la dynamique de la transformation des déchets dans les deux tas

Les résultats de la caractérisation physico-chimique et biologique des déchets vont permettre la confirmation ou non de cette hypothèse.

II.4.3.2 Matières organiques oxydables, MOO%

Les mesures de MOO sont déterminées sur 5 échantillons prélevés au cours du procédé de stabilisation (Figure 60). Les mesures de MOO montrent une légère augmentation des teneurs en MOO dans les fines pendant la première semaine de prétraitement pour l'andain (2) et puis une diminution progressive jusqu'à atteindre un taux de 8% en fin du procédé. Ce taux reste légèrement supérieur à celui dans les fractions fines des déchets du premier andain qui est de près de 6%.

Ces teneurs sont proches des teneurs déterminées pour la fraction fine non traitées des déchets de Sfax pour la campagne de caractérisation estivale (8%) qui semble, ainsi, être sous-estimé à cause d'une erreur d'échantillonnage. Les teneurs en MOO déterminées sur les mêmes fractions caractérisées en mars 2009 et en décembre 2010 sont, respectivement, de 17%MS et de 14%MS, valeurs qui se rapprochent plus des teneurs initiales déterminées ($12,6 \pm 0,5\%$ MS).

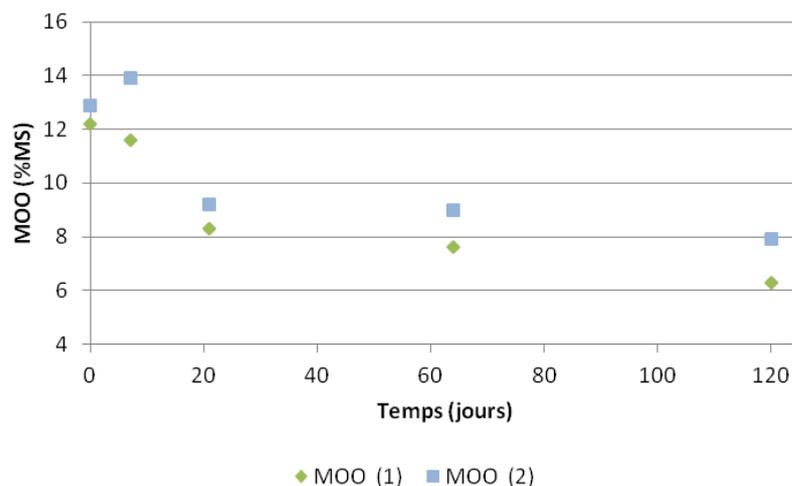


Figure 60 : Evolution des teneurs en MOO des fractions fines des déchets des andains (1) et (2)

Le prétraitement semble avoir diminué la part oxydable et donc facilement biodégradable dans les déchets suite aux réactions biologiques de dégradation et de transformations des MO initiales. Le plus important de cet abattement s’est déroulé pendant les 20 premiers jours du prétraitement, soit pendant la phase de dégradation intensive comme l’illustre le suivi des températures des andains (

Figure 57).

II.4.4 Evolution du potentiel de relargage dans les TL

Les TL sont conduits pendant une durée de 120h sur les déchets broyés au cours du prétraitement. Les analyses sur la phase liquide sont réalisées au bout de 24 heures et de 120 heures de lixiviation. L’évolution de la composition et du volume du biogaz généré au cours du TL est, également, suivie.

II.4.4.1 Paramètres sur la phase liquide

a Paramètres globaux

L’évolution du pH et de la teneur en AGV mesurés dans les éluats de 24 heures et de 120 heures des déchets des deux andains sont présentées dans la

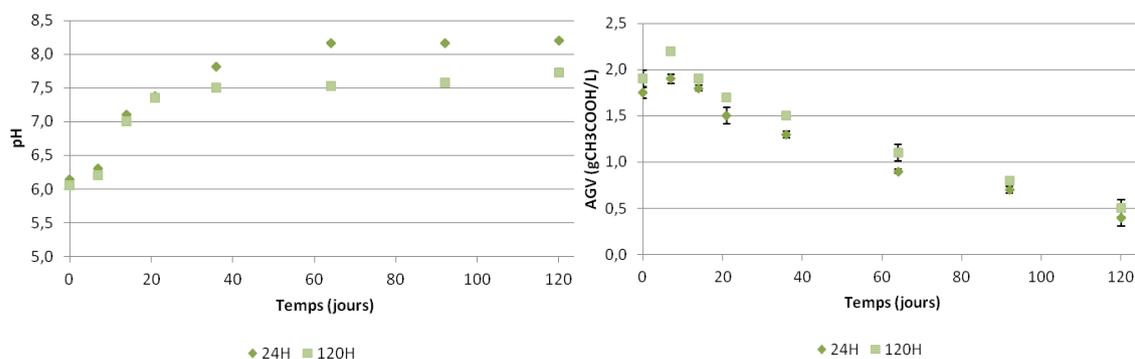


Figure 61 : Evolution du pH et des teneurs en AGV au cours du prétraitement de l'andain A1

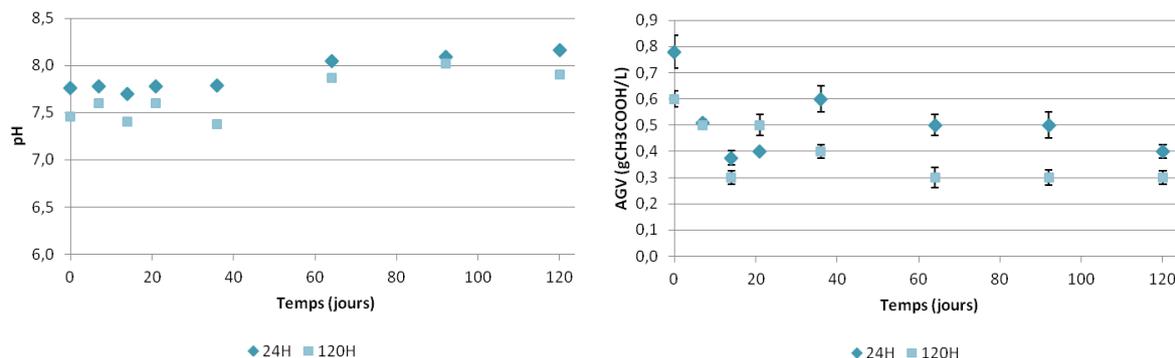


Figure 62 : Evolution du pH et des teneurs en AGV au cours du prétraitement de l'andain A2

Les mesures de pH des éluats des déchets prélevés à partir de l'andain (1) montrent une acidité ($\text{pH} \approx 6$) au départ qui devient neutre, proche de 7, au bout des deux premières semaines de prétraitement. Les valeurs du pH continuent à augmenter progressivement en fonction du temps du traitement jusqu'à se stabiliser autour de 8 (Figure 61). Les valeurs de pH mesurées sur les éluats de 120 heures sont légèrement inférieures à celles mesurées sur les éluats de 24 heures, vraisemblablement, à cause d'une reprise de l'activité biologique de dégradation au cours du test de lixiviation. Les teneurs en AGV montrent une légère augmentation suite à la libération d'acides organique au cours de la stabilisation (2,2 g/L) puis une diminution progressive au cours du temps témoignant une consommation des acides organiques libérés par les populations microbiennes. Les teneurs en AGV des éluats de 120 heures sont légèrement supérieures à celles mesurées sur les éluats de 24 heures confirmant l'hypothèse d'une reprise de l'activité biologique au sein des flacons des TL.

Les mesures de pH des éluats des déchets prélevés à partir de l'andain (2) sont, initialement, autour de la neutralité ($\text{pH} \approx 7,8$). Cette valeur plus élevée que celle observée sur les éluats des déchets de l'andain (1) peut être expliquée par l'utilisation de l'eau traitée dont le pH varie entre 7,1 et 7,95. En effet, les premiers prélèvements ont eu lieu au fur et à mesure de la constitution des andains et de leur arrosage étant donné les températures ambiantes très élevées au mois de juillet 2011.

Les teneurs en AGV relargués à partir de ces déchets sont plus faibles que les quantités relarguées dans le cas de l'arrosage avec l'eau de réseau. Elles augmentent au fur et à mesure de la diminution de la fréquence des arrosages avec l'eau traitée destinée à l'irrigation puis diminuent progressivement au cours du traitement à partir de la semaine 36 (Figure 62). Ce constat nous mène à supposer un effet d'équilibre entre les déchets et l'eau traitée de la STEP limitant le phénomène de diffusion. Des TL en utilisant l'eau d'arrosage comme éluant permettraient de mieux étudier le comportement du déchet de l'andain 2.

Les mesures de conductivité et de TAC sont présentées à la Figure 63.

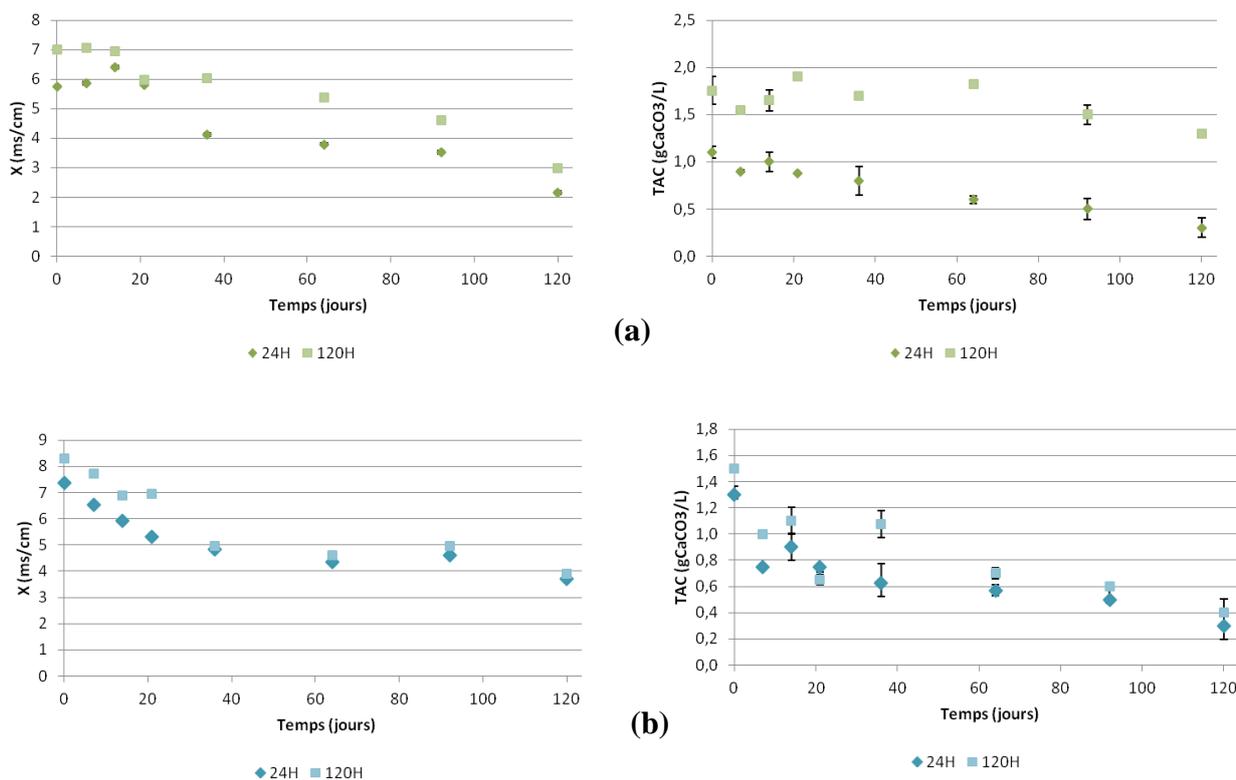


Figure 63 : Conductivité et TAC dans les éluats des déchets des andains humidifiés avec l'eau du réseau (a) et avec l'eau traitée (b)

Les mesures de conductivité montrent dans les éluats des TL des déchets des deux andains une pollution initiale importante de déchets frais avec des teneurs plus élevées dans le cas d'une humidification avec l'eau traitée destinée à l'irrigation probablement en raison de la conductivité de ces eaux variant entre 5 et 7,7 ms/cm (Figure 63, b). Les mesures de conductivité diminuent au cours du prétraitement jusqu'à atteindre des valeurs de 2,15 ms/cm pour les éluats des déchets de l'andain (1) et 3,7 ms/cm pour ceux de l'andain (2). Le titre alcalimétrique complet dans les éluats des deux déchets traités diminue au cours de la dégradation aérobie (Figure 63, a & b) suite à la remontée des valeurs du pH entraînant la formation uniquement d'hydrogénocarbonates ainsi que sous l'effet du lessivage des déchets.

b Paramètre de la pollution organique, DCO, COD, DBO₅, N_t

Les résultats du suivi des paramètres de la pollution organique au cours de la stabilisation des déchets a été assurée par la mesure des paramètres DCO, COD, DBO₅ et N_t sur les éluats des TL de 24 heures et de 120 heures (Tableau 71).

Tableau 71 : Evolution des paramètres de la pollution organique

Andains	Paramètres	Unités	TL	Durée du prétraitement (jours)							
				0	7	14	21	36	64	92	120
Andain (1)	DCO	mgO ₂ /L	24H	9615±120	5915±64	4915±35	4233±61	4095±78	3104±6	2440±28	2315±21
			120H	7215±7	4810±14	4050±85	3525±35	3865±106	3025±21	2370±14	2215±21
	DBO ₅	mgO ₂ /L	24H	5785±21	2585±7	1795±7	1410±14	1340±57	930±14	655±7	600±14
			120H	5100±141	2080±113	1600±14	1050±71	1275±35	815±21	640±14	565±21
	COD	mgC/L	24H	4790±14	3770±99	3070±71	2925±49	2125±49	1930±14	1435±21	1130±14
			120H	4405±7	4208±17	3951±72	3536±79	2046±65	1538±78	1011±15	993±18
Andain (2)	DCO	mgO ₂ /L	24H	8885±191	7390±651	5016±119	4640±57	4160±198	3265±35	2480±85	1955±78
			120H	7850±71	6730±311	4820±42	4105±148	3825±35	3125±177	2425±35	1930±71
	DBO ₅	mgO ₂ /L	24H	4615±573	3175±78	2715±106	1560±57	1170±71	870±99	650±14	525±7
			120H	5100±141	2080±113	1600±14	1050±71	1275±35	815±21	640±14	565±21
	COD	mgC/L	24H	4813±47	4860±85	3385±64	3145±64	2515±64	2050±71	1825±64	1675±64
			120H	4510±156	4760±184	3715±262	3240±339	2305±148	1950±73	1770±170	1625±35

- **Andain (1)** : Les éluats des déchets des premiers prélèvements effectués à partir de l'andain (1) montrent des teneurs élevées en DCO, en COD et en DBO₅ au début du procédé de 9600 mg-O₂/L, 4790 mg-C/L et de 5800 mg-O₂/L, respectivement. Ces teneurs diminuent rapidement pendant les premières semaines du traitement. Elles diminuent plus lentement à partir de la troisième semaine de fermentation. Ces deux vitesses de dégradation permettent de distinguer une première phase de dégradation intense suivie par une deuxième phase de dégradation au cours de laquelle les réactions de la transformation de la MO prennent place. Les variations entre les valeurs mesurées dans les éluats de 24 heures et de 120 heures ne permettent pas de conclure sur une reprise de l'activité biologique au cours des TL.

L'évolution du rapport DBO₅/DCO et de l'indice SUVA est présentée à la Figure 64.

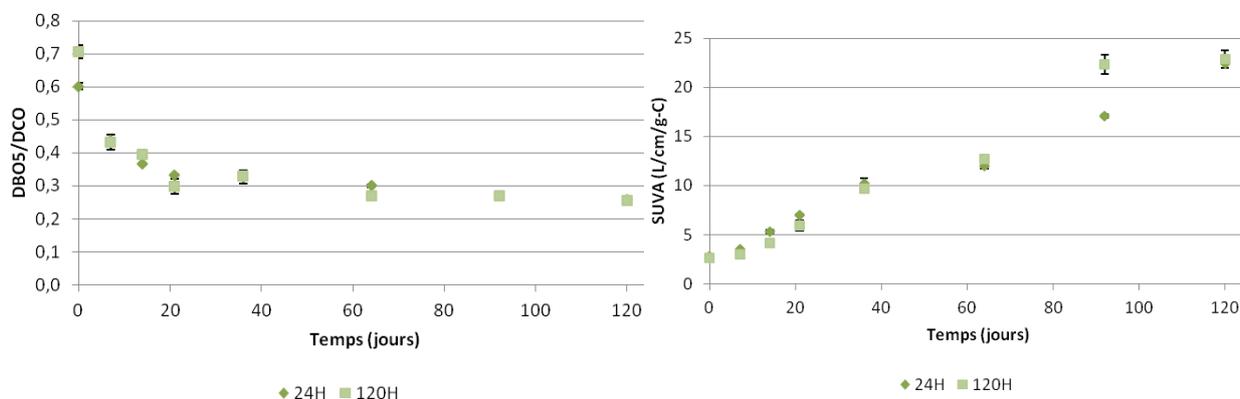


Figure 64 : Evolution de la biodégradabilité et de l'aromaticité des composés organiques relargués des déchets de l'andain (1)

La diminution du rapport DBO_5/DCO au cours du prétraitement témoigne d'un avancement de la dégradation des déchets avec la diminution de la part des composés organiques facilement biodégradable et leur remplacement par d'autres plus récalcitrants à la dégradation. Le rapport de biodégradabilité est passé d'une valeur de 0,6 au début du procédé à une valeur de 0,3 après 3 semaines de traitement, valeur obtenue, également, à la fin du procédé. L'évolution de l'indice SUVA confirme ces observations et montre une augmentation de l'aromaticité des molécules organiques avec un indice SUVA qui passe de 3 L/cm/g-C à 22 L/cm/g-C. La valeur finale du rapport DBO_5/DCO est similaire à la valeur déterminée pour les déchets d'Alvėol (0,3) alors que l'indice SUVA est inférieur à celui déterminé pour les déchets en fin de traitement d'Alvėol caractérisés par un indice SUVA de 30.

- **Andain (2)** : Les paramètres de la pollution organique au cours du traitement des déchets du deuxième andain montrent une évolution similaire à celle des déchets du premier andain mais avec une évolution moins rapide pendant les premières semaines de la dégradation probablement à cause des faibles apports de MO dans les eaux d'arrosage. Les teneurs finales en DCO, en DBO_5 et en COD sont respectivement de 1955 mg- O_2/L , 525 mg- O_2/L et de 1675 mg-C/L. Le ratio de biodégradabilité et l'indice SUVA montrent une diminution de la biodégradabilité ainsi qu'une polymérisation des molécules organiques (Figure 65).

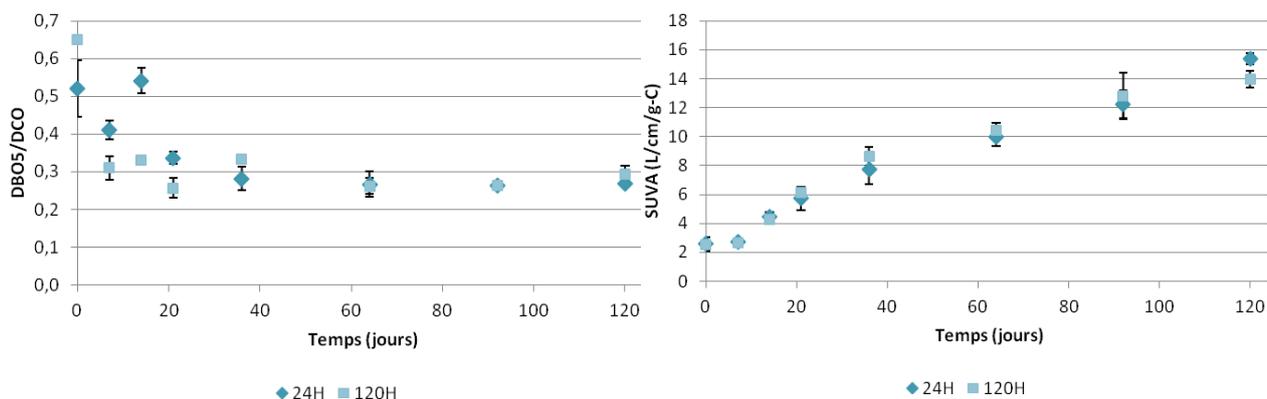


Figure 65 : Evolution de la biodégradabilité et de l'aromaticité des composés organiques relargués des déchets de l'andain (2)

Les valeurs finales de l'indice SUVA et du ratio DBO_5/DCO sont de 15 L/cm/g-C et de 0,3, respectivement. Ils indiquent un état de biodégradabilité similaire aux déchets de l'andain (2) mais une aromaticité des composés organiques plus faible dans le cas de l'andain (2) confirmant un lessivage et une dégradation et par la suite un état de stabilité plus avancé en utilisant l'eau potable pour l'humidification. Par ailleurs, le ratio (DBO_5/DCO) est limitant pour le suivi des déchets en maturation étant donné qu'il s'est stabilisé à une valeur de 0,3 alors que les composés organiques ont des états d'aromaticité différents.

L'évolution du ratio (COD/MO) des déchets au cours de la stabilisation est donnée au Tableau 72.

Tableau 72 : Evolution du ratio (COD/MO) des deux andains

Durée du PTMB (jours)	Unité	0	7	14	21	36	64	92	120
COD/MO (A1)	g-C/kgMO	70	63	53	50	39	36	32	28
COD/MO (A2)		73	77	47	44	43	37	34	37

Les déchets frais solubilisent, au début du traitement, des quantités importantes de composés organiques (70 g-C/kgMO pour A1 et 73 g-C/kgMO pour A2). Cette valeur est bien supérieure à celle déterminée sur le déchet global d'Alvœol (46 g-C/kgMO) ce qui confirme la variabilité des ordres de grandeur de ce ratio qui sont rattachés aux caractéristiques initiales du déchet. Au cours du traitement le potentiel de solubilisation de la MO des déchets diminue jusqu'à atteindre 28 et 37 g-C/kgMS pour A1 et A2, respectivement. L'évolution du ratio permet de suivre la stabilisation des déchets et de distinguer entre l'état de stabilisation des déchets de l'andain (1) par rapport à celui de l'andain (2) confirmant un état de stabilisation plus avancé dans le cas où l'eau utilisée pour l'humidification est celle du réseau.

c Fractionnement des molécules organiques

Les résultats du fractionnement selon le caractère hydrophobe des composés organiques relargués à partir des déchets prélevés des TL de 24 heures sont présentés à la Figure 66.

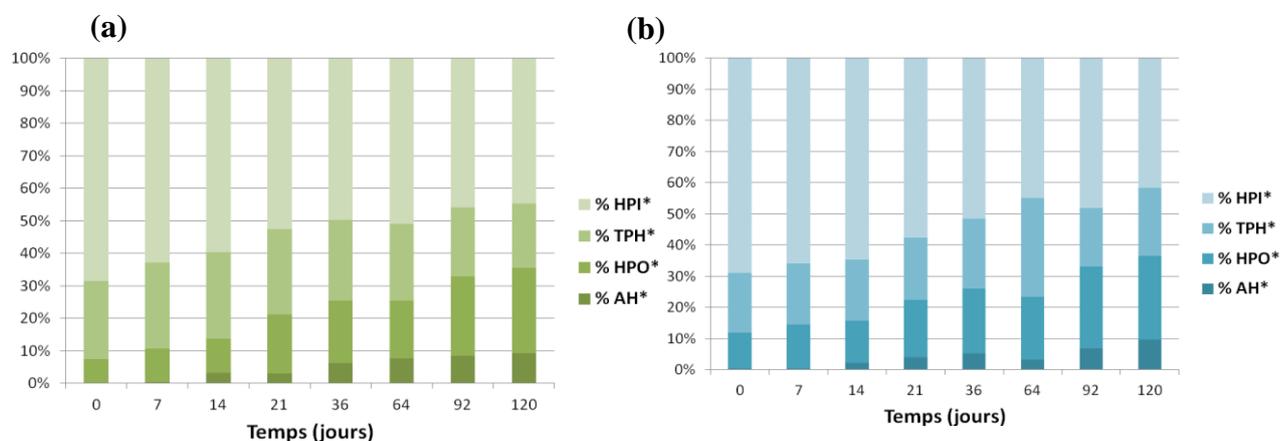


Figure 66 : Evolution de la composition des molécules organiques au cours de la dégradation des déchets des deux andains (a) : andain 1 et (b) : andain 2

Les résultats du fractionnement montrent que dans les déchets des deux andains relarguent dans les conditions optimales de lixiviation moins de composés de type hydrophile (TPH*+HPI*) à la fin du traitement. L'arrosage avec l'eau traitée destinée à l'irrigation n'affecte pas la vitesse de transformation et d'humification des molécules organiques au cours du procédé de prétraitement. Les taux finaux en AH* et en HPI* (9%AH* et 45%HPI* pour l'andain 1 et 10%AH* et 42% HPI* pour l'andain 2) indiquent un état de dégradation intermédiaire. Ainsi les déchets ayant subi un traitement de 4 mois semblent ne pas être « stables ».

La Figure 67 montre une bonne corrélation de l'indice SUVA et des taux en AH* et en HPO* avec un coefficient de corrélation $r^2=0,83$.

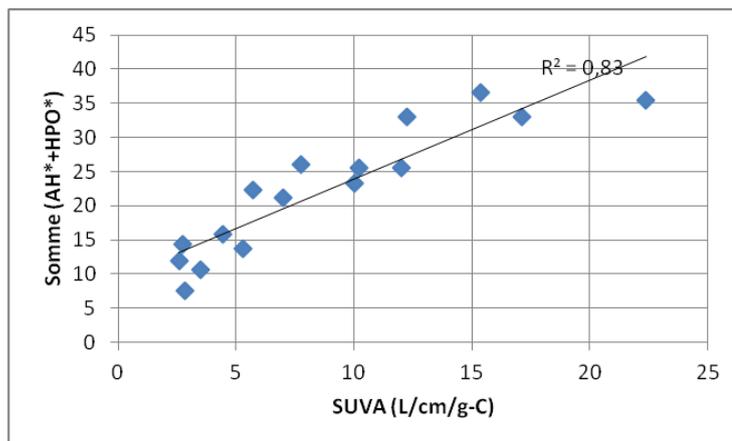


Figure 67 : Corrélation entre l'indice SUVA et la somme des acides de type humiques et des substances de type hydrophobe

II.4.4.2 Suivi de la phase gazeuse du TL

Les volumes du biogaz généré au cours des TL sont suivis et sont présentés à la Figure 68. Les volumes les plus importants de biogaz sont générés à partir du TL des déchets frais pour les deux andains suivis par ceux prélevés à une semaine du début du traitement. Les déchets de 14 à 36 jours de prétraitement produisent, en conditions du TL, des quantités similaires de biogaz pour le premier andain. Pour le deuxième andain, les déchets entre 36 et 120 jours de prétraitement produisent des quantités similaires de biogaz indiquant un état de stabilisation semblable et un ralentissement de la dégradation aérobie à partir du 36^{ème} jour du début du process étant donné que les composés organiques représentent une biodégradabilité similaire.

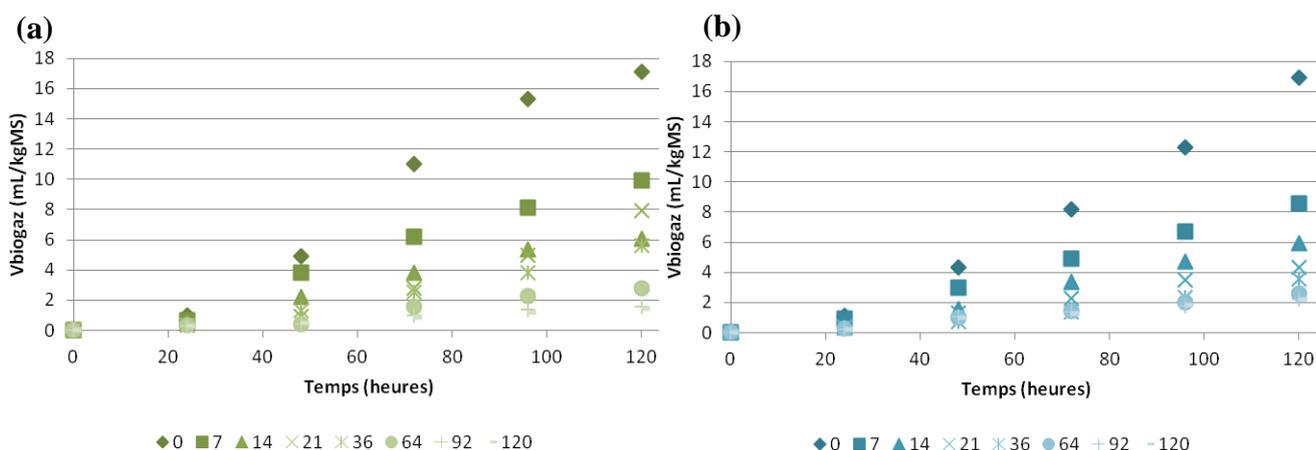


Figure 68 : Evolution de la production de biogaz au cours des TL en fonction de l'avancement du traitement des déchets (a : andain 1 ; b : andain 2)

Le suivi de l'évolution de la part de CO₂ au cours des TL permet également d'identifier une reprise de l'activité biologique qui consomme l'oxygène initialement présent dans les flacons des tests tout en émettant du CO₂. Les productions de CO₂ les plus importantes correspondent aux déchets les plus frais et les moins traités (Figure 69).

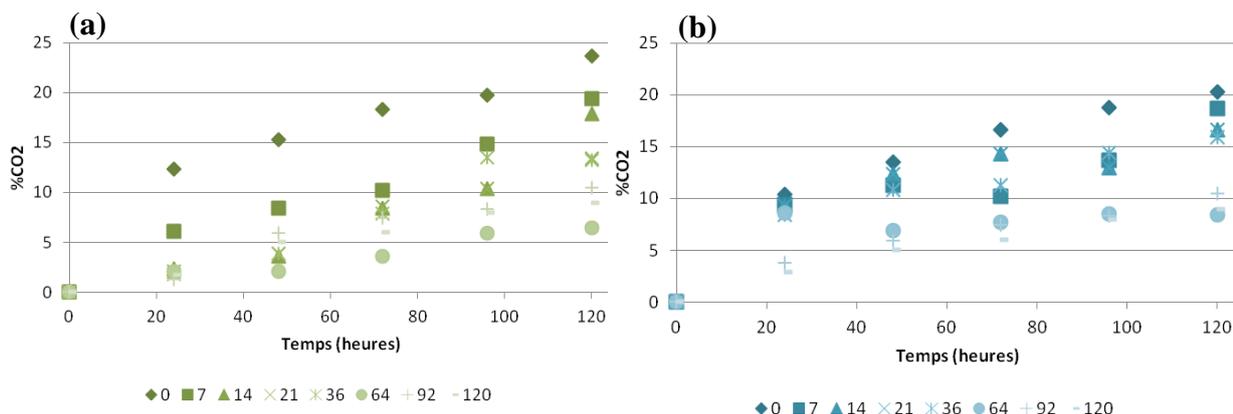


Figure 69 : Evolution de la part de CO₂ dans le ciel gazeux des TL (a : A1 ; b : A2)

II.5 Evolution des Tests biologiques

II.5.1.1 Activité respirométrique aérobie (AT₄)

Les résultats des tests AT₄ sont présentés à la Figure 70. Ils sont exprimés en pourcentage de matières sèches.

Les valeurs exprimées en gO₂/kgMS, les plus élevées sont enregistrées pour les déchets à 7 et à 14 jours de traitement avec des taux respectifs de 73 et 69 pour l'andain (1). Les déchets initiaux ont une activité respirométrique au bout de 4 jours de près de 57. Pour le deuxième andain, la valeur la plus élevée est celle des déchets à 14 jours de traitement (74 gO₂/kgMS) suivis par les déchets frais avec (72 gO₂/kgMS). Ce test ne semble pas être très pertinent pour différencier des états de dégradation légèrement différents de déchets, probablement à cause du blocage des réactions biologiques lorsque le déchet présente une proportion importante de matière facilement biodégradable (Rouez, 2008).

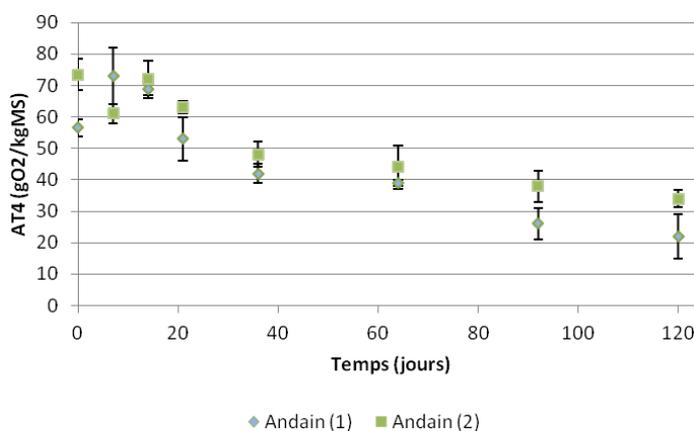


Figure 70 : Evolution de l'AT₄ en fonction du traitement des déchets

Les valeurs finales d'AT₄ pour les déchets traités prélevés à partir des deux andains sont de 22 et de 34 gO₂/kgMS, respectivement. Ces valeurs sont supérieures aux valeurs seuils de 5 ou 7 mgO₂/gMS préconisées dans les réglementations allemande ou autrichienne.

Le test AT_4 ne dure que 4 jours et donc sa valeur ne permet de représenter qu'une faible part de la quantité de matière biodégradable résiduelle d'un déchet dit stabilisé. Les tests BMP conduits sur une durée plus longue (21, 55 ou 90 jours) seraient plus adaptés pour mieux prévoir précisément l'impact du déchet sur la filière finale (ISDND) notamment la production résiduelle de biogaz. Des tests de long terme sont plus adaptés.

II.5.1.2 Potentiel biométhanogène

La Figure 71 présente les résultats des tests BMP au bout de 21 jours et de 55 jours d'incubation. Les échantillons ayant été testés sont ceux prélevés au début du prétraitement ($t=0$), après 21, 64 et 120 jours de prétraitement. Le test BMP du déchet initial (à $t=0$) a été réalisé à partir d'un mélange des deux échantillons prélevés à partir des deux andains.

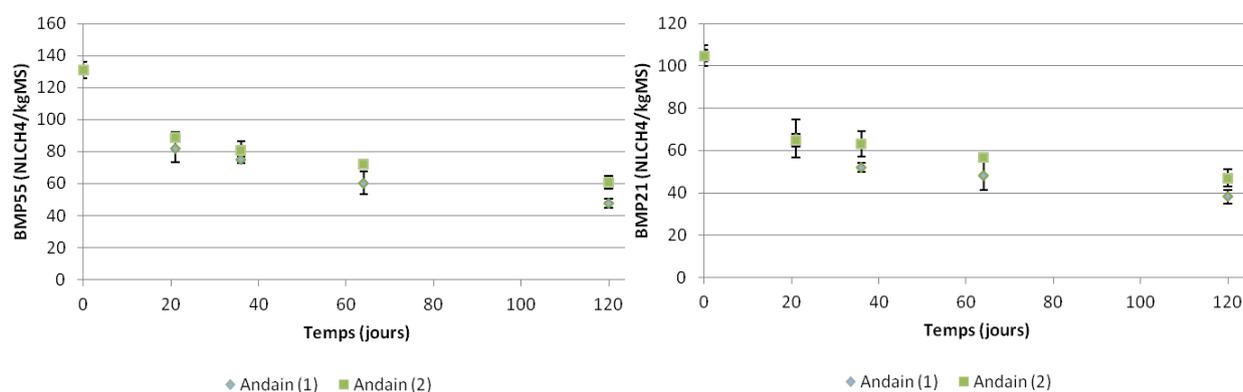


Figure 71 : Evolutions du potentiel méthanogène des déchets au cours du traitement

Les valeurs de BMP_{21} des déchets prélevés à partir des deux andains sont proches et elles diminuent progressivement au cours du prétraitement et passent de 105 NLCH₄/kgMS à 38 NLCH₄/kgMS pour les déchets de l'andain (1) et à 47 NLCH₄/kgMS pour les déchets de l'andain (2). Ces deux valeurs restent supérieures à la valeur seuil de 20 NL/kgMS pour le BMP_{21} préconisées dans les réglementations allemande ou autrichienne.

Le BMP_{55} permet d'évaluer une part plus importante de la quantité de matière biodégradable résiduelle des déchets et donc d'évaluer l'impact de leur enfouissement en ISDND en termes de production de biogaz. Les BMP_{55} finaux des deux déchets sont de 61 NLCH₄/kgMS et de 48 NLCH₄/kgMS, respectivement pour l'andain A1 et l'andain A2. Un BMP_{90} permettrait d'optimiser l'évaluation de la part biodégradable mais sa durée est contraignante.

Une bonne corrélation ($r^2=0,70$) apparaît entre les valeurs de BMP_{21} et ceux d' AT_4 tandis qu'une moins bonne corrélation ($r^2=0,62$) apparaît entre les valeurs de BMP_{55} et ceux d' AT_4 témoignant, vraisemblablement, de la mise en évidence au cours des tests de courte durée (21 jours pour le BMP_{21} et 4 jours pour l' AT_4) de la part facilement biodégradable alors que des tests d'une durée plus importante peuvent inclure la part de MO moyennement biodégradable (Figure 72).

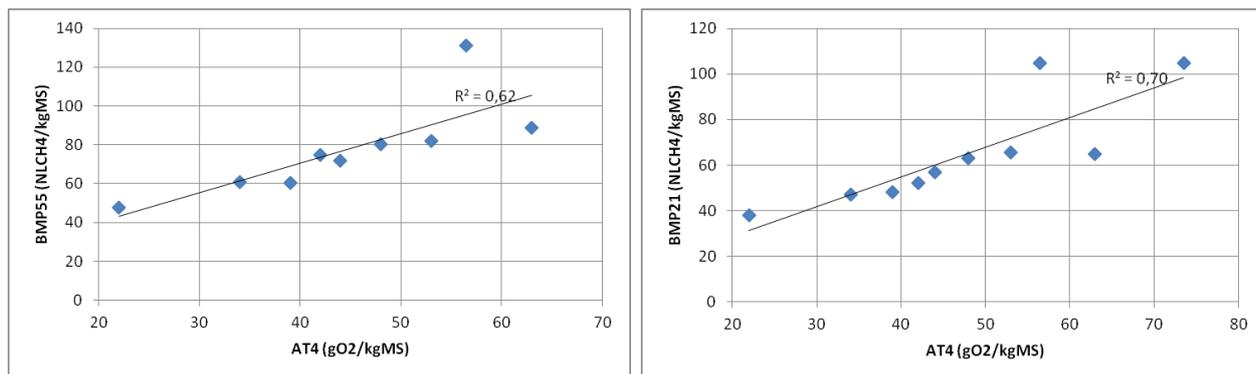


Figure 72 : Corrélation entre les résultats des tests biologiques AT₄ et BMP sur les déchets des deux andains

II.5.1.3 Corrélations entre les tests biologiques et les autres paramètres

Des corrélations entre les deux tests biologiques et les différents paramètres obtenus sur les éluats sont présentées à la Figure 73 et à la Figure 74.

Ces corrélations sont établies afin de vérifier la pertinence des indicateurs de stabilisation mis en place au niveau de cette étude vis-à-vis des tests biologiques (BMP₅₅ et AT₄) faisant partie des paramètres proposés dans la directive européenne sur la mise en décharge pour l'évaluation de l'état de dégradation des déchets entrants.

Les indicateurs dont la pertinence a été validée à travers l'étude de la stabilité des déchets d'Alvèol et des déchets de Sfax sont principalement : l'indice SUVA, le ratio (COD/MO), le ratio DBO₅/DCO, la part des composés potentiellement « réactifs » (%TPH*+%HPI*) et le volume de biogaz du TL.

Les facteurs de corrélations obtenus entre les réponses biologiques et les mesures sur éluats sont résumés dans le Tableau 73.

Tableau 73 : Tableau récapitulatif des coefficients de corrélation entre les indicateurs de stabilisation sur éluats et sur solides

r ²	SUVA (L/cm/g-C)	V ^{biogaz} (mL/kgMS)	DBO ₅ /DCO	COD/MO (g-C/kgMO)	TPH*+HPI* (%)
AT ₄ (gO ₂ /kgMS)	0,86	0,44	0,55	0,58	0,78
BMP ₅₅ (NLCH ₄ /kgMS)	0,74	0,85	0,84	0,94	0,85

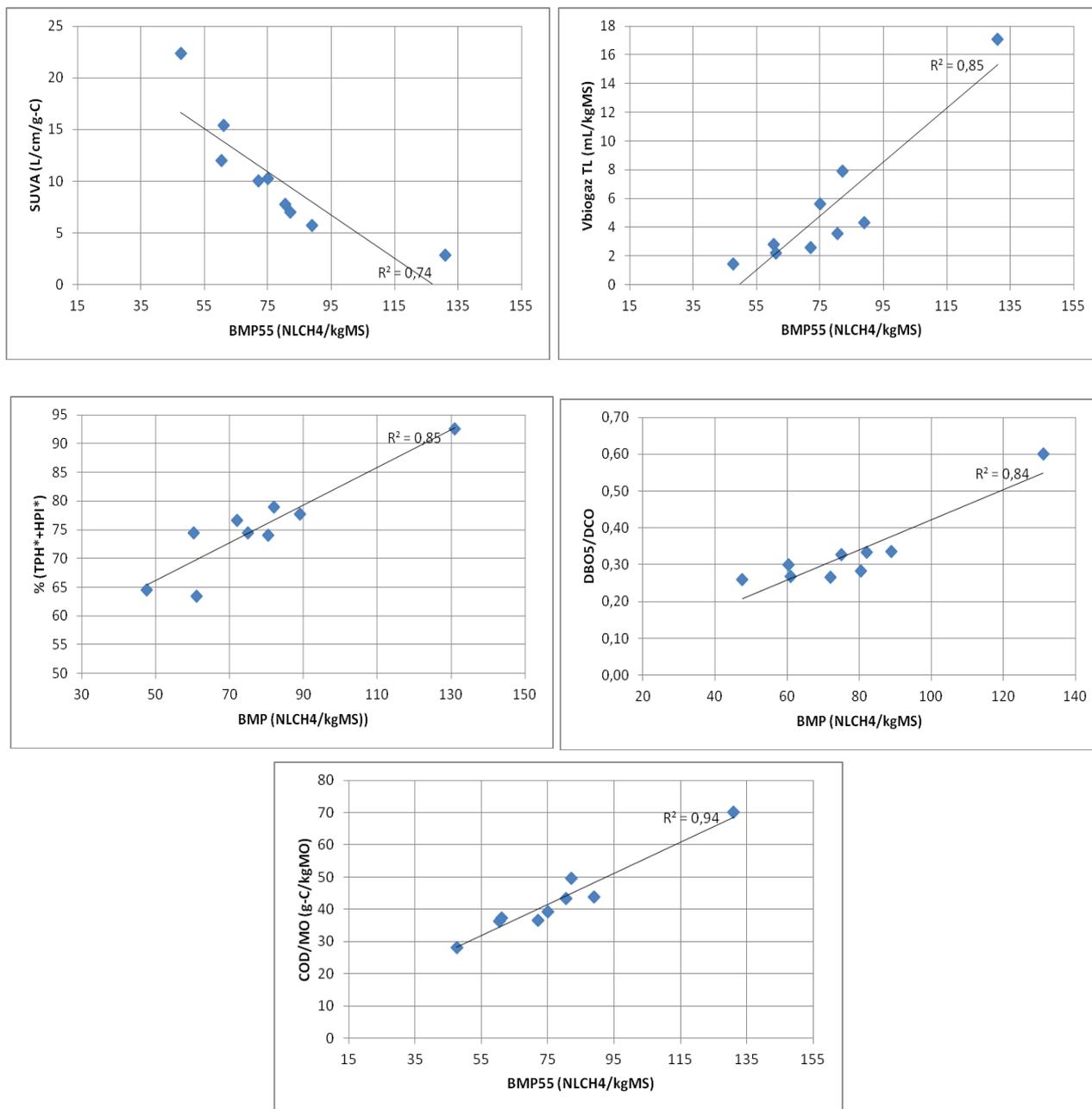


Figure 73 : Corrélation entre les différents paramètres de stabilité déterminés après lixiviation et le BMP₅₅

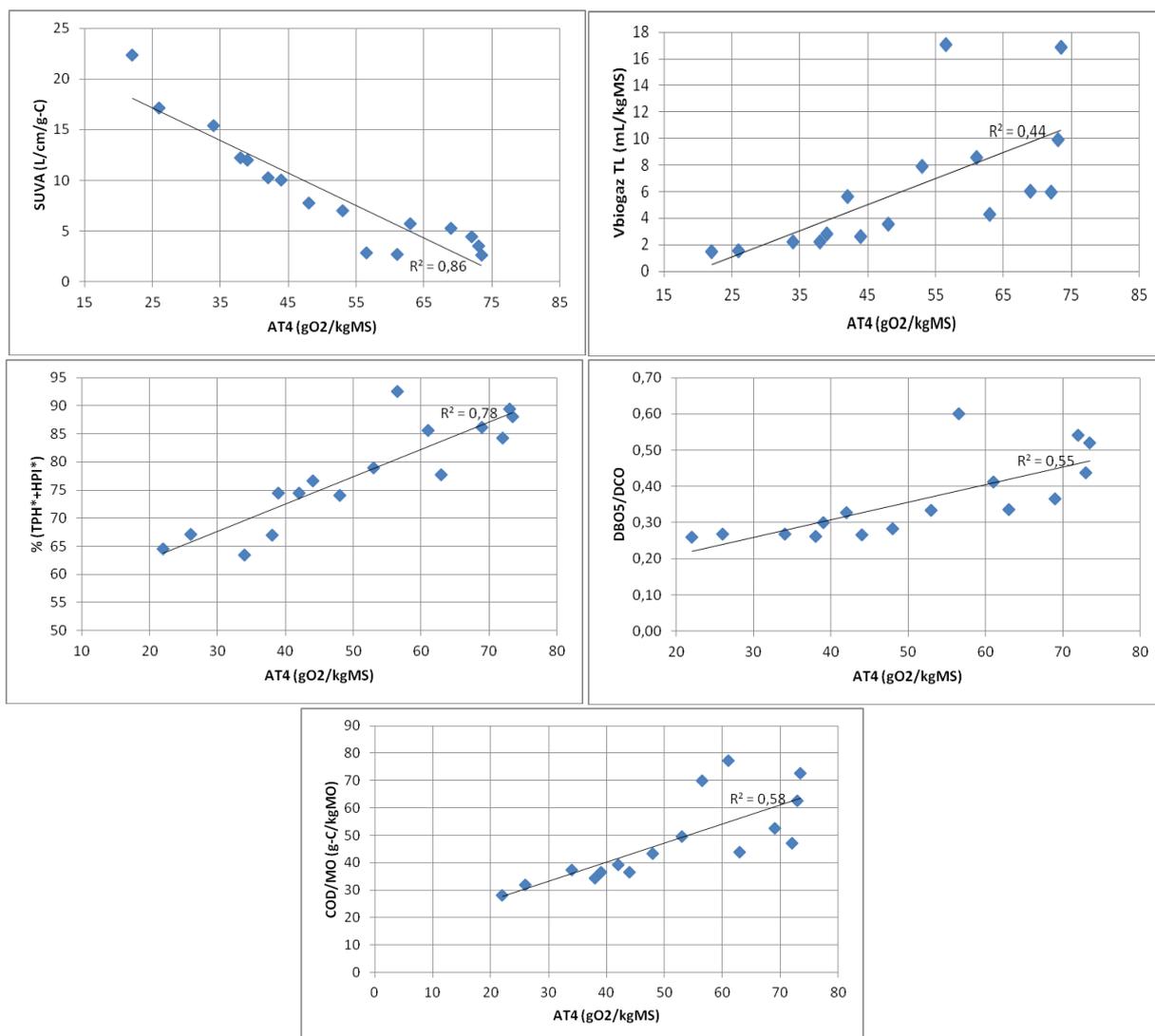


Figure 74 : Corrélation entre les différents paramètres de stabilité déterminés après lixiviation et l'AT₄

Les corrélations sont obtenues à partir des mesures de BMP₅₅, d'AT₄ et de SUVA sur les déchets des deux andains. Les corrélations BMP₅₅ et les autres paramètres est obtenue sur un nombre d'échantillons inférieur à ceux utilisés pour les corrélations avec l'AT₄.

Globalement, et sauf la corrélation entre l'indice SUVA et le test BMP₅₅, toutes les autres corrélations montrent des coefficients de corrélation plus élevé lorsque ces dernières sont établies avec le test BMP₅₅ à la place du test AT₄. Cela peut être dû à la durée du test plus longue prenant en considération d'une plus grande part de la matière organique comparé au test AT₄. La corrélation entre le volume de biogaz produit à partir du TL et l'AT₄ est faible et le coefficient est de 0,44.

Toutefois, les écarts entre les coefficients de corrélation obtenus à partir des corrélations AT₄ ou à partir des corrélations BMP₅₅ sont faibles et témoignent de l'équivalence de l'information donnée par chacun de ces deux tests sur l'état de dégradation des déchets.

Une bonne corrélation est observée entre les paramètres de caractérisation des constituants de la MO (SUVA ; HPI* et TPH*) et les tests biologiques témoignant de la relation entre la biodégradabilité des substrats organiques et ses constituants selon qu'ils sont à caractère hydrophile et donc facilement biodégradables ou hydrophobe et plus récalcitrant à la dégradation dans les conditions d'incubations des tests biologiques.

II.6 Conclusion

Les indicateurs appliqués pour le suivi de la stabilisation des déchets au cours de leur stabilisation sont ceux identifiés dans la §Partie 2 Chapitre I. Les indicateurs choisis pour définir l'état de la dégradation des déchets sont principalement la caractérisation de type MODECOM, la caractérisation quantitative et qualitative de la MO lixiviable et les tests biologiques.

L'ensemble des analyses a été réalisé sur les échantillons prélevés au cours du traitement aérobic des déchets mis en andains. Les résultats montrent que les indicateurs identifiés initialement dans la littérature, validés dans un deuxième temps sur les déchets en provenance de la plate-forme industrielle de PTMB restent fiables pour l'évaluation et le suivi de la dégradation des déchets dans le cadre d'un procédé aérobic. Toutefois, certains paramètres sont apparus plus fiables que d'autres ; le rapport exprimant la biodégradabilité semble se stabiliser tout au long de la phase lente de la dégradation et ne permet de mettre en évidence les réactions de transformation et d'humification de la matière organique ayant lieu au cours de cette phase. L'indice SUVA est pertinent tout au long du suivi du PTMB des déchets. Le fractionnement selon le caractère hydrophobe permet d'indiquer la présence de des substances de type HPI* dont la présence indique sur la réactivité du déchet ; sa pertinence a été montrée au cours de la stabilisation des déchets.

Les tests biologiques semblent être les plus pertinents pour un suivi régulier et systématique de ce type de procédé ; ils permettent de différencier les différents états de dégradation des déchets. Toutefois, l'application de ces tests reste selon des méthodes non normées et reste lourde notamment pour les tests BMP dont le suivi dure jusqu'à 55 jours et même plus alors que le SUVA, ayant été bien corrélé aux tests biologiques et à la part des composés « réactifs », donne une réponse plus rapide.

Les valeurs des indices AT_4 et BMP sur les déchets en fin de prétraitement (durée de 4 mois) sont systématiquement supérieures aux valeurs seuils de 5 ou 7 mgO_2/gMS pour l' AT_4 et de 20 $NL/kgMS$ pour le BMP_{21} préconisées dans les réglementations allemande ou autrichienne. L'origine de cette défaillance serait liée, probablement, à la courte durée du traitement ainsi qu'à l'insuffisance d'aération impliquant un ralentissement du processus de dégradation. Ces seuils ne sont donc pas respectés pour des déchets traités pendant 4 mois dont 10 à 12 semaines en fermentation moyennant une aération par retournement.

Une synthèse des paramètres utilisés dans le cadre des suivis des procédés de prétraitement avec les seuils les plus significatifs déterminés sur les déchets d'Alvèol et ceux de Sfax est présentée à la Figure 75.

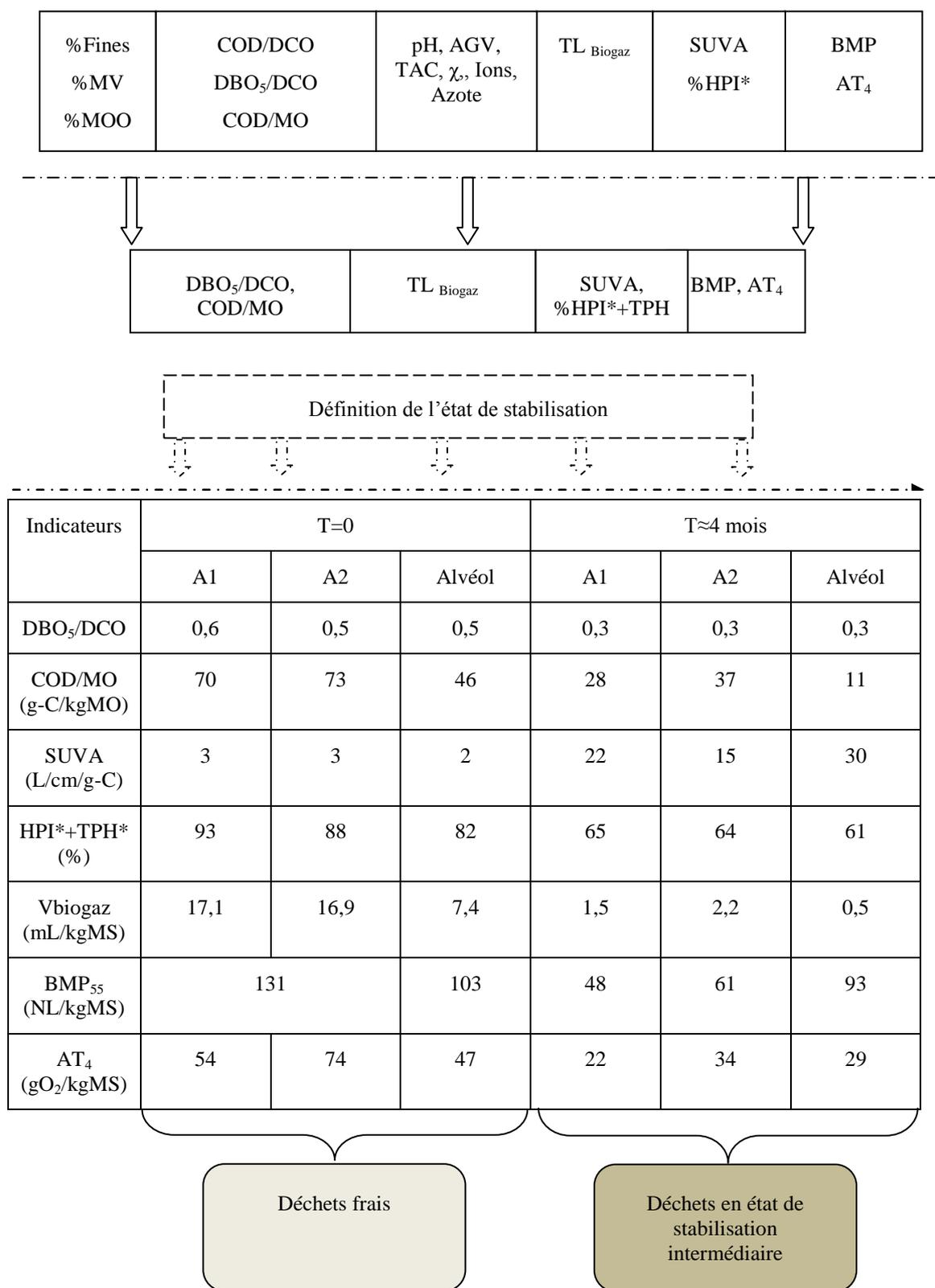


Figure 75 : Synthèse des paramètres de stabilisation les plus pertinents et leur évolution au cours des procédés de stabilisation

CONCLUSION GENERALE

Dans un objectif d'amélioration de la gestion des déchets solides, des approches d'élimination multi filières des ordures ménagères sont mis en place ou en cours de mise en place dans plusieurs pays développés. Ainsi, pour la communauté européenne seuls les résidus issus des traitements mécano-biologique des ordures ménagères sont autorisés à être enfouis dans les installations de stockage des déchets non dangereux et la directive européenne sur la mise en décharge (99/31/CE) a, ainsi, fixé des objectifs chiffrés de réduction (de 65% en 2016) de la quantité de matière organique entrant en ISDND.

Dans les PED, l'enfouissement des déchets dans des CET revient cher et la minimisation des quantités à enfouir afin d'une réduction des effluents à traiter (biogaz et lixiviats) est primordiale. La filière compostage des déchets ménagers à prépondérance organique s'est heurtée à des problèmes de commercialisation du compost fini de qualité moindre que celui issu des unités de compostage des biodéchets. Toutefois, le compostage est une filière intéressante de valorisation de la fraction organique dans les déchets ménagers à condition de mettre en place les procédés adaptés et d'étudier la conformité de la filière au contexte socio-économique et culturel permettant d'assurer une production pérenne de ce produit à haute valeur ajoutée.

Le PTMB permet d'atteindre l'objectif de réduction de la part organique biodégradable dans les déchets à enfouir par le biais d'une accélération de sa dégradation et de sa transformation en matière plus récalcitrante à la bio-dégradation qui se déroule dans le massif de déchets enfouis.

Dans le cadre de l'évaluation de l'état de stabilité des déchets entrant sur les ISDND, le projet de Directive européenne sur le traitement biologique des biodéchets fixe des paramètres et des seuils associés pour la définition de leur état de dégradation. Ces paramètres sont basés sur les tests biologiques en aérobie (AT_4) et en anaérobie (GB_{21} ou GS_2) ainsi que d'autres tels que le COT sur solide ou sur liquide après une lixiviation à $pH=7$. Ces paramètres ont été adoptés par en Allemagne et en Autriche pour le contrôle de l'état de « stabilité » des déchets en amont des centres de stockage.

La synthèse bibliographique a mis en évidence d'autres indicateurs de stabilité ayant été appliqué dans le cadre de l'évaluation de la stabilité des déchets enfouis tels que le rapport de biodégradabilité ou encore l'indice SUVA et le fractionnement selon le caractère hydrophobe déterminés après lixiviation. Cependant, des interrogations relatives à la convenance et la pertinence de ces paramètres pour une application systématique dans le cadre d'un contrôle des déchets en sortie des procédés de PTMB sont posées.

L'objectif de la thèse est d'identifier par le biais d'une étude bibliographique et expérimentale les paramètres globaux, chimiques et biologiques pouvant être appliqués dans le cadre d'un suivi de la dégradation des déchets, de valider les protocoles de détermination de ces

paramètres sur un des déchets traités issus d'une plate-forme industrielle en exploitation en France et de les appliquer sur des andains pilotes de prétraitement aérobie en Tunisie.

- **Paramètres de stabilisation des déchets au cours du PTMB : synthèse**

L'évaluation des performances d'un procédé de dégradation aérobie des déchets passe en premier lieu par le suivi des transformations macroscopiques renseignant sur l'efficacité du prétraitement mécanique en amont de la chaîne de PTMB d'une part et sur l'évolution de la dégradation des catégories fermentescibles d'autre part.

La mise au point des méthodes de caractérisation des déchets en cours de traitement mécanique et biologique a été conduite sur des déchets prélevés lors de différentes campagnes d'échantillonnage sur une unité de PTMB des OMR (Alveol, Bellac, France). La caractérisation de type MODECOM a permis de mettre en évidence la réduction de la granulométrie des déchets suite à un premier prétraitement mécanique suivie d'un enrichissement de la fraction fine au fur et à mesure de l'avancement de la dégradation biologique des déchets jusqu'à atteindre un taux final de 23%. Toutefois, l'objectif de réduction granulométrique des papiers/cartons par le broyage n'est que partiellement atteint avec des taux respectifs dans la fraction de granulométrie supérieure à 100 mm de 28% et de 9% de la masse totale des déchets.

Les teneurs en MV et en MOO diminuent au cours du procédé notamment au cours de la phase de la dégradation intensive. L'écart entre les teneurs de MV et celles de MOO renseigne sur la prise en compte dans la détermination de la MV de la matière organique d'origine synthétique. Afin de mieux caractériser les composés organiques qui peuvent être relargués dans les conditions d'enfouissement des déchets traités, des tests de lixiviation, TL, ont été mis en place.

Le TL conduit avec renouvellement de la solution d'éluat a montré une capacité de relarguage importante qui peut être attribuée plus aux renouvellements successifs qu'à la pollution disponible dans le cas d'une lixiviation en centre de stockage. Toutefois, le TL de 24 heures permet d'obtenir des informations relatives à la pollution lixiviable rapidement représentant en termes de DCO près de $40 \pm 6\%$ (moyenne à partir des quatre échantillons lixiviés) de la pollution organique totale lixiviée en 168 heures, dans les conditions du renouvellement.

Une durée plus longue du TL permet l'extraction d'une quantité plus importante et suffisamment représentative de composés mais le renouvellement prive le milieu de l'activité biologique qui pourrait régner et les TL sans renouvellement peuvent présenter une alternative intéressante aux tests normalisés et aux tests de longues durées avec renouvellement. Le rapport de biodégradabilité (DBO_5/DCO) mesuré sur les éluats, est un indicateur de stabilité des déchets enfouis dans littérature, il diminue au cours de la phase de dégradation rapide mais se stabilise généralement à partir de la troisième semaine de prétraitement autour de la valeur de 0,3 indiquant un état de stabilité intermédiaire des éluats des déchets et un ralentissement voire un arrêt de la dégradation des composés organiques. L'indice SUVA, permet quant à lui d'observer une polymérisation des composés organiques tout au long des quatre mois de la dégradation indiquant la transformation de ces composés vers des composés de poids moléculaire plus important et donc plus stables. Ces observations ont été confirmées par les

résultats du fractionnement hydrophobe_hydrophile qui montrent au début du procédé des taux négligeables de composés hydrophobes puis leur augmentation progressive de leurs taux notamment au cours de la phase de la maturation avec une diminution de la part des composés hydrophiles très « réactifs ». Toutefois, la présence encore marquée de composés faiblement polymérisés et donc réactifs laisse à penser que l'humification n'est pas complète et que le déchet n'a donc pas atteint un état optimal de stabilité.

Les tests biologiques viennent confirmer ces observations indiquant un état de stabilité des déchets de répondant pas aux valeurs seuil de 20 NL/kgMS pour le BMP₂₁ et de 5 ou 7 gO₂/kgMS préconisées dans les réglementations allemande ou autrichienne. Les réponses biologiques sont reproductibles et fiables. Cependant, les conditions expérimentales des tests doivent être fixées, notamment l'ajustement de la teneur en eau du déchet à une valeur proche de sa capacité de rétention pour éviter une limitation des réactions pour les tests AT₄ et un ratio I/S pour les tests BMP qui permet d'assurer l'équilibre acidogénèse / méthanogénèse en batch. Des corrélations significatives entre les résultats de ces deux tests ont été, également, observées. Toutefois, ces tests sont réalisés selon des méthodes non normalisées et le temps des réponses biologiques varie de 4 jours pour les AT₄ à 55 jours et plus dans le cas du BMP ce qui rend leur mise place systématique pour le suivi des unités de PTMB problématique. Ces tests ont été bien corrélés avec l'indice SUVA et la part de HPI* qui, eux, présentent l'avantage d'un temps d'analyses beaucoup plus réduit et d'une application de méthodes normalisées.

Le mode de préparation des échantillons ainsi que la fraction sur laquelle les paramètres chimiques et biologiques est d'une importance majeure étant donné que la granulométrie implique surface spécifique différente et donc une vitesse de dégradation variable qui peut ainsi conduire à une surestimation ou au contraire une sous-estimation de l'état de stabilité des déchets traités. L'utilisation de la fraction fine pour le suivi de la dynamique du système global de transformation des déchets ne semble être pertinente qu'à partir de la phase de la maturation lorsque la part de cette fraction avoisine 40% de la masse totale du déchet. Autrement, cette phase présente une granulométrie plus fine que le déchet global et semble avoir une dégradation plus avancée que ce dernier. Cet état de stabilisation avancé a été mis en évidence par le biais des indicateurs de stabilisation déterminés sur la matrice solide (MV, MOO, AT₄, BMP) et sur la phase liquide lors des TL (SUVA et %HPI*). Le ratio COD/MO montre quant à lui, un potentiel d'hydrolyse des déchets plus faible dans le cas du déchet global comparé aux fines ce qui suppose que ce ratio permet de suivre l'évolution sur un même déchet au cours du PTMB mais que les ordres de grandeur sont rattachés aux caractéristiques initiales du déchet.

Le Tableau 74 récapitule les principaux paramètres de stabilisation retenus et appliqués au cours de cette étude.

Tableau 74 : Données sur les paramètres de stabilisation les plus pertinents

Matrice	Paramètres	Unités	Normes Références	Information	Suivi			Technicité	Durée Main d'œuvre
					Après PTM	Pendant la fermentation	Pendant la maturation		
Déchets solides	MODECOM	%	XP X 30-413	Performances du PTM : broyage, tri mécanique, magnétique Transformation des déchets : réduction taille	X		X	-	----
	MV par perte au feu	%	NF U44-160, 1985	MOT		X	X	-	-
	MOO par attaque au chlore	%	XP U44-164	MO rapidement oxydable		X	X	-	--
Eluats des TL	pH, TAC AGV	u.pH gCaCO ₃ /L gCH ₃ COOH/L	NF T 90-008 NF T 90-036 NF T 90-036	Déroulement de la dégradation		X	X	-	--
	DBO ₅ /DCO	-	DBO ₅ : NFT 90- 103 ; DCO : NFT 90-101	Biodégradabilité de la MO		X		--	--
	Indice SUVA	L/cm/g-C	COD : ISO 8245	Aromaticité de la MO		X	X	--	--
	Fractionnement %hydrophile- %hydrophobe	%	Berthe <i>et al.</i> , 2008	Humification des composés organiques			X	---	--
Réponses biologiques	AT ₄	gO ₂ /kgMS	-	Réactivité de la MO en termes de consommation de O ₂		X	X	--	-
	BMP	NLCH ₄ /kgMS	-	Réactivité de la MO en termes de potentiel de production de méthane ou de biogaz			X	---	---
	V biogaz au cours du TL	mL/kgMS	-	Réactivité de la MO en termes de production de gaz	X	X	X	--	--
----	Très	élevée		---	Élevée	--	Moyenne	-	Faible

2 Applicabilité des paramètres de stabilisation des déchets pour l'expérience tunisienne de PTMB

Afin de pouvoir évaluer la faisabilité technique du procédé de PTMB en Tunisie, des campagnes de caractérisation des déchets produits au niveau de quatre villes pilotes du nord, du centre et du sud du pays ont pu être réalisées au cours de deux saisons (Djerba, Kairouan, Médenine et Menzel Bourguiba). Ainsi, il s'est avéré que les déchets tunisiens sont toujours dominés par les fermentescibles. Ces résultats corroborent les résultats de 1996 mais avec des teneurs moins élevées (une moyenne des déchets de la zone d'étude de 56% au lieu de 68%, moyenne nationale en 1996). Leur humidité a également baissé et elle n'est que de 50% avec des teneurs parfois très faibles comme pour la ville de Médenine dont la teneur en humidité des déchets ne dépasse pas 34%. Par ailleurs, cette étude a mis en évidence une variation plus significative de la composition des déchets de la zone d'étude en fonction des zones géographiques qu'en fonction des saisons. Une caractérisation approfondie de la fraction fine (MOO et potentiel de relargage par les TL) a permis de confirmer son caractère biodégradable malgré une présence importante de matières minérales.

L'étude pilote lancée sur deux andains de tailles certes réduites (près de 2,5 tonnes pour 4,5 m³ par andain) constitués par des déchets en partie triés des catégories, (plastiques et métaux de granulométrie < 100 mm) pendant 4 mois a permis de concrétiser les principales conditions du PTMB. L'oxygénation des andains a été assurée par retournement et l'ajustement de la teneur d'eau par arrosage d'eau potable et d'eau de STEP traitée. Les résultats de suivi des andains notamment en termes de stabilisation des déchets confirment les résultats trouvés sur la plate-forme industrielle d'Alveol à Bellac pour les différents paramètres décrits plus haut.

La caractérisation multi-paramétrique basée sur le suivi des paramètres physico-chimiques (paramètres globaux, ratios de stabilisation et fractionnement selon le caractère hydrophobe) de la phase liquide des TL, sur le suivi de l'évolution de la composition et du volume de la phase gazeuse et sur l'application des tests biologiques a permis la différenciation des états successifs de dégradation des déchets qui, après 120 jours de prétraitement, ont montré un état de stabilité intermédiaire ($15 < \text{SUVA (L/cm/g-C)} < 22$, $\text{DBO}_5/\text{DCO} \approx 0,3$, $48 < \text{BMP}_{55} (\text{NLCH}_4/\text{kgMS}) < 61$, $22 < \text{AT}_4 (\text{gO}_2/\text{kgMS}) < 34$, $41 < \text{HPI}^* (\%) < 42 \dots$). Par ailleurs, l'état de stabilisation des déchets dont l'humidification a été assurée par l'arrosage à l'eau du réseau semble être plus avancé que celui des déchets arrosés à l'eau traitée de la STEP. Ce ralentissement de la vitesse de la dégradation, malgré les températures plus élevées enregistrées au cours de la fermentation, peut être expliqué par une diffusion inhibée des composés polluants à partir de la matrice solide du déchet vers l'eau interstitielle déjà chargée.

Enfin, cette étude a permis d'évaluer la pertinence de certains indicateurs de stabilisation parmi lesquels les indicateurs fixés par le projet de Directive européenne sur le traitement biologique des bio-déchets. Cependant, ces résultats doivent être confirmés avec un nombre plus important de déchets testés à partir de différents procédés de stabilisation utilisant des technologies différentes. Il serait également, intéressant d'évaluer le paramètre

DRI qui n'a pas été testé dans cette étude mais qui est proposé dans le projet de Directive européenne sur les biodéchets.

Par ailleurs, l'application de ces paramètres à des déchets traités en PTMB a montré que les valeurs seuils indiquées pour ces paramètres n'ont pas pu être atteintes par les déchets avec ce type de procédé, ce qui interroge sur l'insuffisance d'un temps de séjour de 4 mois notamment avec une phase de fermentation de moins de deux mois qui permet grâce aux conditions optimales d'aération et d'humidité la dégradation et la minéralisation des matières organiques biodégradables.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

A

Ajjane A. & Zourarah B. 2010. Gestion des déchets dans les pays en développement : spécificités, enjeux et perspectives. Colloque Eau Déchets et Développement Durable. 28-31 mars 2010. Alexandrie, Egypte.

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.

Achour F. 2008 Caractérisation de la matière organique dans les ordures ménagères. Recherche d'indicateurs de stabilité. Thèse de Doctorat, INSA de Lyon.

Adam C. Et J-L. Vassel (1998). Caractérisation de la toxicité des lixiviats d'ordures ménagères, *Tribune de l'eau*, 590/591, 13-25.

Adani F., Baido D., Calcaterra E. 2002. The influence of biomass temperature on biostabilisation-biodrying of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, vol. 83, pp. 173-179.

Adani F., Genevini P.L. Et Tambone F. 1995. A new index of organic matter stability. *Compost Science & Utilization*. 1995, vol. 3, pp. 25-37.

Adani F., Lozzi P., Genevini P. 2001. Determination of biological stability by oxygen uptake on municipal solid waste and derived products. *Compost Science and Utilization*, 9(2), 163-178.

Adani F., Tambone F., Gotti A. 2004. Biostabilization of municipal solid waste. *Waste Management*, 24(8), 775-783.

Adani F., Ubbiali C., Scalia B., Centemero M., Genevini P.L. 2002. Static and dynamic respirometric indexes. Italian research and studies. *Biological treatment of biodegradable waste, Technical aspect*.

ADEME, 1999a ADEME. Les installations de stockage de déchets ménagers et assimilés : techniques et recommandations. ADEME Editions, Paris, 1999a, 106 pages.

ADEME, 1999b. Les installations de stockage des déchets ménagers et assimilés : techniques et recommandations. Ademe Editions, Paris.

ADEME, 2009 ADEME, 2009. Les déchets en chiffres en France. Ademe Editions, Paris.

AFNOR XP U44-164, janvier 2004, Méthode d'analyse des composants inertes dans un compost.

AFNOR XP X 30-413, 1997, Déchets et assimilés - Constitution d'un échantillon de déchets ménagers et assimilés contenus dans une benne à ordures ménagères.

AFNOR XP X30-408, octobre 1996, Déchets ménagers et assimilés, caractérisation d'un échantillon de déchets ménagers.

AFNOR, XP X30-466 – Déchets ménagers et assimilés – Méthodes de caractérisation- Analyse sur produit sec, norme expérimentale, Mars 2005.

Agdag O.N., Sponza D.T. 2007. Co-digestion of mixed industrial sludge with municipal solid wastes in anaerobic simulated landfilling bioreactors. *Journal of Hazardous Materials*, 140(1-2), 75-85.

Aguilar A., Casas C., Lema J.M., 1995. Degradation of volatile fatty acids by differently enriched methanogenic cultures: Kinetics and inhibition. *Water Research*, 29(2), 505-509.

Aguilar A., Casas C., Lema J.M., 1995. Degradation of volatile fatty acids by differently enriched methanogenic cultures: Kinetics and inhibition. *Water Research*, 29(2), 505-509.

Aguilar-Juarez O. 2000. Analyse et modélisation des réactions biologiques aérobies au cours de la phase d'exploitation d'un casier d'un centre d'enfouissement technique. Thèse de doctorat, INSA de Toulouse.

Aloueimine S. 2006. Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contribution à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. Thèse de Doctorat de l'université de Limoges.

Aloueimine S.O., Matejka G., Zurbrugg C. & Sidi Mohamed M.E.O. 2005a. Caractérisation des ordures ménagères à Nouakchott – Partie 1 : méthode d'échantillonnage, Déchets -Sciences et Techniques.

Aloueimine S.O., Matejka G., Zurbrugg C. & Sidi Mohamed M.E.O. 2005b. Caractérisation des ordures ménagères à Nouakchott – Partie 2 : Résultats en saison sèche et en saison humide, Déchets - Sciences et Techniques.

Angelidaki I., Alves M. [et al.]. 2009. Defining the biomethane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: A proposed protocol for batch assays. *Water Science and Technology* 59 (5), 927-934.

ANPE. 1998. Agence Nationale De La Protection De L'environnement, Tunisie - Manuel d'exploitation de la Station de Compostage de Béja (Gestion de qualité, exploitation, utilisation du compost), réalisé par l'assistance allemande GTZ, Août 1998., 20p.

ANPE. 1999 b. Agence Nationale De La Protection De L'environnement, Tunisie - Etude d'exécution de l'unité de compostage des ordures ménagères de Sousse. Etude de faisabilité. Etude préparée pour l'ANPE par SWECO International (Suède) et MEDIEN (Tunisie) – Septembre 1998, 151p.

Arick S., Van Gerven T. [et al.]. 2007. Influence of treatment techniques on Cu leaching and different organic fractions in MSWI bottom ash leachate. *Waste Management*, 27(10), 1422-1427.

Artiola-Fortuny J. & Fuller W. 1982. Humic substances in landfill leachates –Humic acid extraction and identification. *J.Environ.Qual.*, 11, 663-668.

Augenstein D. & Pacey J. 1991. Modeling landfill methane generation. In : T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 1991, Third International Waste Management and Landfill Symposium*. Cagliari, Italy, Oct. 1991, pp. 115-148.

Aydi A., Zairi M., Kallel A.; Ben Dhia H. 2009. Caractérisation de la décharge contrôlée de Jebel Chakir-Tunis (Tunisie). *TSM, Techniques sciences méthodes, génie urbain génie rural*. (5), pp : 101-112.

B

Badgie D., Abu Samah M., Manaf L., Muda A. 2011. Assessment of Municipal Solid Waste Composition in Malaysia: Management, Practice and Challenges. 2011. *Pol. J. Environ. Stud*. Vol 21, n°3, 2012, 539-547.

Barlaz M., Ham R., Schaefer D. 1990. Methane production from municipal refuse: A review of enhancement techniques and microbial dynamics. *Critical Reviews in Environmental Control*, 19(6), 557-584.

Barlaz M.A. 1996. Microbiology of solid waste landfill. In: Edited by A.C. Palmisano and M.A. Barlaz, *Microbiology of solid waste*, Boca Raton: CRC Press, 1996, 31-70.

Barlaz M.A., Ham R.K, Schaefer D.M. 1989. Mass-Balance Analysis of Anaerobically decomposed refuse. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 115 (6) pp. 1088-1102.

- Batstone, D.J., Keller, J., Angelidaki, I., Kalyuzhnyi, S., Pavlostathis, S.G., Rozzi, A., Sanders, W., Siegrist, H. and Vavilin, V. 2002. IWA Task Group on Modelling of Anaerobic Digestion Processes. Anaerobic Digestion Model No. 1 (ADM1). IWA Publishing, London.
- Bayard R. et Gourdon R. 2006. Traitement Biologique des Déchets. Techniques de l'Ingénieur, traité Environnement, G2, G2060, 20 p.
- Bayard R., De Araújo Morais J. [et al.]. 2010. Assessment of the effectiveness of an industrial unit of mechanical-biological treatment of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3), 23-32.
- Bayard R., Gourdon R. Et Thiery L. 2001. Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables, compostables. Rapport final. Contrat n° 00-0118/1A. Villeurbanne : Association RECORD, 2001, 151p.
- Beck-Friis B., Pell M. [et al.]. 2000. Formation and emission of N₂O and CH₄ from compost heaps of organic household waste. *Environmental Monitoring and Assessment*, 62(3), 317-331.
- Belevi H., Baccini P. 1989. Long-term behavior of municipal solid waste landfills. *Waste Management & Research*, 7(1), 43-56.
- Ben Ammar S. 2006. Les enjeux de la caractérisation des déchets ménagers pour le choix de traitements adaptés dans les pays en développement. Résultats de la caractérisation dans le grand Tunis, mise au point d'une méthode adaptée, thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Lorraine.
- Bertanza G, Cavallari S. [et al.]. 2001. Characterization of waste extracted from MSW landfills: correlation between waste stabilization and characteristics of landfill emissions. In *Proceedings Sardinia, 8th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.
- Berthe C. 2006. Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse de doctorat, Université de Limoges.
- Berthe C., Redon E., Feuillade G. 2008. Fractionation of the organic matter contained in leachate resulting from two modes of landfilling: An indicator of waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 154(1-3), 262-271.
- Berthe L., Druilhe C. [et al.]. 2007. Coupling a respirometer and a pycnometer, to study the biodegradability of solid organic wastes during composting. *Biosystems Engineering*, 97(1), 75-88.
- Bezama A., Aguayo P. [et al.]. 2007. Investigations on mechanical biological treatment of waste in South America: Towards more sustainable MSW management strategies. *Waste Management*, 27(2), 228-237.
- Bhattacharyya J., Kumar S. & Devotta S. 2008. Studies on acidification in two-phase biomethanation process of municipal solid waste. *Waste Management*, 28(1), 164-169.
- Bidlingmaier W. & Scheelhaase T. 1999. Characterization of solid waste and determination of the emission potential. In: T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium*, Oct. 1999, Cagliari, Italy, 1999, vol. I, pp. 12-18.
- Bilgili M.S., Demir A., Özkaya B. 2007. Influence of leachate recirculation on aerobic and anaerobic decomposition of solid wastes. *Journal of Hazardous Materials*, 143(1-2), 177-183.
- Bilgili M.S., Demir A., Varank G. 2009. Evaluation and modeling of biochemical methane potential (BMP) of landfilled solid waste: A pilot scale study. *Bioresource Technology*, 100(21), 4976-4980.
- Binner E. & Zach A. 1998. Biological Reactivity of Residual Wastes in dependence on the duration of Pretreatment. In: *The 3rd Swedish Landfill Symposium*, Lulea, Sweden, 1998, 21p.
- Binner E. & Zach A. 1999. Laboratory tests describing the biological reactivity of pretreated residual wastes. *Proceedings of the international Conference ORBIT 99 on biological treatment of waste and the environment*, 2-4 september, Weimar, Deutschland, pp. 255-261. ISBN 3-930894-20-3

- Binner E. 2003. Assessment of MBP waste-misinterpretations of respiration activity. In: T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, 2003, 10 p.
- Binner E., Lechner P., Widerin M. et al. 1997. Laboratory test methods characterizing the biological reactivity of wastes. In : T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). Proceedings Sardinia 1997, Sixth International Waste Management and Landfill Symposium, Oct. 1997, Cagliari, Italy, 1997, vol.I, pp. 485-494.
- Binner E., Zach A. 1999. Biological reactivity of residual wastes and dependence on the duration of pretreatment. Waste Management and Research, 17(6), 543-554.
- Blakey, N. C., Cossu, R., Maris, P. J. and Mosey. 1992. Anaerobic lagoons and AUSB reactors: Laboratory experiments. Chapter 3.5 in "Landfilling of Waste: leachate" (Eds.Christenson, Cassu and Stegmann), Elsevier Applied Science, ISBN 1-85166-733-4,520pp.
- Bockreis A., Steinberg I. 2005. Influence of mechanical-biological waste pre-treatment methods on the gas formation in landfills. Waste Management, 25(4), 337-343.
- Boda B. 2002. Evaluation of stability Parameters for Landfills, Mater's thesis.
- Bogner J. 1990. Controlled study of landfill biodegradation rates using modified BMP assays. Waste Management and Research, 8(5), 329-352.
- Bolea E., Gorriz M.P. [et al.]. 2006. Multielement characterization of metal-humic substances complexation by size exclusion chromatography, asymmetrical flow field-flow fractionation, ultrafiltration and inductively coupled plasma-mass spectrometry detection: A comparative approach. Journal of Chromatography A, 1129(2), 236-246.
- Bonori B., Pasquali G. & Bergonzoni M. 2001. Landfill gas production valued with a mathematical method. In : T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Oct. 2001, Cagliari, Italy, 2001, vol. I, pp. 443-450.
- Bouhadiba B., Mausset D., Boucherie L., Matejka G., Feuillade G. 2010. Composition des Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) dans le Département de la Haute-Vienne (hors Limoges Métropole) en France. Technique Science Methode, 2011, n°3.
- Branryd T., BinderM. 2001. Environmental and efficiency evaluation of different prestabilization techniques for solid wastes. In : Proceedings Sardinia, Eighth International Waste Management & Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1-5 October 2001. pp. 231-238.
- Brinton W.F., Evans E., Droffner M.L. et al. 1995. A standardized DEWAR test for evaluation of compost self-heating. Biocycle Report – Dewar Test. Mt Vernon, ME : Woods End Research Laboratory.
- Brinton, W. F. and E. Evans. 2000. Plant performance in relation to depletion, CO₂-rate and volatile fatty acids in container media composts of varying maturity.

C

- Calace N., Liberatori A. [et al.]. 2001. Characteristics of different molecular weight fractions of organic matter in landfill leachate and their role in soil sorption of heavy metals. Environmental Pollution, 113(3), 331-339.
- Charnay C. 2005. Compostage des déchets urbains dans les Pays en Développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de doctorat, Université de Limoges.

- Chaussod R. 1999. « Caractériser » la matière organique : pourquoi et comment ? Commentaires sur I.S.B. et K1-INRA Dijon, station microbiologie sols-Echo n°15-janvier-février 1999.
- Chefetz B, Hatcher P.G, Hadar Y, & Chen Y. 1998. Characterization of dissolved organic matter extracted from composted municipal solid waste Soil Sci. Soc . Am. J. 1998, vol. 62, pp. 326-332.
- Chiampo F., Conti R., Cometto D. 1996. Morphological characterisation of MSW landfills. Resources, Conservation and Recycling, 17(1), 37-45.
- Chian E.S., DeWalle F.B. 1976. Sanitary landfill leachates and their treatment. ASCE J Environ Eng Div, 2(2), 411-431.
- Christensen T.H., Kjeldsen P. [et al.]. 1994. Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 24(2), 119-202.
- Christensen T.H., Kjeldsen P. [et al.]. 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. Applied Geochemistry, 16(7-8), 659-718.
- Christensen T.H., Stegmann R. 1989. Basic Biochemical Processes in Landfills. Sanitary landfilling: process, technology and environmental impact. Sanitary landfilling: Process, Technology and Environmental Impact, Academic Press.
- Chugh S., Clarke W. [et al.]. 1998. Effect of recirculated leachate volume on MSW degradation. Waste Management and Research, 16(6), 564-573.
- Chung, S.S. and Poon, C.S, 1998. Recovery systems in Guangzhou & Hong Kong. Resources Conservation & Recycling supplement, 23, pp.29-45.
- Chynoweth D.P. et Pullammanappallil P. 1996. Anaerobic Digestion of Municipal Solid Waste. In: Edited by A.C. Palmisano & M.A. Barlaz. Microbiology of Solid Waste, Boca Raton : CRC Press, 71-113 pp.
- Chynoweth, D. P., Turick, C. E., Owens, J. M., Jerger, D. E. et Peck, M. W. 1993. Biochemical methane potential of biomass and waste feedstocks. Biomass Bioenergy 5: 95–111.
- Cointreau-Levine S. 1997. Privatisation de la gestion des déchets solides dans les pays en développement – Intervention au Séminaire Régional IAGU-GREA-AOPDM « Déchets solides en milieu urbain d’Afrique de l’ouest et centrale – vers une gestion durable », Abidjan, 14 au 16 février 1996, 16p.
- Collins H.-J. 2001. Compaction of municipal solid waste after mechanical and biological treatment. In : Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management & Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1-5 October 2001. pp. 455-464.
- Conte P., Spaccini R. [et al.]. 2007. Spectroscopic and conformational properties of size-fractions separated from a lignite humic acid. Chemosphere, 69(7), 1032-1039.
- Coops O., Luning L., Oonk H. et Weenk A. 1995. Validation of landfill gas formation models. In : T.H. Christensen, R. Cossu et R. Stegmann (Eds). Proceedings Sardinia 1995, Fifth International Waste Management and Landfill Symposium, Oct. 1995, Cagliari, Italy, 1995, pp. 635-646.
- Cossu R., Raga R. 2008. Test methods for assessing the biological stability of biodegradable waste. Waste Management, 28(2), 381-388.
- Croue J., Benedetti M.F. [et al.]. 2003. Characterization and copper binding of humic and nonhumic organic matter isolated from the South Platte River: Evidence for the presence of nitrogenous binding site. Environmental Science and Technology, 37(2), 328-336.

D

- Damiecki R. 2002. Mechanical-biological Pretreatment of MSW. ORBIT, Vol. 2, n°1, pp. 31-36.

- Damien A. 2003. Guide du traitement des déchets, 2^{ème} Edition. Paris : Dunod Editeur, Industries et technologies, 379 pages. ISBN 2-10-00-6974-8. (Série Environnement)
- Damien A. 2004. Guide du traitement des déchets, 3^{ème} édition. Paris, France.431.
- Das K.C., Smith M.C., Gattie D.K. & Hale Boothe D.D. 2002. Stability and quality of municipal solid waste compost from landfill aerobic bioreduction process. *Advances in Environmental Research* 6: 401-409.
- Daskalopoulos, E., Badr, O. and Probert, S.D, 1998. An integrated approach to municipal solid waste management. *Resources, Conservation & Recycling*, 24, pp.33-50.
- Dayal G., Yadav A., Singh R.P. et Upadhyay R. 1993. Impact of climatic conditions and socio-economic status on solid waste characteristics : a case study. *The science of the Total Environment* 136: 143-153.
- De Araujo Morais J. 2006. Influence des prétraitements mécaniques et biologiques des Ordures Ménagères Résiduelles (OMR) sur leur comportement bio-physico-chimique en Installations de Stockage des Déchets (ISD). Thèse de Doctorat, INSA de Lyon.
- De Araújo Morais J., Achour F., Ducom G. et Bayard R. 2005. MBT before landfilling in France - state of the art and results of mass balance in SDEE-Mende Landfill. In: Kühle-Weidemeier M (Wasteconsult International), editor. *International Symposium MBT 2005*, 23-25 November 2005, Hanover, Germany, 2005; 122-130.
- De Araújo Morais, G. Ducom, F. Achour, M. Rouez, R. Bayard. 2008. Mass balance to assess the efficiency of a mechanical–biological treatment, *Waste Manage.* 28 (2008) 1791–1800.
- De Guardia, A., Mallard, P., Teglia, C., Marin, A., Le Pape, C., Launay, M., Benoist, J.C., Petiot, C. 2010. Comparison of five organic wastes regarding their behaviour during composting: Part 1, biodegradability, stabilization kinetics and temperature rise. *Waste Management*, vol. 30, n° 3, p. 402-414
- Degremont. 1989. Mémento technique de l'eau; 2 vol. Rueil-Malmaison : Degremont, 1989, 1477 pp.
- Delgenès, J. P., Penaud, V. et Moletta, R. 2003. Pretreatments for enhancement of anaerobic digestion of solid waste, In *Biomethanization of the Organic Fraction of Municipal Solid Wastes*, J. Mata-Alvarez Editor.
- Delineau T. et Budka A. 2000. Rapport final SITA : état de l'art, le concept du bioréacteur.
- DeWalle, F. B., Chian, E. S. K., and Hammerberg, E. 1978. As production from solid waste in landfills. *J. Envir. Engrg. Div.*, 104, 415–432.
- Djakovitch J.L. 1988. Mise au point d'une méthode de détermination rapide du coefficient iso humique, de matériaux utilisables pour l'amendement des sols. Diplôme d'Ingénieur du C.N.A.M. de Bordeaux
- Domeizel M., Khalil A. et Prudent P. 2004. UV spectroscopy : a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology* 94: 177-184.
- Dossier TSM. 2000. La décharge a un avenir : le centre de stockage. *Techniques Sciences et Méthodes*, 1, 5-54.

E

- Eggen T. & Vethe O. 2001. Stability indices for different composts. *Compost Science & Utilization*.(9): 19-36.
- Ehrig H.J. 1983. Quality and quantity of sanitary landfill leachate. *Waste Management & Research*, 1(1), 53-68.
- Eklind, Y. and H. Kirchmann. 2000a. Composting and storage of organic household waste with

different litter amendments. I: carbon turnover. *Bioresource Technology*, 74:115-124.

El-Fadel M., Bou-Zeid E. [et al.]. 2002. Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, 22(3), 269-282.

El-Fadel M., Findikakis A.N., Leckie J.O. 1997. Environmental Impacts of Solid Waste Landfilling. *Journal of Environmental Management*, 50(1), 1-25.

El-Fadel M., Massoud M. 2000. Emissions from landfills: A methodology comparative assessment. *Environmental Technology*, 21(9), 965-978.

Erdin E. 1999. Recent experience on composting in the town Izmir of Turkey." dans " International conference on biological treatment of waste and the environment (ORBIT 99). Weimar, Germany.

Ezz A.E. 2003. Growth of the environment market of Egypt - Profitable compliance, the carrot not Stick. *EnviroEgypt*: 14.

F

Fardeau J.C. 2000. Estimation de la biodégradabilité des éléments nutritifs contenus dans les produits résiduels organiques. *Ingénieries EAT 21*: 15-28.

Fehr M., De Castro M.S.M.V. et Calcado M.D.R. 2000. A practical solution to the problem of household waste management in Brazil. *Resources, Conservation and Recycling* 30: 245-257.

Fernandes J.C. 2007. Caractérisation de composés organiques extraits d'un lixiviat de DOM par analyse gravimétrique. Rapport de master recherche, Université de Limoges.

Feuillade G., Parodi A., Redon E. 2009. Relation between organic matter properties in leachate and biogas production from MSW landfilling. In *Proceedings Sardinia, 12th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.

Flyhmmar et Hakansson P., Håkansson K. 1999. The release of heavy metals in stabilised MSW by oxidation. *Science of The Total Environment*, 243-244, 291-303.

Follea V., Brunet F., Benrabia N., Bourzai M.P. et Faucompre P. 2001. "Revue comparative des modes de gestion des déchets urbains adoptés dans différents pays de la ZSP." Agence française du Développement. octobre 2001. 24.

Forster J., Zech W., Würdinger E. 1993. Comparison of chemical and microbiological methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biology and Fertility of Soils*, 16(2), 93-99.

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, Université de Limoges.

François V., Feuillade G. [et al.]. 2006. Indicating the parameters of the state of degradation of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*, 137(2), 1008-1015.

Francou C. 2003. Sabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents. Thèse de doctorat, INRA de Paris-Grignon.

Francou C., Linères M. [et al.]. 2008. Influence of green waste, biowaste and paper-cardboard initial ratios on organic matter transformations during composting. *Bioresource Technology*, 99(18), 8926-8934.

Franke M., Jandl G., Leinweber P. 2007. Analytical pyrolysis of re-circulated leachates: Towards an improved municipal waste treatment. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 79(1-2), 16-23.

Fricke K., Santen H., Wallmann R. 2005. Comparison of selected aerobic and anaerobic procedures for MSW treatment. *Waste Management*, 25(8), 799-810.

G

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 INSA de LYON, Ecole Doctorale de Chimie de Lyon, spécialité Sciences & Techniques du Déchet. Lyon : INSA de Lyon, 250 p.

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.

Galvez-Cloutier R. Ferigutti S. et Duné J-S. 1998. Les centres de transfert. *Vecteur Environnement*, Vol 31 n°2, pp 25-37.

Garcia-Heras J.L. 2003. Reactor sizing, process kinetics, and modelling of anaerobic digestion of complex wastes, chap. 2 In : *Biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste*, Edited by J. Mata-Alvarez, IWA publishing, 313 p, 2003

Gillet R. 2009. *Traité de gestion des déchets solides et son application aux pays en voie de développement – Copenhague : OMS-PNUD, 1985- Tomes 1 et 2. 980 pages.*

Gioannis G.D., Muntoni A. [et al.]. 2009. Landfill gas generation after mechanical biological treatment of municipal solid waste. Estimation of gas generation rate constants. *Waste Management*, 29(3), 1026-1034.

Gobat J.M., Aragno M., Matthey W. 1998. *Le sol vivant. Bases de la pédologie. Biologie des sol.* Presses Polytechniques et Universitaires Romandes. Collection Gérer l'Environnement N° 14. Lausanne, Suisse. 519 pages.

Godden B. 1986. Etude du processus de compostage du fumier de bovin. Thèse de doctorat en Sciences Agronomiques, Université Libre de Bruxelles. Laboratoire de microbiologie, 136 pages.

Gómez, G., Meneses, M., Ballinas, L. and Castells, F. 2009. Seasonal characterization of municipal solid waste (MSW) in the city of Chihuahua, Mexico. *Waste Management*, 29, pp.2018-2024.

Gonzalez Del Carpio C. 1998. Composting has promising future in Mexico. *Biocycle* 39 (12): 76-77.

Gourdon R. 1987. *Traitement d'un lixiviat en filtre bactérien: - étude cinétique de l'épuration de la fraction organique facilement biodegradable (acides gras volatils), - analyse de la fraction organique non biodegradable.* Thèse de doctorat, INSA de Lyon.

Gourdon R. 2001. Aide à la définition des déchets dits biodégradables, fermentescibles, méthanisables, compostables. Association RECORD, Etude n°00-0118/1A, 151.

Goyal S., Dhull S.K. et Kapoor K.K. 2005. "Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity." *Bioresource Technology* 2005, vol. 96, no14, pp. 1584-1591.

Guermoud, N., Ouadjinia, F., Abdelmalek, F., Taleb, F. and Addou, A. 2009. Municipal solid waste in Mostaganem city (Western Algeria). *Waste Management*, 29, pp.896-902.

Gurljala K., Suflita J. 1993. Environmental factors influencing methanogenesis from refuse in landfill samples. *Environmental Science and Technology*, 27(6), 1176-1181.

H

Hage J., Mulder E. 2004. Preliminary assessment of three new European leaching tests. *Waste Management*, 24(2), 165-172.

- Ham R., Bookter T. 1982. Decomposition of solid waste in test lysimeters. *Journal - Environmental Engineering Division, ASCE*, 108(E6), 1147-1170.
- Hansen T.L., Schmidt J.E. [et al.]. 2004. Method for determination of methane potentials of solid organic waste. *Waste Management*, 24(4), 393-400.
- Hansen T.L., Svard A., Angelidaki I. et al. 2003. Chemical characteristics and methane potentials of source-separated and pre-treated organic municipal solid waste. *Water Science & Technology*, 2003, vol. 48, n°4, pp. 205-208.
- Harries C., Cross C., Smith R. 2001a. Application of Biochemical methane Potential (BMP) testing to the study of municipal solid waste decomposition in MSW lysimeter. In *Proceedings Sardinia, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy*.
- Hassan M. N., Chong T. L., Rahman M., Salleh M. N., Zakaria Z., Awang. M. 2001. Solid Waste Management in Southeast Asian Countries with Special Attention to Malaysia. *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 1-5 October 2001*
- Hassen A., Belguith K. [et al.]. 2001. Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresource Technology*, 80(3), 217-225.
- Haug R.T. 1993. *The practical handbook of compost engineering*. Boca Raton, Florida. 717.
- He P., Xiao Z. [et al.]. 2006. In situ distributions and characteristics of heavy metals in full-scale landfill layers. *Journal of Hazardous Materials*, 137(3), 1385-1394.
- Heasman L. 1997. Leaching tests to assess the environmental impact of waste. In *Proceedings Sardinia, 6th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy*.
- Heerenklage J. & Stegmann R. 2001. Comparison of test systems for the determination of the gas potential from waste, In : T.H. CHRISTENSEN, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 2001, eighth International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy, vol.I, p. 564-570*.
- Heerenklage J. et Stegmann R. 1995. Overview on mechanical-biological pretreatment of residual MSW. In: T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 95, Fifth International landfill Symposium. S.Margherita di Pula, Cagliari, Italy, 2-6 october 1995, 913-925*.
- Heerman C. 2002. Mechanical-Biological Treatment – applicability to household waste. *Warner Bulletin*.
- Heiss-Ziegler C. et Lechner P. 1999. Behaviour of stabilized organic matter under anaerobic landfill conditions. In : T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Waste Management and Landfill Symposium, Oct. 1999, Cagliari, Italy, 1999, vol. I, pp. 511-518*.
- Heyer K.U., Hupe K. et Stegmann R. 1999. Mechanical biological pre-treatment and energetic recovery of RDF fractions in Germany : processing and cost. In : *Proceedings Sardinia 1999, Eighth International Waste Management & Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 4-8 October 1999. pp. 455-464*.
- Hoitink H.A.J. 1995. *The Composting Process*. Cité par ITAB (2001). *Guide des matières organiques. Tome 1. Deuxième édition 2001*.



Iglesias-Jiménez, E., Pérez, V., Espino, M., Hernández, J.M., 1993. City refuse compost as a phosphorus source to overcome the P-fixation capacity of sesquioxide-rich soils. *Plant and Soil* 148, 115-127.

Inbar Y., Hadar Y., Chen Y. 1992. Characterization of humic substances formed during the composting of solid wastes from wineries. *Science of The Total Environment*, 113(1-2), 35-48.

Irene M. & Lo C. 1996. Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environment International*, 22, 433-442.

Itävaara M., Venelampi O., Kapanen A. 2002. Compost maturity – problems associated with testing, 2002 P. 373-382. In: H. Insam et al. (ed.) *Microbiology of composting*. Springer Verlag, Heidelberg, Germany.

J

Jeris, J. S. and R.W. Regan. 1973a. Controlling environmental parameters for optimum composting (I): experimental procedures and temperature. *Compost Science*, 14 (1): 10-15.

JOCE. 2002. *Journal Officiel des Communautés Européennes*. L11 p.27.

Juniper. 2005. Mechanical biological treatment: a guide decision makers processes, policies and markets. Annexe A, Process Fundamentals.

K

Kahle H-J., Krzystek L. et Ledakowicz S. 2005. Ex situ ioremediation of old landfills by MBT. *International Symposium MBT 2005, Hanover, Germany*, 89-98.

Kalbe U., Berger W. [et al.]. 2008. Evaluation of leaching and extraction procedures for soil and waste. *Waste Management*, 28(6), 1027-1038.

Kang K., Shin H.S., Park, H. 2002. Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water Research*, 36(16), 4023-4032.

Kathirvale S, Muhd Yunus MN, Sopian K, Samsuddin AH. 2003. Energy potential from municipal solid waste in Malaysia. *Renewable Energy*, 29: 559-567.

Kehila et al., 2010. Landfilling – A solution for Municipal Solid Waste Management in Algeria, *Waste Management*, 30, 2398-2400.

Kehila, Y., 2005. The landfill in Alger and the use of geosynthetic material to protect the environment. In : *Proceedings of the 7th International Conference in Geosynthetic*.

Kelly R.J. 2002. Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict Waste Stability. Thesis in Environmental Science and Engineering. Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State university.

Kelly R.J., Shearer B.D. [et al.]. 2006. Relationships between analytical methods utilized as tools in the evaluation of landfill waste stability. *Waste Management*, 26(12), 1349-1356.

Koledzi K E. 2011. Valorisation des déchets solides urbains dans les quartiers de Lomé (Togo) : approche méthodologique pour une production durable de compost. Thèse de doctorat : Chimie et Microbiologie de l'Eau. Limoges : Université de Limoges.

Komilis D., Ham R., Stegmann R. 1999a. The effect of landfill design and operation practices on waste degradation behavior: A review. *Waste Management and Research*, 17(1), 20-26.

Komilis D., Ham R., Stegmann R. 1999b. The effect of municipal solid waste pretreatment on landfill behavior: A literature review. *Waste Management and Research*, 17(1), 10-19.

Komilis D.P. et Ham R.K. 2000. A laboratory method to investigate gaseous emissions and solid decomposition during composting of municipal solid wastes. *Compost Science & Utilization*, vol. 8, pp. 254-265.

- Kosson D., Van Der Sloot H.A. [et al.]. 2002. An Integrated Framework for Evaluating Leaching in Waste Management and Utilization of Secondary Materials. *Environmental Engineering Science*, 19(3), 159-204.
- Kostov, O., G. Petkova, and O. Van Cleemput. 1994. Microbial indicators for sawdust and bark compost stability and humification process. *Bioresource Technology*, 50:193-200.
- Kpabou, Y., 2007. Evaluation quantitative des ordures ménagères de la ville de Lomé, cas des quartiers Résidence du Bénin et Tokoin-Forever. DEA Université de Lomé.
- Kuehle-Weidemeier M. 2005. Mechanical-Biological treatment (MBP) of municipal solid waste as an efficient way to reduce organic input into landfills. 2005. <http://www.wasteconsult.de/Kuehle-Weidemeier>.
- Kuehle-Weidmeier M. Et. Doedens H. 2003. Landfilling and properties of MBP waste. In Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management & Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 6-10 October 2003.
- Kylefors K., Andreas L., Lagerkvist A. 2003. A comparison of small-scale, pilot-scale and large-scale tests for predicting leaching behaviour of landfilled wastes. *Waste Management*, 23(1), 45-59.
- Segbeaya K.N., Feuillade-Cathalifaud G., Baba G., Koledzi E.K., Pallier V., Tchangbedji G., Matejka G. 2012. How the origin of fresh household waste affects its ability to be biodegraded: An assessment using basic tools and its application to the city of Kara in Togo. *Waste Management*. In press.
- Segbeaya K.N.. 2012. Évaluation de l'impact des déchets ménagers de la ville de Kara(Togo) sur la qualité de la rivière Kara. Thèse de Doctorat. Université de Limoges.

L

- Labanowski J. 2004. Matière organique naturelle et anthropique - Vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation. These de doctorat, Université de Limoges.
- Labanowski J. et Feuillade G. 2009. Combination of biodegradable organic matter quantification and XAD-fractionation as effective working parameter for the study of biodegradability in environmental and anthropic samples. *Chemosphere*, 74(4), 605-611.
- Lagier T. 2000. Etude des macromolécules de lixiviat: caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux. These de doctorat, Université de Limoges.
- Lanini S., Houi O. [et al.]. 2001. The role of aerobic activity on refuse temperature rise: II. Experimental and numerical modelling. *Waste Management and Research*, 19(1), 58-69.
- Lasaridi K. E. et Stentiford Ed. 1998. I., A simple respirometric technique for assessing compost stability, *Water Resources*, vol. 32, No 12, p 3717-3723, 1998
- Leclerc B., George P., Cauwel B., Lairon D. 1995. A five year study on nitrate leaching under crops fertilized with mineral and organic fertilizers in lysimeters. Cité par ITAB (2001). Guide des matières organiques. Tome 1. Deuxième édition 2001 .
- Leclerc G. & Bonneau A. 1982. La lixiviation: source , composition et atténuation. *Eau du Québec*, 15(1), 37-45.
- Leenheer J.A. 1981. Comprehensive approach to preparative isolation and fractionation of dissolved organic carbon from natural waters and wastewaters. *Environmental Science technology*, 15 (5), 578-587.
- Leikam K. Et Stegmann R. 1995. Mechanical and biological treatment of residual waste before landfilling. In Proceedings Sardinia 1995, Fifth International Waste Management & Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 2-6 October 1995. pp. 947-955.
- Leikam K. et Stegmann R. 1997. Mechanical – biological pre-treatment of residual municipal solid waste and the landfill behaviour of pretreated waste. In Proceedings Sardinia 1997, Sixth International

Waste Management & Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 13-17 October 1997. pp. 463-474.

Leikam K., Stegmann R. 1999. Influence of mechanical-biological pretreatment of municipal solid waste on landfill behaviour. *Waste Management and Research*, 17(6), 424-429.

Lewin K. 1996. Leaching tests for waste compliance and characterisation: Recent practical experiences. *Science of the Total Environment*, 178, 85-94.

Liang C., Das K.C., McClendon R.W. 2003. The influence of temperature and moisture contents regimes on the aerobic microbial activity of a biosolids composting blend. *Bioresource Technology*, 86(2), 131-137.

Liwarska-Bizukojc E. and Ledakowisz S. 2001. Elemental balance for the biodegradation process of the Organic Fraction of Municipal Solid Waste (OFMSW). In *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management & Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1-5 October 2001. pp. 383-390.

Lo H., Liao Y. 2007. The metal-leaching and acid-neutralizing capacity of MSW incinerator ash co-disposed with MSW in landfill sites. *Journal of Hazardous Materials*, 142(1-2), 512-519.

Lorber K.E., Nelles M., Ragossnig A. et al. 2001. Longterm comparison between mechanical biological pretreated and non pretreated landfill. In *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management & Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1-5 October 2001. pp. 239-246.

Lornage R., Redon E. [et al.]. 2007. Performance of a low cost MBT prior to landfilling: Study of the biological treatment of size reduced MSW without mechanical sorting. *Waste Management*, 27(12), 1755-1764.

M

Mac Bean A., Rovers F., Farquhar G. 1995. *Solid waste landfill Engineering and Design*. Editions Lavoisier.

MähL B. 2005. Aeration as an instrument for process optimising of intensive rotting proceedings in MBT plants. *Proceedings International Symposium MBT 2005*. Hanovre, Allemagne, 23-25 novembre 2005, 281-293.

Mahmoudkhani M., Wilewska-Bien M. [et al.]. 2008. Evaluating two test methods used for characterizing leaching properties. *Waste Management*, 28(1), 133-141.

Malcolm R., MacCarthy P. 1992. Quantitative evaluation of XAD-8 and XAD-4 resins used in tandem for removing organic solutes from water. *Environment International*, 18(6), 597-607.

Manassero, M., Van Impe, W.F. and Bouazza, A. 1997. *Waste Disposal and Containment*". *Environmental Geotechnics*. Kamon, M. Rotterdam, Balkema, A.A.: 1425-1474.

Mansour A.A., Motte A., Pallier V., Feuillade-Cathalifaud G., Ponthieux A. 2011. Assessment of the aerobic preparation and bottom ash addition as pretreatment steps before landfilling of fresh municipal solid waste: impact on methanogenesis kinetics and leachate parameters. In *Proceedings Sardinia, 13th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.

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.

Mata-Alvarez J. 2003. The biomethanization of the organic fraction of municipal solid waste. *Water* 21, 59-61.

Matejka G. 1995. *La gestion des déchets ménagers et la qualité des eaux*, O.I.E., Paris.

- 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.
- McBean, E. A., & Farquhar, G. J. 1995. *Solid Waste Landfill Engineering and Design*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, N.J.
- MEAT. 2001. Ministère de l'Environnement et de l'Amenagement du Territoire, Tunisie - Rapport national de l'environnement tunisien, de l'année 2000, avril 2001, 146p.
- MEDD. 2005. Ministère de L'Environnement et du Developpement Durable, Tunisie - Rapport national de l'environnement tunisien, de l'année 2004, mai 2005, 195p.
- Mehta R., Barlaz M.A. [et al.]. 2002. Refuse decomposition in the presence and absence of leachate recirculation. *Journal of Environmental Engineering*, 128(3), 228-236.
- Mejbri R. 1997. Fractionnement et caractérisation de la matière organique dissoute dans les lixiviats de décharges d'ordures ménagères : effets du traitement par lagunage aéré. Thèse de doctorat, Université de Limoges.
- METAP-PRGDS. 2005. Programme d'assistance technique pour l'environnement méditerranéen – projet régional de gestion des déchets solides, Rapport Synthèse Pays, préparé par le consortium international GTZ-ERMGKW,2005, 70p.
- METAP-PRGDS-Algérie. 2005. Programme d'assistance technique pour l'environnement méditerranéen – projet régional de gestion des déchets solides, Analyse et recommandations en matière de recouvrement des coûts de la gestion des déchets municipaux en Algérie, avril 2005, 85p.
- METAP-PRGDS-Maroc. 2004. Programme d'assistance technique pour l'environnement méditerranéen – projet régional de gestion des déchets solides, Rapport Pays - Maroc, préparé par le consortium international GTZ-ERMGKW,mai 2004, 51p.
- METAP-PRGDS-Palestine. 2004. Programme d'assistance technique pour l'environnement méditerranéen – projet régional de gestion des déchets solides, Rapport Pays - Palestine, préparé par le consortium international GTZ-ERMGKW,avril 2004, 55p.
- METAP-PRGDS-syrie. 2004. Programme d'assistance technique pour l'environnement méditerranéen – projet regional de gestion des déchets solides, Rapport Pays - Syrie, préparé par le consortium international GTZ-ERMGKW,août 2004, 32p.
- METAP-PRGDS-Tunisie. 2004. Programme d'assistance technique pour l'environnement méditerranéen – projet régional de gestion des déchets solides, Rapport Pays - Tunisie, préparé par le consortium international GTZ-ERMGKW,janvier 2004, 42p.
- Metin E., Eröztürk A., Neyim C. 2003. Solid waste management practices and review of recovery and recycling operations in Turkey *Waste Management* 23 : 425–432
- Mezouari F. 2011. Conception et exploitation des centres de stockage des déchets en Algérie et limitation des impacts environnementaux. Thèse de doctorat : Chimie et Microbiologie de l'Eau. Limoges : Université de Limoges.
- Michel, Jr., F.C. , C.A. Reddy. 1998. Effect of oxygenation level on yard trimmings composting rate, odor production and compost quality in bench scale reactors. *Compost Science and Utilization* 6(4):6-14.
- 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.
- Millot N. 1986. Les lixiviats de décharges contrôlées. Caractérisation analytique et études des filières de traitement. Thèse de doctorat, INSA de Lyon.
- MODECOM. 1993. *Méthodes 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: 33-43.

Moletta, R. 2002. Procédés biologiques anaérobies, Dans *Gestion des problèmes environnementaux dans les industries agroalimentaires*, Technique et documentation -Editions Lavoisier, Paris.

Morel J.L., Guckert A., Nicolardot B., Benistant D., Catroux G. & Germon J.C. 1986. Etude de l'évolution des caractéristiques physico-chimiques et de la stabilité biologique des ordures ménagères au cours du compostage. *Agronomie*, 6, 693-701.

Morris J., Vasuki N.C. [et al.]. 2003. Findings from long-term monitoring studies at MSW landfill facilities with leachate recirculation. *Waste Management*, 23(7), 653-666.

Morvan B. 2000. Méthode de caractérisation des déchets ménagers: analyse sur produit sec. *Déchets - Sciences et Techniques*, 20, 9-11.

Müller W. Et Fricke K. 1999. Anaerobic digestion as integrated part of a mechanical-biological waste treatment process. *Proceedings of the international Conference ORBIT 99 on biological treatment of waste and the environment*, 2-4 september 1999, Weimar, Deutschland. pp. 209-218. ISBN 3-930894-20-3

Müller W., Niesar M. Et. Turk T. 2003. Optimized mechanical treatment and material segregation through ballistic separation within mechanical biological waste treatment. In *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management & Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 6-10 October 2003.

Münnich K., Mahler C., Fricke K. 2006. Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil. *Waste Management*, 26(2), 150-157.

Mustin M. 1987. *Le compost, gestion de la matière organique*. Paris.

N

Nanny M.A., Ratasuk N. 2002. Characterization and comparison of hydrophobic neutral and hydrophobic acid dissolved organic carbon isolated from three municipal landfill leachates. *Water Research*, 36(6), 1572-1584.

Naresh, K.K. and Goel, S. 2009. Characterization of Municipal Solid Waste (MSW) and a proposed management plan for Kharagpur, West Bengal, India. *Resources, Conservation & Recycling*, 53, pp.166-174.

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. 2000. "Evaluation environnementale et économique de systèmes de gestion des déchets solides municipaux : analyse du cas de Yaoundé au Cameroun". LAEPSI. Lyon, INSA LYON: 314.

Noble J.J., Munez-Mcnally T. & Tansel B. 1988. The effects of mass transfer on landfill stabilization rates. In T.H. Christensen, R. Cossu & R.Stegmann (Eds). *Proceeding of international conference on landfill gas and anaerobic digestion of solid waste*, Chester, England, 519-532.

O

O.N.E.M. 2001. *Environment state in Morocco*. 2001. *Wastes and Urban Aereas*. National Departement of Environment, Morocco : ONEM.

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.

Ouatmane, A., V. D'Orazio, M. Hafidi, and N. Senesi. 2002. Chemical and physicochemical characterization of humic acide-like materials from compost. *Compost Science & Utilization*, 10, 1:39-46.

Owens J.M. & Chynoweth D.P. 1993. Biochemical methane potential of municipal solid waste (MSW) components. *Water science and technique*, 1993, vol.27, n°2, pp. 1-14.

P

Palmisano A., Barlaz M. 1996. *Microbiology of solid waste*. Editions Lavoisier.

Palmisano A.C. & Barlaz M.A. 1996. Introduction to solid waste decomposition. In : Palmisano A.C. and Barlaz M.A. (Eds.), *Microbiology of Solid Waste*, Boca Raton : CRC Press, Inc, 1996, 224 p.

Palmowski L., Müller J. 2000. Influence of the size reduction of organic waste on their anaerobic digestion, *Water Science and Technology* 41 (3), pp. 155-162.

Paredes C., Bernal M.P., Cegarra J. & Roig A. 2002. Bio-degradation of olive mill wastewater sludge by its co-composting with agricultural wastes. *Bioresource technology*, 2002, vol. 85, pp. 1-8.

Parizeau, K., Virginia, M. and Chanthy, L. 2006. Waste characterization as an element of waste management planning: lessons learned from a study in Siem Reap, Cambodia. *Resources, Conservation & Recycling*, 49, pp.110–128.

Parlanti E., Morin B., Vacher L. 2002. Combined 3D-spectrofluorometry, high performance liquid chromatography and capillary electrophoresis for the characterization of dissolved organic matter in natural waters. *Organic Geochemistry*, 33(3), 221-236.

Parodi A. 2010. Impact de nouveaux modes de gestion sur l'accélération de la dégradation de déchets ménagers : approche multiparamétrique et multi-échelle. Thèse de doctorat : Chimie et Microbiologie de l'Eau. Limoges : Université de Limoges.

Parodi A., Feuillade G. Mansour A.A. 2009. Municipal solid waste methanisation: organic matter fractionations from leaching tests. In *Proceedings Sardinia, 12th International Waste Management and Landfill Symposium*, Cagliari, Italy.

Parodi A., Feuillade G. Mansour A.A. 2010. Optimization of Municipal Solid Waste Leaching Test procedure: Assessment of the part of hydrosoluble organic compounds. *Journal of Hazardous Materials*, publication soumise.

Pavlostathis S. G. & Giraldo-Gomez E. 1991. Kinetics of anaerobic treatment : a critical review, *Critical Reviews in Environmental Control*, vol. 21, p 411-490, 1991.

Petiot, C. and A. de Guardia. 2004. Composting in a laboratory reactor: a review. *Compost Science & Utilization*. a review. *Compost Science & Utilization*, 12, 69-79.

Pichler M., Kögel-Knabner I. 2000. Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste. *Journal of Environmental Quality*, 29(4), 1337-1344.

Pohland F.G, Al-Yousfi B. 1994. Design and operation of landfills for optimum stabilization and biogas production. *Water Science and Technology*, 30(12), 117-124.

Pommier S., Chenu D., Quintard M., Lefebvre X. 2007. A logistic model for the prediction of the influence of water on the solid waste methanization in landfills, *Biotechnology and Bioengineering*, Vol. 97, n°3, p. 473-482, 2007

Porlier A. 2000. "Gestion des déchets solides au Vietnam." dans " Séminaire sur la gestion des déchets solides au Vietnam". 8-9 Mai 2000, Damang & Hô Chi Min Ville. 25.

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.

Provenzano M.R., Senesi N. & Piccone G. 1998. "Thermal and spectroscopic characterization of composts from municipal solid waste." *Compost Science & Utilization* 6 (3): 67-73.

R

Ramade F. 1998. Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau: biogéochimie et écologie des eaux continentales et littorales. Ediscience.

Raninger B., Nelles M., Harant M. et al. 1999. Longterm behaviour of mechanical biological pretreated material under landfill conditions. In : T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 1999, Seventh International Landfill Symposium, Oct. 1999, Cagliari, Italy, 1999, vol. I, pp. 479-486.*

Reinhart D.R et Townsend T.G. 1998. *Landfill bioreactor design and operation*. Lewis Publishers, Boca Raton, NY, by CRC Press LLC, 189 pages.

Reinhart D.R. & Townsend T.G. 1989. *Landfill Bioreactor Design & Operation*. Boca Raton, NY : Lewis Publishers, 1998, 189p.

REMECOM. 1998. European measurement network for the characterisation of household waste – How to assess your household waste stream ? - édité par l'Ademe Centre d'Angers, Juin 2001 - Coll., « Procedures and Tools», 62p.

Rendek E., Ducom G., Germain P. 2007. Assessment of MSWI bottom ash organic carbon behavior: A biophysicochemical approach. *Chemosphere*, 67(8), 1582-1587.

Richard T.L., Hamlers H.V.E., Veeken A. & Silva T. 2002. "Moisture relationships in composting processes." *Compost Science & Utilization* 10 (4): 286-302.

Robinson H., Knox K. [et al.]. 2005. Leachate quality from landfilled MBT waste. *Waste Management*, 25(4 SPEC. ISS.), 383-391.

Robinson H.D. & Gronow J.R. 1993. A review of landfill leachate composition in the UK. In: T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 1993, Fourth International Landfill Symposium, 1993, Cagliari, Italy, 1, 821-832.*

Rodriguez C., Hilligsmann S., Lardinois M., Destain J., Radu J.P., Charlier R. & Thonart P. 2001. Cellulose enzymatic availability in solid waste. In: T.H. Christensen, R. Cossu & R. Stegmann (Eds). *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Landfill Symposium, 2001, Cagliari, Italy, 69-77.*

Rodríguez J., Castrillón L. [et al.]. 2004. Removal of non-biodegradable organic matter from landfill leachates by adsorption. *Water Research*, 38(14-15), 3297-3303.

Röhrs L.H., Fourie A., Blight G.E. 2002. Is 30 years an appropriate after-care period for municipal landfills. In: *Proc. Waste Con 2000, IWMSA, Cape Town, South Africa*. In : Morris J.W.F., Vasuki N.C., Baker J.A. 2002. Evaluation of long-term monitoring data from full-scale MSW landfills with leachate recirculation, in: *Proceedings of the Second Intercontinental Landfill Research Symposium, Asheville, 2002, pp. 83-84.*

Roletto R., Barberis R., Consiglio M. et al. 1985. Chemical parameters for evaluating compost maturity. *Biocycle*, 1985, vol. 26, pp. 46-47.

Rosqvist H., Röhrs L.H., Fourie A. 2001. Water balance and solute transport studies in three experimental solid waste columns. *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, 2001, pp. 655 - 664.*

Rouez M., 2008. Degréation anaérobie de déchets solides : caractérisation, facteurs d'influence et modélisations. Thèse de Doctorat. INSA de Lyon

Roux J.-C. 1987. La mise au point expérimentale d'un procédé adapté au contexte local : le cas de Louga (Sénégal). In : *Gestion des déchets ménagers dans les pays en développement*. 9-11 septembre 1987, Angers, France. 161-169.

Roux J.-C., Proust F. Et Clin F. 1988. "Valorisation agricole des déchets ménagers de la ville de Louga (Sénégal)." dans " Colloque Interne ISTED". 20 - 22/ 09/1988, Lyon. 421 - 428.

S

Sadaka S. & El-Taweel A. 2003. Effects of aeration and C:N Ratio on household waste composting in Egypt. *Compost Science & Utilization*, 11(1), 36-40.

Sánchez-Monedero M., Roig A. [et al.]. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology*, 78(3), 301-308.

Sanders W., Geerink M. [et al.]. 2000. Anaerobic hydrolysis kinetics of particulate substrates. *Water Science and Technology*, 41(3), 17-24

Scaglia B., Erriquens F.G. [et al.]. 2007. Precision determination for the specific oxygen uptake rate (SOUR) method used for biological stability evaluation of compost and biostabilized products. *Bioresource Technology*, 98(3), 706-713.

Schalk P. 2005. Extensive environmental technologies for treatment of Municipal Solid Waste and waste water. *Proceedings International Symposium MBT 2005*. Hanovre, Allemagne, 23-25 novembre 2005, 352-363.

Scheelhaase T. and Bidlingmaier W. 1997. Effects of mechanical-biological pre-treatment on residual waste and landfilling. In *Proceedings Sardinia 97, Sixth International Waste Management & Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 13-17 October 1997. pp. 475-484.

Scheelhaase T. Landfill behaviour of MBP-waste and new landfill concept for a low emission landfill. 2001. In *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management & Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1-5 October 2001. pp. 247-254.

Schnitzer M. & Khan S.U. 1972. In : *Humic substances in the environment*. Dekker M. (Ed), New York.

Serra-Wittling C. 1995. "Valorisation de composts d'ordures ménagères en protection des cultures: Influence de l'apport de composts sur le développement des maladies d'origine tellurique et le comportement de pesticides dans un sol." *Mémoire de thèse pour l'obtention du diplôme de docteur de l'INA-PG*, 220p.

Shao Z., He P., Zhang D., Shao L. 2009. Characterization of water-extractable organic matter during the biostabilization of municipal solid waste. *Journal of Hazardous Materials*. (164).pp1191–1197.

Smidt E., Meissl K. 2007. The applicability of Fourier transform infrared (FT-IR) spectroscopy in waste management, *Waste Management*, 27(2), 268-276.

Soyez K. Et Plickert S. 2002. Mechanical-biological pre-treatment of waste: State of the art and potential of biotechnology. *Acta Biotechnologica*, vol, 22, n°3-4, pp. 271-284.

Soyez K., Koller M. Et. Plickert S. 2001. Climate and resource management potentials of the mechanical-biological pre-treatment of waste. In *Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management & Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 1-5 October 2001. pp. 389-397.

Soyez K., Plickert S. 2002. Mechanical-biological pre-treatment of waste: State of the art and potentials of biotechnology. *Acta Biotechnologica*, 22(3-4), 271-284.

Sponza D.T., Agdag O.N. 2005. Effects of shredding of wastes on the treatment of municipal solid wastes (MSWs) in simulated anaerobic recycled reactors. *Enzyme and Microbial Technology*, 36(1), 25-33.

Steyer E., Hilgsmann S., Radu J.P., Charlier R., Destain J., Drion R. & Thonart P., A biological pluridisciplinary model to predict municipal landfill life. In : T.H. Christensen, R. Cossu & R.

Stegmann (Eds). Proceedings Sardinia 99, Seventh International Landfill Symposium, Oct. 1999, Cagliari, Italy, 1999, vol. I, p. 37-43.

Sugahara K., Harada Y. & Inoko A. (1979). "Color change of city refuse during composting process." *Soil Sci.Plant. Nutr.*, 25, 2:197-208.

Sugahara, K. and A. Ionoko. 1981. Composition analysis of humus and characterization of humic acid obtained from city refuse compost. *Soil Sci. Plant Nutri.*, 27, 2:213-224.

Sujauddin, M., Huda, S.M.S. and Rafiqul Hoque A.T.M, 2008. Household solid waste characteristics and management in Chittagong, Bangladesh. *Waste Management*, 28, pp.1688–1695.

Sullivan, D. M., A. I. Bary, D. R. Thomas, S. C. Fransen, & C. G. Cogger. 2002. Food waste compost effects on fertilizer nitrogen efficiency, available nitrogen and tall fescue yield. *Soil Sci.Soc.Am. J.*, 66:154-161.

Swana 1997. Leachate generation, collection and treatment at municipal solid waste disposal facilities. (Publication No. GR-D 0535), Solid Waste association of North America, Silver Spring, Maryland, 1997.

T

Tchobanoglous, G., Theisen, H., and Vigil, S.A, 1993. Integrated solid waste management. McGraw-Hill, New York, USA.

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.

Thonart P., Steyer E., Drion R. Et Hiligsmann S. (1997). La gestion biologique d'une décharge. *Tribune de l'Eau*, 590/591, 3-12.

Thurman E., Malcolm R. 1981. Preparative isolation of aquatic humic substances. *Environmental Science and Technology*, 15(4), 463-566.

Tiquia S.M. & Tam N.F.Y. (1998). Composting pig manure in Hong Kong. *Biocycle*, 39 (02), 78-79.

Tomati U., Madejon E., Galli E., Capitani D., Segre A.L., 2001. Structural changes of humic acids during olive mill pomace composting. *Compost Science & Utilization* 9, 134-142.

Tremier A., De Guardia A. [et al.]. 2005. A respirometric method for characterising the organic composition and biodegradation kinetics and the temperature influence on the biodegradation kinetics, for a mixture of sludge and bulking agent to be co-composted. *Bioresource Technology*, 96 (2), 169-180.

Tuomela M., Vikman M. [et al.]. 2000. Biodegradation of lignin in a compost environment: A review. *Bioresource Technology*, 72(2), 169-183.

V

Vavilin V. A., Rytov S. V. & Lokshina L. Ya. A description of hydrolysis kinetics in anaerobic degradation of particulate organic matter, *Bioresource Technology*, n°56, p. 229-237, 1996.

Veeken et al., 2003 oxitop system.

Venglovsky J., Sasakova N. [et al.]. 2005. Evolution of temperature and chemical parameters during composting of the pig slurry solid fraction amended with natural zeolite. *Bioresource Technology*, 96(2), 181-189.

Visvanathan, C., Tränkler, J., Kuruparan, P., Basnayake, B.F.A., Chiemchaisri, C., Kurian, J., and Gongming, Z., Asian Regional Research Programme on Sustainable Solid Waste Landfill Management in Asia. Proceedings Sardinia 2005, Tenth International Waste Management and Landfill Symposium, Italy (2005).

Vorster K. & Magongwa T. (2005). Application of the Dome Aeration Method in South Africa. International Symposium MBT 2005, Hanover, Germany, 60-71.

W

Waas E., Adjademe N., Bideaux A., Deriaz G., Diop O., Guene O., Laurent F., Meyer W., Pfammatter R., Schertenleib R. & Toure C. (1996). Valorisation des déchets ménagers organiques dans les quartiers populaires des villes africaines. Genève, Suisse, SKAT.142.

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.

Wens P., Vercauteren T. [et al.]. 2001. Factors inhibiting anaerobic degradation in a landfill. In Proceedings Sardinia, 8th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Wicker A. (2000). Chapitre 22: Gestion des Déchets dans « Statistiques pour la politique de l'environnement », 27-28 novembre, Munich ; 12 pages.

Williams P.T. Waste treatment and disposal. Department of fuel and energy, the university of Leeds. UK : John Wiley & Sons Ltd, England, 1998, 417 pp.

Y

Yeye M.S. (2002). "Introduction." dans " Séminaire - atelier francophone sur la gestion des déchets ménagers (Cahier-technique)". 18-20 novembre 2002, Saaba-Ouagadougou, Burkina Faso. 17-25.

You et al., (2011)

Youcai Z., Luochun W. [et al.]. 2002. A comparison of refuse attenuation in laboratory and field scale lysimeters. Waste Management, 22(1), 29-35.

Yousuf, T.B. and Rahman, M, 2007. Monitoring quantity and characteristics of municipal solid waste in Dhaka City. Environment Monitoring Assessment, 135, pp.3–11.

Yue D., Zhang Y., Yu Z., Liu J. ; Nie Y. 2011. Effect of aerobic pretreatment degree of municipal solid waste on gas generation during landfilling. Proceedings Sardinia 2011, Thirteenth International Waste Management and Landfill Symposium S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy; 3-7 October 2011.

Yuen S., Styles J., McMahon T. 1995. An active landfill management by leachate recirculation – a review and an outline of a full-scale project. In Proceedings Sardinia, 5th International Waste Management and Landfill Symposium, Cagliari, Italy.

Z

Ziemann g., münlich k. Et fricke. Deposition of mechanical-biologically treated municipal solid waste. In Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management & Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy. 6-10 October 2003.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Station d'épuration d'Agareb	CCXXXIX
ANNEXE 2 : Photos de la campagne de caractérisation de Kairouan (Tunisie)	CCXL
ANNEXE 3 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Kairouan	CCXLI
ANNEXE 4 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Kairouan	CCXLIII
ANNEXE 5 : Photos des opérations d'échantillonnage et de caractérisation des déchets de Menzel Bourguiba (Tunisie)	CCXLV
ANNEXE 6 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Menzel Bourguiba	CCXLVI
ANNEXE 7 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Kairouan	CCXLVIII
ANNEXE 8 : Photos des campagnes de caractérisation des déchets de Médenine (Tunisie)	CCL
ANNEXE 9 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Médenine	CCLI
ANNEXE 10 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Médenine	CCLIII
ANNEXE 11 : Photos des opérations d'échantillonnage et de caractérisation des déchets de Djerba (Tunisie)	CCLV
ANNEXE 12 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Djerba	CCLVI
ANNEXE 13 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Djerba	CCLVIII
ANNEXE 14 : Photos des opérations d'échantillonnage et de caractérisation des déchets de Sfax (Tunisie)	CCLX
ANNEXE 15 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation printanière de Sfax	CCLXI
ANNEXE 16 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Kairouan	CCLXIII
ANNEXE 17 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Sfax	CCLXV
ANNEXE 18: Catégories et Sous catégories de déchets ménagers d'après MODECOM (Ademe, 1993)	CCLXVII
ANNEXE 19 : Constitution des andains pilotes de Sfax (Tunisie)	CCLXIX
ANNEXE 20: Photos de l'unité des opérations d'échantillonnage à partir du PTMB d'Alvêol (France, Bellac, 87)	CCLXX

ANNEXE 1 : Station d'épuration d'Agareb

Les données caractéristiques de la station (horizon 2016) sont comme suit :

- Capacité hydraulique de la station : 2030m³/jour
- Capacité biologique de la station : 1080kg DBO₅/jour

La station est constituée des ouvrages suivants :

- Une station de relèvement des eaux usées en tête équipée de 3 pompes de débit unitaire 130 m³/h.
- 2 tamis rotatifs pour le dégrillage mécanique avec un espacement des barreaux de 1,5 mm.
- Un dessableur/déshuileur mécanique muni d'un pont racleur et d'un système d'extraction et d'évacuation de sable (pompe à sable) d'un classificateur qui permet d'acheminer les particules vers une benne et d'un concentrateur de graisses.
- Un débitmètre ultrasonique installé sur un canal Parshall
- Deux filières de deux étapes de réacteurs biologiques de culture fixe soit : quatre lits bactériens équipés d'un distributeur rotatif au niveau de chaque lit et de huit pompes pour le pompage des eaux prétraitées et recirculation vers les lits avec un débit unitaire de 100m³/h. Les lits bactériens sont de forme cylindrique de dimensions : 4,4m de diamètre et 9 m de hauteur.
- 2 pompes à boues avec un débit unitaire de 56 m³/h
- Un épaisseur
- Une pompe à boue épaissies
- 11 lits de séchage

Traitement :

Eaux usées → dégrillage → dessablage → déshuilage-dégraissage → lit bactérien
 épauvrissement → séchage → boues séchées → Eau épurée

Tableau 1 : Qualité des eaux usées traitées de la STEP d'Agareb

Paramètres	Unités	11/02/2010	16/03/2010	29/03/2010
pH	μ.pH	8,2	8,35	8,24
Conductivité	μS/cm	2850	2940	2980
DCO	mg/L	176	200	216
DBO ₅	mg/L	55	75	95
MES	mg/L	70	50	43
Cl	mg/L	532	462	444

ANNEXE 2 : Photos de la campagne de caractérisation de Kairouan (Tunisie)



ANNEXE 3 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Kairouan

Tableau 1 : Récapitulatif des caractéristiques des déchets de Kairouan

	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)
Hétéroclites	0,00	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0
> 100 mm	82,83	16,6	55,8	36,61	16,6	15,8	55,02
100-20 mm	382,03	76,4	53,4	178,03	76,4	76,7	79,62
<20 mm	35,14	7,0	50,6	17,36	7,0	7,5	67,99
Total / moyenne	500,00	100	53,6	231,99	100	100	74,87

Tableau 2 : Caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Kairouan

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	2,28	2,7	47,4	1,20	2,75	3,27	94,7	1,1
Papiers	1,05	1,3	21,0	0,83	1,27	2,27	90,1	0,7
Cartons	3,10	3,7	12,3	2,72	3,74	7,43	77,9	2,1
Composites	3,85	4,6	18,2	3,15	4,65	8,61	87,2	2,7
Textiles vestimentaires	10,42	12,6	29,8	7,31	12,58	19,99	96,9	7,1
Textiles sanitaires	43,50	52,5	86,5	5,88	52,52	16,07		0,0
Plastiques - films	5,00	6,0	33,7	3,31	6,04	9,06	92,6	3,1
Plastiques - durs	1,28	1,5	11,9	1,13	1,55	3,08	97,0	1,1
CNC	2,75	3,3	13,6	2,37	3,32	6,49	90,1	2,1
Verre	0,53	0,6	0,0	0,52	0,63	1,43		0,0
Métaux/aluminium	5,51	6,7	16,5	4,60	6,65	12,57		0,0
INC	3,57	4,3	0,0	3,56	4,30	9,74		0,0
DMS	0,00	0,0		0,00	0,00	0,00		0,0
Total / moyenne	82,83	100,0	55,8	36,59	100,00	100,00	55,0	20,1

Tableau 3 : Caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Kairouan

TRI PAR CATEGORIES 100 -20 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	290,69	76,1	53,1	136,27	76,09	76,58	84,9	115,7
Papiers	16,22	4,2	48,8	8,31	4,25	4,67	83,7	7,0
Cartons	4,61	1,2	26,0	3,41	1,21	1,92	80,7	2,7
Composites	0,00	0,0	0,0	0,00	0,00	0,00	0,0	0,0
Textiles	3,98	1,0	46,8	2,12	1,04	1,19	93,4	2,0
Textiles sanitaires	19,78	5,2	82,9	3,38	5,18	1,90		0,0
Plastiques - films	34,08	8,9	56,2	14,93	8,92	8,39	83,0	12,4
Plastiques - durs	4,27	1,1	59,2	1,74	1,12	0,98	78,6	1,4
CNC	0,77	0,2	25,5	0,57	0,20	0,32	97,6	0,6
Verre	1,54	0,4	0,2	1,53	0,40	0,86		0,0
Métaux/aluminium	1,78	0,5	18,2	1,45	0,46	0,82		0,0
INC	1,34	0,4	2,5	1,31	0,35	0,74	0,0	0,0
DMS	2,98	0,8	1,8	2,92	0,78	1,64		0,0
Total / moyenne	382,03	100,	53,4	177,95	100,00	100,00	79,62	141,7

Tableau 4 : Caractéristiques moyennes des déchets de Kairouan

	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	292,96	58,6	53,1	137,46	58,59	59,28	85,0	116,8
Papiers	17,27	3,5	47,1	9,14	3,45	3,94	84,1	7,7
Cartons	7,71	1,5	20,5	6,13	1,54	2,64	79,6	4,9
Composites	3,85	0,8	18,2	3,15	0,77	1,36	87,2	2,7
Textiles	14,40	2,9	34,5	9,43	2,88	4,07	96,0	9,1
Textiles sanitaires	63,28	12,7	85,4	9,26	12,66	3,99	0,0	0,0
Plastiques - films	39,08	7,8	53,3	18,24	7,82	7,87	84,2	15,4
Plastiques - durs	5,55	1,1	48,3	2,87	1,11	1,24	82,9	2,4
CNC	3,52	0,7	16,2	2,95	0,70	1,27	91,7	2,7
Verre	2,06	0,4	0,2	2,06	0,41	0,89	0,0	0,0
Métaux/aluminium	7,29	1,5	17,0	6,05	1,46	2,61	0,0	0,0
INC	4,91	1,0	0,7	4,87	0,98	2,10	0,0	0,0
DMS	2,98	0,6	1,8	2,92	0,60	1,26	0,0	0,0
Fines <20 mm	35,14	7,0	50,6	17,36	7,03	7,49	68,0	11,8
	499,99	100,0	53,6	231,90	100,00	100,00	74,78	173,4

ANNEXE 4 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Kairouan

Tableau 1 : Récapitulatif des caractéristiques des déchets de Kairouan

FRACTIONS GRANULOMETRIQUE	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO %	MO Kg
Hétéroclites	1,00	0,2	0,0	1,00	0,2	0,4	0	0,0
> 100 mm	186,64	37,	51,2	91,12	37,3	38,1	70,7	64,5
100-20 mm	265,64	53,	54,6	120,62	53,1	50,4	60,5	73,1
<20 mm	46,73	9,3	43,1	26,59	9,3	11,1	51,6	13,7
Total / moyenne	500,00	100	52,1	239,33	100	100	63,2	151,3

Tableau 2 : Caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Kairouan

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	20,00	10,7	90,8	1,84	10,72	2,02	78,8	1,5
Papiers	4,00	2,1	44,3	2,23	2,14	2,45	88,5	2,0
Cartons	17,80	9,5	10,7	15,90	9,54	17,45	84,4	13,4
Composites	6,94	3,7	9,1	6,31	3,72	6,92	88,7	5,6
Textiles vestimentaires	62,00	33,2	58,8	25,53	33,22	28,01	89,1	22,8
Textiles sanitaires	21,00	11,3	69,0	6,51	11,25	7,14		0,0
Plastiques - films	25,00	13,4	75,1	6,23	13,40	6,84	87,9	5,5
Plastiques - durs	7,00	3,8	12,5	6,13	3,75	6,73	82,1	5,0
CNC	12,60	6,8	3,4	12,17	6,75	13,35	72,1	8,8
Verre	2,21	1,2	0,4	2,20	1,18	2,41		0,0
Métaux/aluminium	5,00	2,7	36,7	3,17	2,68	3,48		0,0
INC	2,98	1,6	5,9	2,80	1,59	3,07		0,0
DMS	0,11	0,1	0,0	0,11	0,06	0,12		0,0
Total / moyenne	186,64	100,0	51,2	91,12	100,00	100,00	70,8	64,5

Tableau 3 : Caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Kairouan

TRI PAR	M brute	%	H%	M sèche	% M	% M	MO %	MO
Putrescibles	177,50	66,8	62,4	66,73	66,82	55,33	63,3	42,2
Papiers	3,24	1,2	54,9	1,46	1,22	1,21	85,7	1,3
Cartons	8,76	3,3	48,1	4,55	3,30	3,77	82,1	3,7
Composites	7,72	2,9	31,0	5,33	2,91	4,41	89,8	4,8
Textiles	8,14	3,1	48,2	4,22	3,07	3,49	82,1	3,5
Textiles sanitaires	9,03	3,4	71,0	2,62	3,40	2,17		0,0
Plastiques - films	27,86	10,5	43,0	15,88	10,49	13,17	80,2	12,7
Plastiques - durs	4,36	1,6	24,8	3,28	1,64	2,72	79,9	2,6
CNC	3,20	1,2	12,9	2,79	1,21	2,31	80,1	2,2
Verre	3,94	1,5	1,1	3,89	1,48	3,23		0,0
Métaux/aluminium	5,33	2,0	31,7	3,63	2,00	3,01		0,0
INC	5,79	2,2	5,6	5,46	2,18	4,53		0,0
DMS	0,77	0,3	0,0	0,77	0,29	0,64		0,0
Total / moyenne	265,64	100,	54,6	120,62	100,00	100,00	60,58	73,1

Tableau 4 : Caractéristiques moyennes des déchets de Kairouan

	M brute	%	H%	M sèche	% M	% M	MO %	MO
Putrescibles	197,50	39,6	65,3	68,57	39,58	28,77	64,9	44,5
Papiers	7,24	1,5	49,0	3,69	1,45	1,55	87,3	3,2
Cartons	26,56	5,3	23,0	20,45	5,32	8,58	83,6	17,1
Composites	14,66	2,9	20,6	11,63	2,94	4,88	89,3	10,4
Textiles	70,14	14,1	57,6	29,74	14,06	12,48	88,3	26,3
Textiles sanitaires	30,03	6,0	69,6	9,13	6,02	3,83	0,0	0,0
Plastiques - films	52,86	10,6	58,2	22,11	10,59	9,28	83,8	18,5
Plastiques - durs	11,36	2,3	17,2	9,41	2,28	3,95	81,3	7,6
CNC	15,80	3,2	5,3	14,96	3,17	6,28	73,8	11,0
Verre	6,15	1,2	0,8	6,09	1,23	2,56	0,0	0,0
Métaux/aluminium	10,33	2,1	34,1	6,80	2,07	2,85	0,0	0,0
INC	8,76	1,8	5,7	8,26	1,76	3,47	0,0	0,0
DMS	0,88	0,2	0,0	0,88	0,18	0,37	0,0	0,0
Fines <20 mm	46,73	9,4	43,1	26,59	9,36	11,16	51,6	13,7
	499,00	100,0	52,2	238,33	100,00	100,00	63,95	152,4

ANNEXE 5 : Photos des opérations d'échantillonnage et de caractérisation des déchets de Menzel Bourguiba (Tunisie)



ANNEXE 6 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Menzel Bourguiba

Tableau 1 : récapitulatif des caractéristiques des déchets de Menzel Bourguiba

FRACTIONS GRANULOMETRIQUE	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO %	MO Kg
Hétéroclites	7,00	1,4	0,0	7,00	1,4	3,9	0	
> 100 mm	128,30	25,	47,	66,98	25,6	37,7	59,3	39,8
100-20 mm	310,15	61,	70,	91,95	61,9	51,7	68,7	63,2
<20 mm	55,39	11,	78,	11,82	11,1	6,7	53,5	6,3
Total / moyenne	500,85	100	64,	177,75	100	100	61,5	109,3

Tableau 2 : caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Menzel Bourguiba

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	14,00	10,9	82,2	2,49	10,91	3,71	90,1	2,2
Papiers	4,00	3,1	29,3	2,83	3,12	4,22	85,5	2,4
Cartons	7,00	5,5	40,8	4,15	5,46	6,19	80,1	3,3
Composites	3,50	2,7	29,4	2,47	2,73	3,69	80,8	2,0
Textiles vestimentaires	28,30	22,1	42,5	16,26	22,06	24,28	90,8	14,8
Textiles sanitaires	30,00	23,4	72,7	8,18	23,38	12,21		0,0
Plastiques - films	16,00	12,5	44,2	8,92	12,47	13,32	94,3	8,4
Plastiques - durs	2,00	1,6	12,2	1,76	1,56	2,62	94,2	1,7
CNC	9,00	7,0	35,5	5,81	7,01	8,67	85,6	5,0
Verre	2,00	1,6	4,3	1,91	1,56	2,86		0,0
Métaux/aluminium	10,50	8,2	2,1	10,28	8,18	15,35		0,0
INC	2,00	1,6	3,7	1,93	1,56	2,88		0,0
DMS	0,00	0,0		0,00	0,00	0,00		0,0
Total / moyenne	128,30	100,0	47,8	66,98	100,00	100,00	59,4	39,8

Tableau 3 : caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Menzel Bourguiba

TRI PAR CATEGORIES	M brute Kg quartage	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	239,46	77,2	77,5	53,85	77,21	58,56	80,2	43,2
Papiers	1,82	0,6	61,7	0,70	0,59	0,76	78,9	0,5
Cartons	7,21	2,3	58,6	2,99	2,33	3,25	82,6	2,5
Composites	1,87	0,6	61,2	0,73	0,60	0,79	90,2	0,7
Textiles	5,77	1,9	85,4	0,84	1,86	0,91	88,9	0,7
Textiles	5,77	1,9	85,4	0,84	1,86	0,91		0,0
Plastiques -	25,97	8,4	49,0	13,25	8,37	14,41	86,4	11,4
Plastiques - durs	2,60	0,8	31,2	1,79	0,84	1,94	75,8	1,4
CNC	3,75	1,2	19,0	3,04	1,21	3,30	92,8	2,8
Verre	4,70	1,5	3,0	4,56	1,52	4,96		0,0
Métaux/alumini	5,77	1,9	21,3	4,54	1,86	4,94		0,0
INC	3,66	1,2	11,5	3,24	1,18	3,53	0,0	0,0
DMS	1,81	0,6	12,0	1,60	0,58	1,73		0,0
Total / moyenne	310,15	100,	70,4	91,95	100,00	100,00	68,76	63,2

Tableau 4 : caractéristiques moyennes des déchets de Menzel Bourguiba

	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	253,46	51,3	77,8	56,33	51,32	32,99	80,7	45,5
Papiers	5,82	1,2	39,4	3,52	1,18	2,06	83,4	2,9
Cartons	14,21	2,9	49,8	7,13	2,88	4,18	81,4	5,8
Composites	5,37	1,1	40,5	3,20	1,09	1,87	84,1	2,7
Textiles vestimentaires	34,07	6,9	49,8	17,10	6,90	10,02	90,5	15,5
Textiles sanitaires	35,77	7,2	74,8	9,02	7,24	5,28	0,0	0,0
Plastiques - films	41,97	8,5	47,2	22,17	8,50	12,99	89,4	19,8
Plastiques - durs	4,60	0,9	22,9	3,54	0,93	2,07	83,8	3,0
CNC	12,75	2,6	30,6	8,85	2,58	5,18	87,7	7,8
Verre	6,70	1,4	3,4	6,48	1,36	3,79	0,0	0,0
Métaux/aluminium	16,27	3,3	8,9	14,82	3,29	8,68	0,0	0,0
INC	5,66	1,1	8,7	5,17	1,15	3,03	0,0	0,0
DMS	1,81	0,4	12,0	1,60	0,37	0,93	0,0	0,0
Fines <20 mm	55,39	11,2	78,7	11,82	11,22	6,92	53,6	6,3
	493,85	100,0	65,4	170,75	100,00	100,00	64,00	109,3

ANNEXE 7 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Kairouan

Tableau 1 : récapitulatif des caractéristiques des déchets de Menzel Bourguiba

FRACTIONS GRANULOMETRIQUE	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO %	MO Kg
Hétéroclites	5,00	1,0	0,0	5,00	1,0	2,6	0	
> 100 mm	140,80	28,	48,8	72,11	28,2	37,6	57,9	41,8
100-20 mm	329,42	65,	69,6	100,06	65,9	52,2	59,4	59,5
<20 mm	24,78	5,0	41,9	14,40	5,0	7,5	44,7	6,4
Total / moyenne	500,00	100	61,7	191,57	100	100	56,2	107,7

Tableau 2 : caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Menzel Bourguiba

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	29,70	21,1	80,7	5,72	21,09	7,94	82,6	4,7
Papiers	1,90	1,3	41,8	1,11	1,35	1,53	80,7	0,9
Cartons	19,30	13,7	23,6	14,75	13,71	20,45	77,6	11,4
Composites	5,60	4,0	29,8	3,93	3,98	5,45	73,4	2,9
Textiles vestimentaires	13,00	9,2	53,1	6,10	9,23	8,46	87,7	5,3
Textiles sanitaires	25,50	18,1	66,9	8,44	18,11	11,70		
Plastiques - films	14,70	10,4	61,1	5,72	10,44	7,94	83,4	4,8
Plastiques - durs	9,70	6,9	18,3	7,93	6,89	11,00	79,9	6,3
CNC	7,50	5,3	20,2	5,98	5,33	8,30	89,4	5,3
Verre	0,50	0,4	0,0	0,50	0,36	0,69		0,0
Métaux/aluminium	4,90	3,5	22,1	3,81	3,48	5,29		0,0
INC	7,70	5,5	5,0	7,32	5,47	10,14		0,0
DMS	0,80	0,6	0,0	0,80	0,57	1,11		0,0
Total / moyenne	140,80	100,0	48,8	72,11	100,00	100,00	57,9	41,8

Tableau 3 : caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Menzel Bourguiba

TRI PAR CATEGORIES	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	239,45	72,7	80,7	46,14	72,69	46,11	82,6	38,1
Papiers	2,33	0,7	41,8	1,36	0,71	1,36	80,7	1,1
Cartons	5,63	1,7	23,6	4,31	1,71	4,30	77,6	3,3
Composites	5,28	1,6	29,8	3,71	1,60	3,71	73,4	2,7
Textiles	7,66	2,3	53,1	3,59	2,32	3,59	87,7	3,2
Textiles sanitaires	15,63	4,7	66,9	5,17	4,74	5,17		
Plastiques - films	23,64	7,2	61,1	9,20	7,18	9,19	83,4	7,7
Plastiques - durs	2,86	0,9	18,3	2,34	0,87	2,34	79,9	1,9
CNC	2,16	0,7	20,2	1,72	0,65	1,72	89,4	1,5
Verre	4,62	1,4	0,0	4,62	1,40	4,62		0,0
Métaux/aluminium	8,45	2,6	22,1	6,58	2,57	6,58		0,0
INC	7,61	2,3	5,0	7,23	2,31	7,23		0,0
DMS	4,09	1,2	0,0	4,09	1,24	4,09		0,0
Total / moyenne	329,42	100,	69,6	100,06	100,00	100,00	59,48	59,5

Tableau 4 : caractéristiques moyennes des déchets de Menzel Bourguiba

	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	269,15	54,4	80,7	51,86	54,37	27,80	82,6	42,9
Papiers	4,23	0,9	41,8	2,46	0,86	1,32	80,7	2,0
Cartons	24,93	5,0	23,6	19,05	5,04	10,21	77,6	14,8
Composites	10,88	2,2	29,8	7,64	2,20	4,09	73,4	5,6
Textiles	20,66	4,2	53,1	9,69	4,17	5,19	87,7	8,5
Textiles sanitaires	41,13	8,3	66,9	13,61	8,31	7,29	0,0	0,0
Plastiques - films	38,34	7,7	61,1	14,92	7,74	8,00	83,4	12,4
Plastiques - durs	12,56	2,5	18,3	10,27	2,54	5,50	79,9	8,2
CNC	9,66	2,0	20,2	7,71	1,95	4,13	89,4	6,9
Verre	5,12	1,0	0,0	5,12	1,03	2,75	0,0	0,0
Métaux/aluminium	13,35	2,7	22,1	10,39	2,70	5,57	0,0	0,0
INC	15,31	3,1	5,0	14,55	3,09	7,80	0,0	0,0
DMS	4,89	1,0	0,0	4,89	0,99	2,62	0,0	0,0
fines <20 mm	24,78	5,0	41,9	14,40	5,01	7,72	44,7	6,4
	495,00	100,0	62,3	186,57	100,00	100,00	57,73	107,7

ANNEXE 8 : Photos des campagnes de caractérisation des déchets de Médenine (Tunisie)



ANNEXE 9 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Médenine

Tableau 1 : Récapitulatif des caractéristiques des déchets de Médenine

FRACTIONS GRANULOMETRIQUE	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO %	MO Kg
Hétéroclites	5,00	1,0	0,0	5,00	1,0	1,4	0	
> 100 mm	115,99	23,	28,2	83,31	23,2	23,3	62,7	52,3
100-20 mm	151,36	30,	34,4	99,25	30,3	27,8	60,2	59,8
<20 mm	227,32	45,	25,3	169,72	45,5	47,5	40,1	68,1
Total / moyenne	499,67	100	28,5	357,28	100	100	50,4	180,2

Tableau 2 : Caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Médenine

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	2,70	2,3	44,0	1,51	2,33	1,81	63,4	1,0
Papiers	2,40	2,1	5,0	2,28	2,07	2,74	85,6	2,0
Cartons	18,70	16,1	5,0	17,76	16,12	21,31	79,3	14,1
Composites	10,50	9,1	18,1	8,60	9,05	10,33	80,1	6,9
Textiles vestimentaires	5,90	5,1	5,1	5,60	5,09	6,72	90,2	5,1
Textiles sanitaires	37,00	31,9	73,6	9,75	31,90	11,70		0,0
Plastiques - films	14,80	12,8	2,2	14,48	12,76	17,38	88,6	12,8
Plastiques - durs	7,34	6,3	1,9	7,20	6,33	8,64	88,5	6,4
CNC	4,68	4,0	2,3	4,57	4,03	5,49	90,1	4,1
Verre	0,91	0,8	0,0	0,90	0,78	1,09		0,0
Métaux/aluminium	8,30	7,2	4,9	7,90	7,16	9,48		0,0
INC	0,94	0,8	0,9	0,93	0,81	1,11		0,0
DMS	1,83	1,6	0,0	1,83	1,58	2,20		0,0
Total / moyenne	115,99	100,0	28,2	83,31	100,00	100,00	62,7	52,3

Tableau 3 : Caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Médenine

TRI PAR CATEGORIES 100 -	M brute Kg quartage	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	89,73	59,3	51,1	43,85	59,28	44,18	79,5	34,9
Papiers	11,16	7,4	16,9	9,28	7,38	9,35	85,2	7,9
Cartons	1,04	0,7	15,2	0,88	0,69	0,89	78,3	0,7
Composites	0,28	0,2	10,7	0,25	0,19	0,26	92,1	0,2
Textiles	1,23	0,8	18,2	1,01	0,81	1,01	88,7	0,9
Textiles sanitaires	0,57	0,4	47,0	0,30	0,38	0,30		0,0
Plastiques - films	18,73	12,4	15,8	15,77	12,38	15,89	80,1	12,6
Plastiques - durs	0,66	0,4	1,3	0,65	0,44	0,66	77,2	0,5
CNC	2,32	1,5	4,7	2,21	1,53	2,22	95,6	2,1
Verre	2,03	1,3	0,5	2,02	1,34	2,04		0,0
Métaux/aluminium	6,10	4,0	3,5	5,89	4,03	5,93		0,0
INC	16,03	10,6	2,3	15,67	10,59	15,79	0,0	0,0
DMS	1,47	1,0	0,0	1,47	0,97	1,48		0,0
Total / moyenne	151,36	100,	34,4	99,25	100,00	100,00	60,28	59,8

Tableau 4 : Caractéristiques moyennes des déchets de Médenine

	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	92,43	18,7	50,9	45,36	18,68	12,88	79,0	35,8
Papiers	13,56	2,7	14,8	11,56	2,74	3,28	85,3	9,9
Cartons	19,74	4,0	5,6	18,64	3,99	5,29	79,2	14,8
Composites	10,78	2,2	17,9	8,86	2,18	2,51	80,4	7,1
Textiles	7,13	1,4	7,4	6,60	1,44	1,87	89,9	5,9
Textiles sanitaires	37,57	7,6	73,2	10,05	7,59	2,85	0,0	0,0
Plastiques - films	33,53	6,8	9,8	30,25	6,78	8,59	83,9	25,4
Plastiques - durs	8,00	1,6	1,9	7,85	1,62	2,23	87,6	6,9
CNC	7,00	1,4	3,1	6,78	1,41	1,92	91,9	6,2
Verre	2,94	0,6	0,4	2,93	0,59	0,83	0,0	0,0
Métaux/aluminium	14,40	2,9	4,3	13,79	2,91	3,91	0,0	0,0
INC	16,97	3,4	2,2	16,60	3,43	4,71	0,0	0,0
DMS	3,30	0,7	0,0	3,30	0,67	0,94	0,0	0,0
Fines <20 mm	227,32	46,0	25,3	169,72	45,95	48,18	40,1	68,1
	494,67	100,0	28,8	352,28	100,00	100,00	51,12	180,1

ANNEXE 10 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Médenine

Tableau 1 : récapitulatif des caractéristiques des déchets de Médenine

FRACTIONS GRANULOMETRIQUE	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO %	MO Kg
Hétéroclites	5,00	1,0	0,0	5,00	1,0	1,6	0	
> 100 mm	144,59	28,	46,6	77,25	28,6	25,4	64,2	49,6
100-20 mm	228,82	45,	38,9	139,77	45,3	45,9	63,4	88,6
<20 mm	126,58	25,	34,9	82,41	25,1	27,1	56,8	46,8
Total / moyenne	504,99	100	39,7	304,44	100	100	60,8	185,1

Tableau 2 : caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Médenine

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	10,00	6,9	92,4	0,76	6,92	0,98	88,1	0,7
Papiers	19,75	13,7	34,0	13,03	13,66	16,87	82,0	10,7
Cartons	21,20	14,7	46,6	11,31	14,66	14,64	78,5	8,9
Composites	6,91	4,8	12,6	6,04	4,78	7,82	77,1	4,7
Textiles vestimentaires	13,65	9,4	55,6	6,06	9,44	7,85	89,3	5,4
Textiles sanitaires	27,00	18,7	71,0	7,83	18,67	10,14	0,0	0,0
Plastiques - films	17,56	12,1	48,5	9,05	12,15	11,71	86,2	7,8
Plastiques - durs	10,63	7,3	9,9	9,57	7,35	12,39	80,9	7,7
CNC	7,63	5,3	44,9	4,21	5,28	5,45	90,3	3,8
Verre	2,15	1,5	5,5	2,03	1,48	2,63		0,0
Métaux/aluminium	6,59	4,6	10,8	5,88	4,55	7,60		0,0
INC	0,86	0,6	5,4	0,81	0,59	1,05		0,0
DMS	0,68	0,5	0,0	0,68	0,47	0,88		0,0
Total / moyenne	144,59	100,0	46,6	77,25	100,00	100,00	64,3	49,6

Tableau 3 : caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Médenine

TRI PAR	M brute Kg	%	H%	M sèche	% M	% M	MO %	MO
Putrescibles	124,05	54,2	46,3	66,62	54,21	47,66	78,8	52,5
Papiers	8,13	3,6	46,4	4,36	3,55	3,12	83,3	3,6
Cartons	11,39	5,0	32,1	7,74	4,98	5,54	80,4	6,2
Composites	2,73	1,2	21,3	2,15	1,19	1,54	88,7	1,9
Textiles	7,59	3,3	39,6	4,59	3,32	3,28	87,7	4,0
Textiles sanitaires	2,92	1,3	49,0	1,49	1,28	1,07		0,0
Plastiques - films	36,51	16,0	44,0	20,43	15,96	14,62	78,9	16,1
Plastiques - durs	5,26	2,3	4,8	5,01	2,30	3,58	75,8	3,8
CNC	0,88	0,4	37,2	0,55	0,38	0,39	84,5	0,5
Verre	3,75	1,6	6,7	3,50	1,64	2,50		0,0
Métaux/aluminium	4,28	1,9	31,6	2,93	1,87	2,10		0,0
INC	20,55	9,0	4,4	19,64	8,98	14,05	0,0	0,0
DMS	0,78	0,3	0,0	0,78	0,34	0,56		0,0
Total / moyenne	228,82	100,	38,9	139,77	100,00	100,00	63,41	88,6

Tableau 4 : caractéristiques moyennes des déchets de Médenine

	M brute	%	H%	M sèche	% M	% M	MO %	MO
Putrescibles	134,05	26,8	49,7	67,38	26,81	22,50	79,5	53,5
Papiers	27,88	5,6	37,6	17,39	5,58	5,81	82,4	14,3
Cartons	32,59	6,5	41,6	19,05	6,52	6,36	79,2	15,1
Composites	9,64	1,9	15,1	8,19	1,93	2,73	80,4	6,6
Textiles	21,24	4,2	49,9	10,65	4,25	3,56	88,7	9,4
Textiles sanitaires	29,92	6,0	68,9	9,32	5,98	3,11	0,0	0,0
Plastiques - films	54,07	10,8	45,5	29,48	10,82	9,85	81,3	24,0
Plastiques - durs	15,88	3,2	8,2	14,58	3,18	4,87	79,2	11,5
CNC	8,51	1,7	44,1	4,76	1,70	1,59	89,7	4,3
Verre	5,89	1,2	6,3	5,52	1,18	1,84	0,0	0,0
Métaux/aluminium	10,87	2,2	19,0	8,81	2,17	2,94	0,0	0,0
INC	21,40	4,3	4,5	20,45	4,28	6,83	0,0	0,0
DMS	1,46	0,3	0,0	1,46	0,29	0,49	0,0	0,0
Fines <20 mm	126,58	25,3	34,9	82,41	25,32	27,52	56,8	46,8
	499,99	100,0	40,1	299,44	100,00	100,00	61,98	185,6

ANNEXE 11 : Photos des opérations d'échantillonnage et de caractérisation des déchets de Djerba (Tunisie)



ANNEXE 12 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Djerba

Tableau 1 : récapitulatif des caractéristiques des déchets de Djerba

FRACTIONS GRANULOMETRIQUE S	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Hétéroclites	0,00	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0	
> 100 mm	123,22	24,	36,9	77,69	24,6	32,0	73,1	56,9
100-20 mm	264,47	52,	58,6	109,38	52,9	45,1	70,0	76,6
<20 mm	112,31	22,	50,6	55,49	22,5	22,9	67,9	37,7
Total / moyenne	500,00	100	51,5	242,55	100	100	70,5	171,2

Tableau 2 : caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Djerba

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	9,00	7,3	76,9	2,08	7,30	2,67	94,7	2,0
Papiers	4,30	3,5	14,0	3,70	3,49	4,76	90,1	3,3
Cartons	22,00	17,9	38,4	13,55	17,85	17,44	77,9	10,6
Composites	4,00	3,2	26,6	2,93	3,25	3,78	87,2	2,6
Textiles vestimentaires	18,55	15,1	30,9	12,81	15,05	16,49	96,9	12,4
Textiles sanitaires	8,25	6,7	71,4	2,36	6,70	3,04		0,0
Plastiques - films	22,55	18,3	39,5	13,64	18,30	17,56	92,6	12,6
Plastiques - durs	12,80	10,4	13,4	11,09	10,39	14,27	97,0	10,8
CNC	7,00	5,7	58,0	2,94	5,68	3,78	90,1	2,6
Verre	1,08	0,9	2,1	1,06	0,88	1,36		0,0
Métaux/aluminium	12,00	9,7	17,6	9,89	9,74	12,73		0,0
INC	0,49	0,4	7,7	0,45	0,40	0,58		0,0
DMS	1,20	1,0		1,20	0,97	1,54		0,0
Total / moyenne	123,22	100,0	36,9	77,69	100,00	100,00	73,2	56,9

Tableau 3 : caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Djerba

TRI PAR CATEGORIES 100 -20 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	137,10	51,8	72,7	37,47	51,84	34,26	84,9	31,8
Papiers	17,70	6,7	49,5	8,93	6,69	8,17	83,7	7,5
Cartons	22,93	8,7	31,7	15,65	8,67	14,31	80,7	12,6
Composites	2,48	0,9	32,4	1,68	0,94	1,53	93,7	1,6
Textiles	8,83	3,3	37,1	5,56	3,34	5,08	93,4	5,2
Textiles sanitaires	10,26	3,9	58,8	4,23	3,88	3,86		0,0
Plastiques - films	38,73	14,6	62,3	14,61	14,64	13,36	83,0	12,1
Plastiques - durs	6,74	2,5	36,3	4,29	2,55	3,93	78,6	3,4
CNC	2,48	0,9	1,2	2,45	0,94	2,24	97,6	2,4
Verre	6,97	2,6	3,1	6,75	2,64	6,17		0,0
Métaux/aluminium	5,19	2,0	36,5	3,29	1,96	3,01		0,0
INC	4,45	1,7	8,2	4,09	1,68	3,74	0,0	0,0
DMS	0,62	0,2	40,3	0,37	0,23	0,34		0,0
Total / moyenne	264,47	100,	58,6	109,38	100,00	100,00	70,00	76,6

Tableau 4 : caractéristiques moyennes des déchets de Djerba

	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	146,10	29,2	72,9	39,55	29,22	16,31	85,5	33,8
Papiers	22,00	4,4	42,6	12,63	4,40	5,21	84,9	10,7
Cartons	44,93	9,0	35,0	29,20	8,99	12,04	79,3	23,2
Composites	6,48	1,3	28,8	4,61	1,30	1,90	89,7	4,1
Textiles	27,38	5,5	32,9	18,37	5,48	7,57	95,8	17,6
Textiles sanitaires	18,51	3,7	64,4	6,58	3,70	2,71	0,0	0,0
Plastiques - films	61,28	12,3	53,9	28,25	12,26	11,65	86,5	24,4
Plastiques - durs	19,54	3,9	21,3	15,38	3,91	6,34	90,7	13,9
CNC	9,48	1,9	43,2	5,39	1,90	2,22	92,0	5,0
Verre	8,05	1,6	3,0	7,81	1,61	3,22	0,0	0,0
Métaux/aluminium	17,19	3,4	23,3	13,18	3,44	5,43	0,0	0,0
INC	4,94	1,0	8,1	4,54	0,99	1,87	0,0	0,0
DMS	1,82	0,4	13,7	1,57	0,36	0,65	0,0	0,0
Fines <20 mm	112,31	22,5	50,6	55,49	22,46	22,88	68,0	37,7
	500,00	100,0	51,5	242,55	100,00	100,00	70,30	170,5

ANNEXE 13 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Djerba

Tableau 1 : récapitulatif des caractéristiques des déchets de Djerba

FRACTIONS GRANULOMETRIQUE S	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Hétéroclites	0,00	0,0	0,0	0,00	0,0	0,0	0	
> 100 mm	178,70	35,	35,0	116,15	35,8	40,3	64,3	74,7
100-20 mm	231,17	46,	44,9	127,32	46,3	44,2	59,1	75,2
<20 mm	89,91	18,	50,6	44,42	18,0	15,4	67,9	30,2
Total / moyenne	499,78	100	42,4	287,89	100	100	62,5	180,2

Tableau 2 : caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Djerba

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	3,00	1,7	90,3	0,29	1,68	0,25	73,9	0,2
Papiers	1,50	0,8	42,5	0,86	0,84	0,74	89,2	0,8
Cartons	24,00	13,4	17,2	19,88	13,43	17,11	97,9	19,5
Composites	7,00	3,9	35,3	4,53	3,92	3,90	65,5	3,0
Textiles vestimentaires	21,00	11,8	29,7	14,77	11,75	12,71	71,0	10,5
Textiles sanitaires	20,00	11,2	79,6	4,07	11,19	3,51		0,0
Plastiques - films	38,00	21,3	43,9	21,33	21,26	18,37	79,0	16,8
Plastiques - durs	22,70	12,7	5,6	21,42	12,70	18,44	97,0	20,8
CNC	6,00	3,4	40,8	3,55	3,36	3,06	90,1	3,2
Verre	2,00	1,1	0,4	1,99	1,12	1,71		0,0
Métaux/aluminium	16,50	9,2	57,1	7,08	9,23	6,09		0,0
INC	11,00	6,2	5,7	10,38	6,16	8,94		0,0
DMS	6,00	3,4		6,00	3,36	5,17		0,0
Total / moyenne	178,70	100,0	35,0	116,15	100,00	100,00	64,3	74,7

Tableau 3 : caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Djerba

TRI PAR	M brute	%	H%	M sèche	% M	% M	MO %	MO
Putrescibles	95,27	41,2	57,0	40,98	41,21	32,19	73,6	30,2
Papiers	4,97	2,1	17,5	4,10	2,15	3,22	81,2	3,3
Cartons	39,47	17,1	56,0	17,36	17,08	13,64	79,4	13,8
Composites	4,84	2,1	31,7	3,31	2,09	2,60	87,3	2,9
Textiles	14,64	6,3	34,2	9,64	6,33	7,57	87,7	8,5
Textiles sanitaires	1,94	0,8	64,9	0,68	0,84	0,53		0,0
Plastiques - films	25,16	10,9	53,1	11,80	10,88	9,27	81,6	9,6
Plastiques - durs	8,39	3,6	11,0	7,46	3,63	5,86	78,9	5,9
CNC	1,35	0,6	8,6	1,24	0,59	0,97	90,1	1,1
Verre	10,38	4,5	0,6	10,32	4,49	8,10		0,0
Métaux/aluminium	10,84	4,7	33,5	7,21	4,69	5,66		0,0
INC	8,26	3,6	8,4	7,56	3,57	5,94	0,0	0,0
DMS	5,68	2,5		5,68	2,46	4,46		0,0
Total / moyenne	231,17	100,	44,9	127,32	100,00	100,00	59,10	75,2

Tableau 4 : caractéristiques moyennes des déchets de Djerba

	M brute	%	H%	M sèche	% M	% M	MO %	MO
Putrescibles	98,27	19,7	58,0	41,27	19,66	14,34	73,6	30,4
Papiers	6,47	1,3	23,3	4,96	1,29	1,72	83,0	4,1
Cartons	63,47	12,7	41,3	37,24	12,70	12,94	86,4	32,2
Composites	11,84	2,4	33,8	7,83	2,37	2,72	74,4	5,8
Textiles	35,64	7,1	31,5	24,41	7,13	8,48	77,9	19,0
Textiles sanitaires	21,94	4,4	78,3	4,75	4,39	1,65	0,0	0,0
Plastiques - films	63,16	12,6	47,5	33,13	12,64	11,51	80,0	26,5
Plastiques - durs	31,09	6,2	7,1	28,88	6,22	10,03	92,1	26,6
CNC	7,35	1,5	34,9	4,79	1,47	1,66	90,1	4,3
Verre	12,38	2,5	0,6	12,31	2,48	4,28	0,0	0,0
Métaux/aluminium	27,34	5,5	47,7	14,29	5,47	4,96	0,0	0,0
INC	19,26	3,9	6,8	17,94	3,85	6,23	0,0	0,0
DMS	11,68	2,3	0,0	11,68	2,34	4,06	0,0	0,0
Fines <20 mm	89,91	18,0	50,6	44,42	17,99	15,43	68,0	30,2
	499,78	100,0	42,4	287,89	100,00	100,00	62,23	179,1

ANNEXE 14 : Photos des opérations d'échantillonnage et de caractérisation des déchets de Sfax (Tunisie)



ANNEXE 15 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation printanière de Sfax

Tableau 1 : récapitulatif des caractéristiques des déchets de Sfax

FRACTIONS GRANULOMETRIQUES	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (MS)	MO Kg
Hétéroclites	13,00	2,6	0,0	13,00	2,6	3,9		0,0
> 100 mm	65,90	13,2	13,4	57,09	13,2	17,1	26,83	15,3
100-20 mm	269,98	54,0	40,3	161,08	54,0	48,1	39,82	64,1
<20 mm	151,12	30,2	31,5	103,46	30,2	30,9	44,97	46,5
Total / moyenne	500,00	100	33,1	334,63	100	100	37,65	126,0

Tableau 2 : caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Sfax

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	5,50	8,3	25,0	4,13	8,35	7,22	79,7	3,3
papiers	7,00	10,6	31,7	4,78	10,62	8,37	82,5	3,9
cartons	7,50	11,4	39,0	4,58	11,38	8,01	78,9	3,6
complexes	4,00	6,1	10,8	3,57	6,07	6,25	86,3	3,1
Textiles vestimentaires	13,50	20,5	0,0	13,50	20,49	23,65		
Textiles sanitaires	10,00	15,2	0,0	10,00	15,17	17,52		
Plastiques	10,50	15,9	12,3	9,21	15,93	16,13		
Verres	0,90	1,4	0,0	0,90	1,37	1,58		
Métaux	2,50	3,8	0,0	2,50	3,79	4,38		
CNC	2,00	3,0	28,2	1,44	3,03	2,52	97,5	1,4
INC	1,50	2,3	0,0	1,50	2,28	2,63		
DMS	1,00	1,5	0,0	1,00	1,52	1,75		
Total	65,90	100,0	13,4	57,09	100,00	100,00	26,83	15,3

Tableau 3 : caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Sfax

TRI PAR CATEGORIES 100 -20 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	126,62	47,6	70,0	37,98	47,60	23,94	90,0	34,2
papiers	20,42	7,7	29,6	14,38	7,68	9,06	78,4	11,3
cartons	16,34	6,1	31,4	11,21	6,14	7,06	88,8	10,0
complexes	5,31	2,0	9,5	4,81	2,00	3,03	86,4	4,2
Textiles	20,42	7,7	0,0	20,42	7,68	12,87		
Textiles sanitaires	20,42	7,7	0,0	20,42	7,68	12,87		
Plastiques	32,68	12,3	15,4	27,64	12,29	17,42		
Verres	6,54	2,5	0,0	6,54	2,46	4,12		
Métaux	5,06	1,9	0,0	5,06	1,90	3,19		
CNC	5,72	2,1	34,0	3,77	2,15	2,38	96,4	3,6
INC	4,90	1,8	0,0	4,90	1,84	3,09		
DMS	1,55	0,6	0,0	1,55	0,58	0,98		
Total	265,98	100,0	40,3	158,69	100,00	100,00	39,82	63,2

Tableau 4 : caractéristiques moyennes des déchets de Sfax

	M brute	%	H%	M sèche	% M	% M	MO %	MO
Putrescibles	132,12	27,4	68,1	42,11	27,35	13,19	89,5	37,7
papiers	27,42	5,7	30,1	19,16	5,68	6,00	79,4	15,2
cartons	23,84	4,9	33,8	15,78	4,94	4,94	85,7	13,5
complexes	9,31	1,9	10,1	8,37	1,93	2,62	86,4	7,2
Textiles	33,92	7,0	0,0	33,92	7,02	10,63		
Textiles sanitaires	30,42	6,3	0,0	30,42	6,30	9,53		
Plastiques	43,18	8,9	14,6	36,85	8,94	11,54		
Verres	7,44	1,5	0,0	7,44	1,54	2,33		
Métaux	7,56	1,6	0,0	7,56	1,57	2,37		
CNC	7,72	1,6	32,5	5,21	1,60	1,63	96,7	5,0
INC	6,40	1,3	0,0	6,40	1,33	2,01		
DMS	2,55	0,5	0,0	2,55	0,53	0,80		
Fines	151,12	31,3	31,5	103,46	31,29	32,41	45,0	46,5
	483,00	100,0	33,9	319,24	100,00	100,00	39,23	125,2

ANNEXE 16 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation hivernale de Kairouan

Tableau 1 : récapitulatif des caractéristiques des déchets de Sfax

FRACTIONS GRANULOMETRIQUE S	M brute Kg	%	H %	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Hétéroclites	5,00	1,0	0,	5,00	1,0	2,1	0	0,0
> 100 mm	115,00	23,0	55	50,83	23,0	21,5	71,8	36,5
100-20 mm	263,71	52,7	53	122,89	52,7	52,0	71,3	87,6
<20 mm	117,00	23,4	50	57,80	23,4	24,4	55,3	32,0
Total / moyenne	500,71	100	52	236,51	100	100	66,0	156,2

Tableau 2 : caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Sfax

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	6,50	5,7	65,8	2,22	5,65	2,52	87,15	1,9
Papiers	3,50	3,0	12,5	3,06	3,04	3,47	89,05	2,7
Cartons	8,50	7,4	5,9	8,00	7,39	9,06	81,59	6,5
Composites	8,50	7,4	11,4	7,53	7,39	8,52	88,62	6,7
Textiles vestimentaires	18,00	15,7	6,0	16,93	15,65	19,16	94,44	16,0
Textiles sanitaires	20,00	17,4	85,7	2,86	17,39	3,24	0,0	0,0
Plastiques - films	19,50	17,0	6,3	18,28	16,96	20,69	88,08	16,1
Plastiques - durs	8,50	7,4	2,1	8,32	7,39	9,42	99,54	8,3
CNC	6,00	5,2	5,2	5,69	5,22	6,44	92,46	5,3
Verre	4,00	3,5	0,9	3,96	3,48	4,49	0,0	0,0
Métaux	5,00	4,3	1,9	4,90	4,35	5,55	0,0	0,0
INC	2,50	2,2	12,5	2,19	2,17	2,48	0,0	0,0
DMS	4,50	3,9	2,2	4,40	3,91	4,98	0,0	0,0
Total / moyenne	115,00	100,0	23,2	88,36	100,00	100,00	71,9	63,5

Tableau 3 : caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Sfax

TRI PAR CATEGORIES 100 -20 mm	M brute Kg quartage	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	166,8	63,3	63,0	61,77	63,27	46,58	68,67	42,4
Papiers	12,5	4,7	23,2	9,61	4,75	7,25	84,12	8,1
Cartons	12,5	4,7	28,8	8,91	4,75	6,72	83,56	7,4
Composites	2,1	0,8	4,2	2,00	0,79	1,51	91,18	1,8
Textiles	16,7	6,3	28,9	11,87	6,33	8,95	92,54	11,0
Textiles sanitaires	1,3	0,5	89,7	0,13	0,47	0,10		0,0
Plastiques flms	33,4	12,7	35,0	21,69	12,65	16,36	80,13	17,4
Plastiques durs	0,5	0,2	5,7	0,47	0,19	0,36	90,1	0,4
CNC	8,3	3,2	15,3	7,07	3,16	5,33	85,12	6,0
Verre	2,1	0,8	2,3	2,04	0,79	1,54	0,0	0,0
Métaux	2,5	0,9	10,2	2,25	0,95	1,70	0,0	0,0
INC	2,9	1,1	6,7	2,72	1,11	2,05	0,0	0,0
DMS	2,1	0,8	0,0	2,09	0,79	1,57	0,0	0,0
Total /	263,71	100,	49,7	132,61	100,00	100,00	71,32	94,6

Tableau 4 : caractéristiques moyennes des déchets de Sfax

	M brute	%	H%	M sèche	% M	% M	MO %	MO
Putrescibles	173,35	35,0	63,1	63,99	34,97	21,57	69,4	44,4
Papiers	16,01	3,2	20,9	12,67	3,23	4,27	85,2	10,8
Cartons	21,01	4,2	19,5	16,91	4,24	5,70	82,8	14,0
Composites	10,59	2,1	10,0	9,53	2,14	3,21	89,1	8,5
Textiles	34,68	7,0	17,0	28,80	7,00	9,71	93,5	26,9
Textiles sanitaires	21,25	4,3	85,9	2,99	4,29	1,01	0,0	0,0
Plastiques flms	52,87	10,7	24,4	39,97	10,67	13,48	83,1	33,2
Plastiques durs	9,00	1,8	2,3	8,79	1,82	2,97	99,0	8,7
CNC	14,34	2,9	11,1	12,76	2,89	4,30	88,2	11,3
Verre	6,09	1,2	1,4	6,00	1,23	2,02	0,0	0,0
Métaux	7,50	1,5	4,7	7,15	1,51	2,41	0,0	0,0
INC	5,42	1,1	9,4	4,91	1,09	1,66	0,0	0,0
DMS	6,59	1,3	1,5	6,49	1,33	2,19	0,0	0,0
Total / moyenne	117,00	23,6	35,4	75,64	23,60	25,50	55,4	41,9
	495,71	100,0	40,2	296,61	100,00	100,00	67,31	199,6

ANNEXE 17 : Tableaux de résultats de la campagne de caractérisation estivale de Sfax

Tableau 1 : récapitulatif des caractéristiques des déchets de Sfax

FRACTIONS GRANULOMETRIQUE S	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Hétéroclites	15,00	3,0	0,0	15,00	3,0	6,3	0	0,0
> 100 mm	122,14	24,	55,	53,99	24,4	22,5	68,7	37,1
100-20 mm	315,71	63,	53,	147,12	63,0	61,3	58,9	86,7
<20 mm	48,02	9,6	50,	23,72	9,6	9,9	45,1	10,7
Total / moyenne	500,87	100	52,	239,83	100	100	56,1	134,5

Tableau 2 : caractéristiques de la fraction supérieure à 100 mm des déchets de Sfax

TRI PAR CATEGORIES >100 mm	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	20,51	16,8	96,2	0,77	16,79	1,04	75,9	0,6
Papiers	0,53	0,4	22,3	0,41	0,43	0,55	83,6	0,3
Cartons	29,10	23,8	22,3	22,61	23,83	30,54	79,9	18,1
Composites	4,47	3,7	38,1	2,76	3,66	3,74	81,1	2,2
Textiles vestimentaires	13,17	10,8	13,6	11,38	10,78	15,38	87,2	9,9
Textiles sanitaires	12,07	9,9	69,1	3,73	9,88	5,04		0,0
Plastiques flms	15,58	12,8	47,4	8,19	12,75	11,06	79,4	6,5
Plastiques durs	13,22	10,8	17,8	10,86	10,82	14,68	80,2	8,7
CNC	5,43	4,4	2,3	5,30	4,44	7,16	85,1	4,5
Verre	1,68	1,4	2,9	1,63	1,37	2,20		0,0
Métaux	2,94	2,4	0,8	2,91	2,40	3,93		0,0
INC	1,16	0,9	0,5	1,15	0,95	1,56		0,0
DMS	2,31	1,9	0,0	2,31	1,89	3,12		0,0
Total / moyenne	122,14	100,0	39,4	74,02	100,00	100,00	68,7	50,9

Tableau 3 : caractéristiques de la fraction moyenne des déchets de Sfax

TRI PAR CATEGORIE	M brute Kg quartage	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	235,2	74,5	65,	80,47	74,50	61,84	60,9	49,0
Papiers	16,2	5,1	43,	9,14	5,14	7,03	78,9	7,2
Cartons	0,5	0,2	46,	0,26	0,16	0,20	79,9	0,2
Composites	5,8	1,8	33,	3,87	1,83	2,97	83,0	3,2
Textiles	7,7	2,4	31,	5,28	2,44	4,06	80,5	4,3
Textiles	4,9	1,6	70,	1,45	1,55	1,11		0,0
Plastiques	26,5	8,4	55,	11,91	8,38	9,15	79,8	9,5
Plastiques	2,9	0,9	11,	2,61	0,93	2,00	78,9	2,1
CNC	1,9	0,6	20,	1,48	0,59	1,14	83,0	1,2
Verre	3,7	1,2	0,7	3,70	1,18	2,84		0,0
Métaux	3,5	1,1	6,4	3,30	1,12	2,54		0,0
INC	6,5	2,0	3,9	6,22	2,05	4,78		0,0
DMS	0,4	0,1	0,0	0,44	0,14	0,34		0,0
Total /	315,71	100,	58,	130,13	100,00	100,00	58,93	76,7

Tableau 4 : caractéristiques moyennes des déchets de Sfax

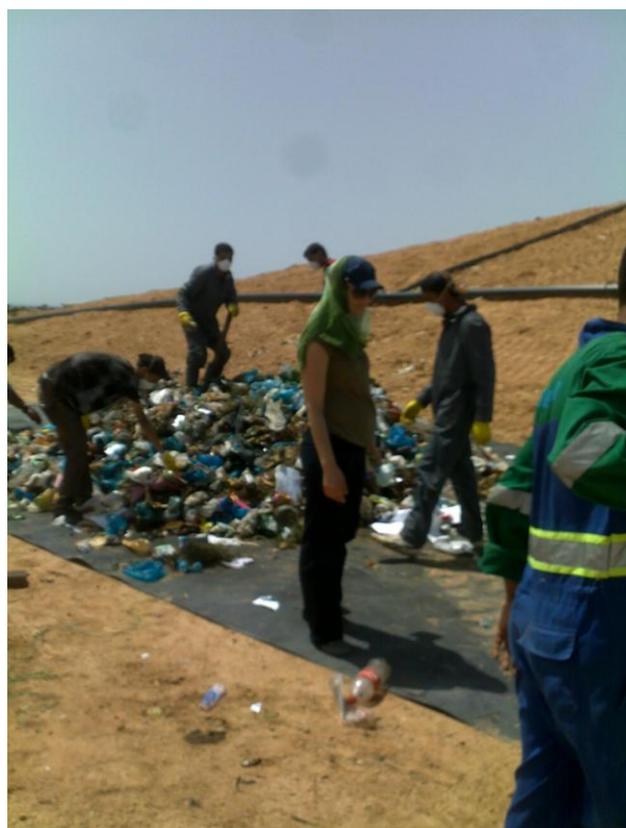
	M brute Kg	%	H%	M sèche Kg	% M humide	% M sec	MO % (ms)	MO Kg
Putrescibles	255,71	52,6	68,2	81,24	52,63	35,52	62,1	50,5
Papiers	16,74	3,4	42,9	9,55	3,45	4,18	79,0	7,6
Cartons	29,59	6,1	22,7	22,87	6,09	10,00	79,9	18,3
Composites	10,25	2,1	35,3	6,63	2,11	2,90	82,2	5,5
Textiles	20,86	4,3	20,1	16,66	4,29	7,29	84,7	14,1
Textiles sanitaires	16,97	3,5	69,5	5,18	3,49	2,26	0,0	0,0
Plastiques flms	42,04	8,7	52,2	20,10	8,65	8,79	79,7	16,0
Plastiques durs	16,16	3,3	16,6	13,47	3,33	5,89	80,0	10,8
CNC	7,29	1,5	6,9	6,79	1,50	2,97	84,6	5,7
Verre	5,40	1,1	1,4	5,33	1,11	2,33	0,0	0,0
Métaux	6,46	1,3	3,9	6,21	1,33	2,72	0,0	0,0
INC	7,63	1,6	3,4	7,37	1,57	3,22	0,0	0,0
DMS	2,75	0,6	0,0	2,75	0,57	1,20	0,0	0,0
Total / moyenne	48,02	9,9	48,8	24,59	9,88	10,75	45,2	11,1
	485,87	100,0	52,9	228,74	100,00	100,00	60,98	139,5

**ANNEXE 18: Catégories et Sous catégories de déchets ménagers d'après
MODECOM (Ademe, 1993)**

N°	Catégories	N°	Sous-catégories	Exemples
01	Putrescibles	01-01	Restes de cuisine	Pains rassis et moisis, restes de fruits et de légumes, fromages, gâteaux, poissons....
		01-02	Produits alimentaires non consommés	Yaourts pleins, sachets de produits congelés, barquettes non ouvertes
		01-03	Autres	Cadavres d'animaux, excréments
		01-04	Déchets de jardin	Gazon coupé, fleurs, herbes, branches etc
02	Papiers	02-01	Emballages papiers	Sacs, sachets, emballages spéciaux
		02-02	Journaux, magazines, revues	Journaux, magazines, documents, publications
		02-03	Imprimés publicitaires	Publicités et courriers, journaux gratuits
		02-04	Papiers de bureau	Papiers d'ordinateur, photocopies, listings, papiers de bureau, enveloppes...
		02-05	Autres papiers	Agendas, affiches, livres, cahiers, papiers cadeaux
03	Cartons	03-01	Emballages cartons plats	Paquets, cartons etc.
		03-02	Emballages ondulés	Cartons ondulés et de déménagement
		03-03	Autres cartons	Cartes postales, calendriers, classeurs
04	Composites	04-01	Composites de liquides alimentaires	Briques alimentaires : lait, jus de fruit
		04-02	Autres emballages	Emballages café, poissons,
		04-03	Petits appareils électroménagers	Partie d'un appareil avec prise électrique, pile ou accumulateur
05	Textiles	05-01	Textiles	Sacs, textiles en fibres naturelles et synthétiques : vêtements, chiffons, tissus, serviettes
06	Textiles sanitaires	06-01	Textiles sanitaires hygiéniques	Couches culottes, serviettes hygiéniques, cotons, lingettes
		06-02	Textiles sanitaires (papiers souillés)	Mouchoirs, essuie-tout, nappes et serviettes
07	Plastiques	07-01	Films PE et PP	Sacs, films d'emballage, sacs de congélation
		07-02	Bouteilles et flacons PET	Bouteilles d'eau plate ou gazeuse, de boissons gazeuses, de produits nettoyants
		07-03	Bouteilles en HDPE, LDPE, PP	Bouteilles de lait et de produits de lessive
		07-04	Autres emballages plastiques	Boîtes à œufs, barquettes, calage électroménager, bouchons seuls, bouteilles en PVC etc.
		07-05	Autres plastiques	Tuyaux, stylos, prise électrique, jouets,
08	CNC	08-	Emballages en bois	Cageots, cagettes, boîtes de fromage etc.

		01		
		08-02	Autres combustibles	Bois de planches, cuir, caoutchouc, gommes, liège etc.
09	Verre	09-01	Emballages en verre incolore	Bouteilles, flacons, bocaux : conserves....
		09-02	Emballages en verre de couleur	Bouteilles, flacons, bocaux : bière, vins ...
		09-03	Autres verres	Verres plats : miroirs, vaisselle, verres à boire, ampoules
10	Métaux	10-01	Emballages métaux ferreux	Boites de boissons, aérosols
		10-02	Emballages aluminium	Boites de boissons et de conserve
		10-03	Autres déchets ferreux	Clés, clous, écrous, boulons, lames
		10-04	Autres métaux	Profilés, couverts, vaisselle, ustensiles de cuisine etc..
11	INC	11-01	Emballages incombustibles	Pots de yaourt en argile, pots en grés,
		11-02	Autres incombustibles	Gravats, pierres, céramique, coquillages, litières
12	DMS	12-01	Produits chimiques	Emballages souillés (encre, vernis, colle, acides, bases, pesticides, peintures, huiles)
		12-02	Tubes fluorescents et lampes basse tension	Tubes néon, lampes à basse consommation
		12-03	Piles et accumulateurs	Batteries de voitures, piles, téléphones
		12-04	Autres DMS	Seringues, médicaments, filtre à huile, DAS
13	Fins	13-01	Fraction <20-8mm>	Déchets entre 8 et 20 mm

ANNEXE 19 : Constitution des andains pilotes de Sfax (Tunisie)



**ANNEXE 20: Photos de l'unité des opérations d'échantillonnage à partir du
PTMB d'Alvéol (France, Bellac, 87)**



Résumé

Le prétraitement mécanique et biologique des déchets ménagers avant enfouissement représente une alternative intéressante à l'enfouissement brut des déchets. Des études ont montré plusieurs avantages liés à l'application de cette technique, - les déchets enfouis sont en partie stabilisés, -les impacts, lixiviat et biogaz, sont moins importants sur l'environnement, et -la phase de post exploitation en général 30 ans pour les décharges conventionnelles, pourrait être réduite. L'objectif de la thèse est de déterminer les principaux indicateurs de stabilisation des déchets ménagers en cours d'un procédé de prétraitement mécano-biologique aérobie. Les indicateurs cités dans la littérature sont multiples mais leur pertinence dans le cadre d'un suivi d'une unité de PTMB n'a pas été confirmée. Ainsi, dans un premier temps, ces indicateurs ont été appliqués dans le cadre du suivi d'une unité industrielle de PTMB en France pour valider et optimiser les protocoles décrits dans la littérature scientifique. Dans un deuxième temps, une pré-étude de faisabilité de ce type de procédé a été réalisée en Tunisie, à la suite de campagnes de caractérisation hivernales et estivales des déchets générés dans quatre villes. Les résultats à l'issue de cette pré-étude ont confirmé le caractère fermentescible des déchets tunisiens mais avec un taux inférieur à celui déterminé lors de la campagne nationale de 1996. Le suivi de la stabilisation des déchets mis en andains sur une plate-forme pilote a permis d'appliquer les indicateurs de stabilisation les plus pertinents notamment les caractérisations de type MODECOM, les tests de lixiviation, le fractionnement des composés organiques selon le caractère hydrophobe et les tests biologiques (AT₄ et BMP). Les indicateurs de stabilisation identifiés montrent des corrélations correctes. L'ensemble des résultats obtenus corroborent ceux déduits du suivi de l'unité industrielle qui montrent une défaillance du procédé appliqué vis-à-vis des normes en vigueur pour l'acceptation des déchets en centre de stockage. L'état de stabilisation n'est pas encore atteint au bout de 4 mois de prétraitement aérobie, ce qui nécessitera d'accroître les performances du procédé notamment par une prolongation de la durée du prétraitement notamment la fermentation et par l'amélioration des conditions d'aération.

Mots clés : Déchets solides municipaux, PTMB, caractérisation, test de lixiviation, matière organique

Abstract

Mechanical pretreatment and biological waste before landfilling is an interesting alternative to the conventional landfilling. Several studies have shown benefits of the application of this technique - landfilled waste are partly stabilized, leachate and biogas impacts are less important, and post-operational phase typically 30 years for conventional landfills could be reduced. The aim of the thesis is to identify key indicators of household waste stabilization during an aerobic mechanical-biological pretreatment process. Indicators cited in the literature are numerous, but their relevance in the context of a monitoring unit PTMB has not been confirmed. Thus, in a first step, these indicators have been applied in the monitoring of an industrial unit in France PTMB to validate and optimize the protocols described in the literature. In a second step, a pre-feasibility study of this type of process has been carried out in Tunisia, after winter and summer waste characterization campaigns in four cities. The results of this preliminary study have confirmed the fermentable character of the Tunisian waste but with a lower rate than that determined in the national campaign of 1996. Monitoring of waste stabilization swathed on an experimental platform has allowed applying the most relevant waste stabilization indicators such as the MODECOM characterizations, the leaching tests, the fractionation of organic compounds by hydrophobicity and the respirometric tests (AT₄ and BMP). Stabilization indicators identified show correct correlations. The overall results are consistent with those derived from the monitoring of industrial unit which show a failure of the applied process vis-à-vis the standards for the acceptance of waste at landfills. The state stabilization is not reached after 4 months of aerobic pretreatment, which will require the optimization of the process performance including an extension of the duration of the pretreatment, especially, the fermentation phase and the improvement of the ventilation conditions.

Keywords: Municipal solid waste, MBT, caracterization, leaching test, organic matter