



HAL
open science

Caractérisation physico-chimique de l'état de dégradation de déchets stockés dans une décharge sèche (zone semi-aride) : site expérimental de Saaba (Burkina Faso)

Martin Pépin Aïna, Guy Matejka, Serge Hilligsmann, Philippe Thonart

► To cite this version:

Martin Pépin Aïna, Guy Matejka, Serge Hilligsmann, Philippe Thonart. Caractérisation physico-chimique de l'état de dégradation de déchets stockés dans une décharge sèche (zone semi-aride) : site expérimental de Saaba (Burkina Faso). *Environnement, Ingénierie & Développement*, 2007, N°47 - Juillet-Août-Septembre 2007, pp.34-39. 10.4267/dechets-sciences-techniques.1658 . hal-03174910

HAL Id: hal-03174910

<https://hal.science/hal-03174910>

Submitted on 19 Mar 2021

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License

Caractérisation physico-chimique de l'état de dégradation de déchets stockés dans une décharge sèche (zone semi-aride) : site expérimental de Saaba (Burkina Faso)

Martin AINA ⁽¹⁾ Guy MATEJKA ⁽¹⁾
Serge HILLIGSMANN⁽²⁾, Philippe THONART ⁽²⁾

(1) Laboratoire des Sciences de l'eau et de l'Environnement de l'université de Limoges (France)
16, rue Atlantis - Parc d'Ester Technopole - 87068 Limoges
(2) Centre wallon de biologie industrielle de l'université de Liège (Belgique)

Pour tout contact : aina@ensil.unilim.fr

Résumé

Les pratiques de gestion et de stockage des déchets sont un des problèmes majeurs des municipalités des pays en développement (PED). Il apparaît nécessaire de ne plus seulement limiter les risques actuels de pollution, mais aussi d'intégrer la notion de l'exploitation, du temps, du comportement et de l'évolution des déchets sur le long terme en tenant compte des particularités locales.

Ce travail a été réalisé dans un PED, dans le cadre d'un projet de l'Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME) intitulé : « Etude des conditions minimales de stockage des déchets dans les PED pour limiter les impacts environnementaux ».

L'objectif de cette étude est le suivi de la dégradation des déchets d'une décharge en zone semi-aride à longue saison sèche, par la caractérisation physique et chimique des déchets stockés depuis 2002 suivant des paramètres simples facilement mesurables dans les PED.

Mots clés :

déchets municipaux, pays en développement (PED)

décharge. François (2004) a montré qu'on peut apprécier cette évolution au sein de la décharge par des indicateurs tels que : teneur en solides volatils, en carbone organique, en papiers-cartons, en fines et en composés dégradés.

La répartition granulométrique est un indicateur de l'état de dégradation des déchets. Peu d'études réalisées utilisent la répartition granulométrique comme caractéristique du déchet. Cependant cette séparation par taille rend compte de l'évolution des déchets dans le massif. La fraction fine de taille inférieure ou égale à 20 mm (MODECOM 1993) est la plus étudiée, notamment pour son caractère biodégradable.

Le pourcentage de fines varie en fonction de l'état de dégradation des déchets et semble évoluer avec l'âge des déchets.

La séparation s'effectue à l'aide de tamis respectant des diamètres imposés. D'après le MODECOM, les fractions de taille importante correspondent aux éléments de taille supérieure à 100 mm et à ceux de taille comprise entre 20 mm et 8 mm, et les fines correspondent aux éléments de taille inférieure à 8 mm. L'analyse des paramètres physiques s'effectue en général sur le déchet brut, donc humide.

Site de Saaba

Le site étudié est situé au sud de Saaba, à 15 km au sud-est de Ouagadougou, dans le département de Kadiogo. La population de Saaba est estimée à 7 000 habitants et celle du département à 35 000 habitants en 2000.

Le site de Saaba a été mis en place en 2002 par le Centre wallon de biologie industrielle (CWBI) comme centre pilote d'enfouissement de déchets solides. Ce site sert de lieu d'expertise dans le domaine de la gestion des déchets solides et des décharges d'ordures ménagères dans les zones à climat sec (tropical à longue saison sèche et sahélien).

Le site présente deux casiers séparés par un bassin de récupération du lixiviat. L'étude a porté sur le premier casier

Introduction

Dans les pays en développement (PED), où la décharge demeure le moyen le plus répandu d'élimination des déchets, les conditions de stockage sont telles que l'on parle plutôt de dépotoirs. Le stockage des déchets ne répond pratiquement pas aux garanties nécessaires pour éviter non seulement la pollution des eaux, des sols, ou de l'air, mais également pour assurer une gestion efficace du site. Plus souvent, ces sites ont été implantés sans appréhension suffisante des problèmes qu'ils pouvaient engendrer. Il est donc urgent de comprendre le comportement des déchets, leur évolution au sein de la

de 3 000 m³ en fin d'exploitation depuis juin 2003. Ce premier casier est recouvert par la terre d'excavation. Le deuxième casier (8 000 m³) est en cours de remplissage.

Granulométrie et composition du déchet

Les principales familles de déchets sont les suivantes : putrescibles, papiers, cartons, complexes, textiles, textiles sanitaires, plastiques, combustibles non classés, verre, métaux, incombustibles non classés et les déchets spéciaux (MODECOM, 1993). La fraction putrescible comprend les déchets d'alimentation et les déchets verts. La fraction des complexes représente les emballages (essentiellement du type « Tétra-brick »). La fraction des combustibles non classés (CNC) se compose des emballages tels les caquettes, ainsi que le bois, le cuir et le caoutchouc. La fraction des incombustibles non classés (INC) comprend les matériaux inertes tels que les gravats, pierres et coquilles. Certains auteurs comme Morvan (2000) séparent en sous familles les composés comme les métaux (ferreux et autres), les plastiques (films ou non) et les fines (inférieures à 20 mm ou entre 8 mm et 20 mm). D'autres auteurs comme Chiampo et al. (1996) regroupent certaines familles comme le papier et le carton, le textile et le cuir ou encore le verre, les métaux et les inertes. Barlaz et al. (1990) et Boda (2002) séparent les déchets d'alimentation des déchets verts, le cuir du bois et du caoutchouc.

L'analyse de la composition d'un déchet est très variable d'une étude à une autre. Ce manque d'harmonisation entre les familles des déchets entraîne des difficultés énormes dans la comparaison des résultats, déjà peu facilitée par l'hétérogénéité des déchets. Toutefois, la majorité des études s'intéresse à quelques catégories de déchets qui sont les papiers-cartons et la matière organique, souvent associée aux putrescibles (Flyhammar, 1997 ; Rodriguez et al., 2001). Les composants tels que le verre, les pierres, les plastiques et les métaux sont en général éliminés du déchet en raison de leur faible caractère biodégradable et de leur difficulté de broyage.

Caractéristiques physiques des déchets stockés

Les déchets ont été prélevés à l'aide d'une tarière manuelle de diamètre $d = 6$ cm jusqu'à une profondeur de 1 m 50, puis au-delà, à l'aide d'une tarière motorisée de type BT 300, marque Sdhil de diamètre $d = 10$ cm.

Trois points i, j et k ont été définis de façon plus ou moins arbitraire, du milieu du casier vers le bassin prévu pour la récupération du lixiviat. Pour chaque point, nous avons observé 5 niveaux : juste après la couverture (niveau 0), 50 cm après (niveau 1), 1 m (niveau 2) et 1,50 m (niveau 3) et le niveau 4 à l'aide de la tarière motorisée. Les profondeurs des niveaux 4 ne sont pas déterminées avec précision. Les échantillons ont été constitués à partir du niveau 1, le niveau 0 renfermant trop de sable et surtout de l'argile utilisée pour la couverture. Seules les mesures de densité et d'humidité ont été effectuées sur les

échantillons de niveau 0.

La séparation des déchets par taille a permis d'obtenir les proportions des fractions granulométriques : fines inférieures (< 2 mm), fines supérieures ($2 < d < 20$ mm), moyennes ($20 < d < 100$ mm) et grosses ($d > 100$ mm). Le résultat montre qu'il n'y a plus de putrescibles et pratiquement plus de papiers-cartons dans les gros. Les papiers-cartons se retrouvent en très faible proportion dans les moyens. L'influence de ce mode de stockage n'étant pas encore maîtrisée, le suivi continue.

La répartition granulométrique pour les 9 échantillons est peu variable et très représentative. On observe une forte proportion de fines, plus de 70 %, sur les différents niveaux de sondage. Cette proportion atteint 85 % vers les niveaux les plus bas. Elle augmente au fur et à mesure qu'on descend en profondeur. Ces résultats comparés aux travaux effectués par Tezanou et al. (2002) sur la ville témoignent d'une dégradation des déchets. La proportion de gros est autour de 3 % en moyenne au lieu de 9 % en saison sèche et 15 % en saison des pluies à l'origine. La proportion des moyens est dans une moyenne de 13 à 14 % au lieu des 17 % initialement trouvés dans les déchets. Les fines représentent les 4/5e en masse des déchets stockés alors qu'elles représentaient les 3/4 en masse de déchets. En tenant compte de l'âge des déchets (2 ans), on peut néanmoins signaler une dégradation des déchets organiques. On constate sur les trois points i, j et k une augmentation des fines supérieures vers la profondeur et l'inverse concernant les fines inférieures. L'augmentation des fines supérieures pourrait s'expliquer par la dégradation des débris organiques. Les moyens et les gros sont restés relativement proches et n'ont pas connu de fortes variations quels que soient les points de prélèvement. Il aurait été intéressant d'avoir une répartition des déchets de la couche 4, mais malheureusement le prélèvement à l'aide de la tarière motorisée n'a pas simplifié le travail et la teneur en humidité n'aurait pas permis d'effectuer des tris dans les mêmes conditions que pour les trois couches précédentes. Le cumul des papiers-cartons aux différents niveaux donne 1,85 % au point i, 4,24 % au point j et 1,08 % au point k. Ces données témoignent de la dégradation des papiers-cartons qui, à l'origine, d'après les travaux de Tezanou et al. (2002), sur une campagne organisée sur la ville de Ouagadougou, représentaient 9 % des déchets enfouis. On observe ici une dégradation de plus de la moitié des quantités enfouies et, aux points i et k, une dégradation au 1/5e. La proportion de plastiques est de 19,10 % au point i, de 16,70 % au point j et de 15,80 % au point k, au lieu des 10 % trouvés initialement. Ce qui indique une concentration des plastiques par rapport aux autres éléments, mais pas une augmentation en masse.

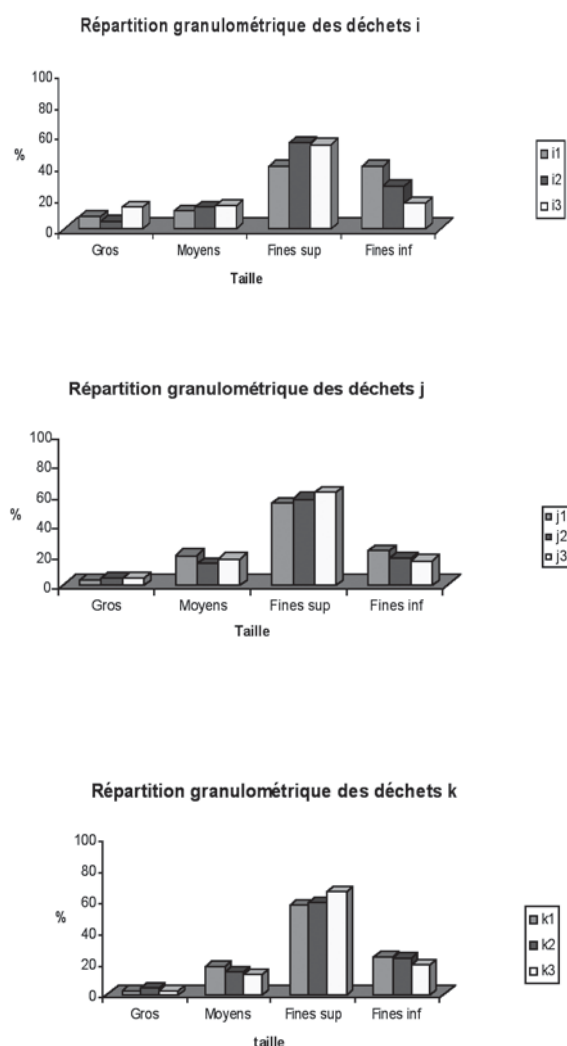


Figure 1 : Répartition granulométrique

Il en est de même pour les autres composants comme les textiles, le verre, les métaux, etc., ce qui démontre l'effet de dégradation sur les fermentescibles et les papiers-cartons. On note une forte proportion de textiles et de plastiques dans les gros et un pourcentage non négligeable dans les moyens. Tous les autres composants sont présents dans les moyens avec une forte proportion de 20 à 30 % environ de plastiques, textiles et de CNC. La composition confirme l'état de dégradation observé à partir de la granulométrie. La quantité de composés dégradables (fermentescibles, papiers-cartons, par exemple) est très faible alors que la proportion de composés non dégradables a beaucoup augmenté. Signalons que les autres catégories de déchets (plastiques, INC, verres, métaux) sont des espèces connues pour leur caractère réfractaire à la dégradation. Leur proportion reste en effet très forte (accumulation ou concentration). Les textiles évoluent peu, leur dégradation totale est considérée atteinte au bout de 60 ans, selon la littérature. On peut néanmoins signaler que ces différents résultats mettent en évidence les vitesses de dégradation de certaines catégories de déchets.

Densité

C'est un paramètre caractéristique des déchets entrants et des déchets stockés. Sa connaissance s'inscrit dans une optique d'amélioration de la collecte et de la gestion d'un centre de stockage de déchets. C'est un paramètre déterminant pour permettre une planification optimale du remplissage d'un centre de stockage de déchets et ainsi optimiser sa durée de vie. La connaissance de la densité est importante pour optimiser le mode d'exploitation d'une décharge. En effet, la densité influe à plus ou moins long terme sur les caractéristiques géotechniques (portance, traficabilité, tassement...). Elle peut déterminer le choix des engins d'exploitation et leur utilisation (nombre de passes de compactage...).

Les résultats obtenus par L. Manna et al., (1999) ont montré

Fraction granulométrique	Catégorie	Point i			Point j			Point k		
		Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3	Niveau 1	Niveau 2	Niveau 3
Gros > 100 mm	<i>Putrescibles</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	<i>Papiers-cartons</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	21,4	0,0	0,0	0,0	0,0
	<i>Textiles</i>	12,0	6,7	2,8	25,0	0,0	6,2	35,7	4,0	0,0
	<i>Plastiques</i>	68,0	27,6	8,3	35,0	35,7	46,9	57,1	36	62,5
	<i>CNC</i>	4,0	0,0	0,0	0,0	10,7	0,0	0,0	0,0	6,2
	<i>Verres</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	<i>Métaux</i>	16	65,5	13,9	40,0	25,0	46,9	7,1	60,0	31,2
	<i>INC</i>	0,0	0,0	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
	<i>Déchets spéciaux</i>	0,0	0,0	0	0,0	7,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Moyens 20 < d < 100 mm	<i>Putrescibles</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	2,2	0,0	0,0	0,0	0,0
	<i>Papiers-cartons</i>	0,0	7,8	5,9	1,6	15,2	4,5	1,7	4,4	1,3
	<i>Textiles</i>	4,2	2,6	0,0	4,1	2,2	1,8	3,4	3,3	2,5
	<i>Plastiques</i>	25,0	31,2	29,4	26,4	21,7	19,8	22,0	24,4	32,9
	<i>CNC</i>	18,1	18,2	13,2	26,4	17,4	18,9	14,4	18,9	22,8
	<i>Verres</i>	6,9	6,5	5,6	3,3	6,5	2,7	1,7	3,3	2,5
	<i>Métaux</i>	15,3	18,2	16,2	16,5	4,4	27,0	6,7	21,1	11,1
	<i>INC</i>	30,5	13,0	26,5	19,8	28,3	24,3	49,1	31,1	25,3
	<i>Déchets spéciaux</i>	0,0	2,6	2,9	1,6	2,2	0,1	0,1	2,2	0,0

Tableau 1 : Evolution granulométrique par catégorie de déchets

que la valeur de la densité dans une décharge augmente à partir d'une valeur initiale $\rho_0 = 600 \text{ kg/m}^3$ (densité de compactage) et évolue en raison de l'incrément dû à la charge spécifique elle-même due à l'exploitation de la décharge. Powrie et al. (2000) présentent des courbes moyennes et une enveloppe de l'évolution de la masse volumique en fonction de la contrainte verticale moyenne.

La densité a été déterminée directement à partir des dimensions des carottes et par la pesée des masses obtenues. Elle évolue au fur à mesure qu'on descend vers les niveaux inférieurs. Cependant, les faibles valeurs obtenues aux niveaux 0 et 1 sont probablement dues aux techniques utilisées. Car il a fallu procéder d'abord à l'enlèvement de la couverture à l'aide d'une pioche, ce qui a modifié la structure mécanique des premières couches de déchets. Ces mesures ayant un caractère ponctuel et instantané ne permettent pas d'apporter plus d'explications sur l'amplitude des variations. Toutefois, le nombre d'essais effectués (4 à 6) permet d'apporter plus de précisions sur les différentes valeurs obtenues. La figure ci-dessous présente l'évolution observée.

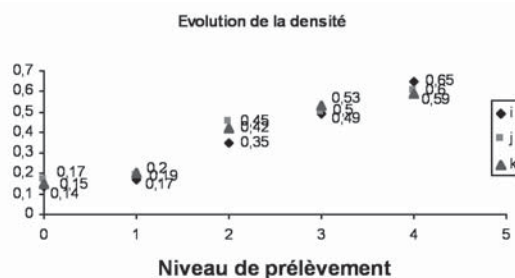


Figure 2 : Densité des déchets stockés

Humidité

C'est un paramètre déterminant pour fixer les conditions d'exploitation d'une décharge, et sa connaissance permet de caler certains paramètres d'exploitation comme l'aptitude au compactage, l'épaisseur des couches de mise en dépôt, la durée minimale avant recouvrement. La difficulté à cerner ce paramètre réside dans sa détermination. Certains auteurs travaillent à 105 °C, d'autres à 80 °C et d'autres proposent un séchage à l'air ou par ensoleillement. Dans le cas de cette étude, le séchage est effectué à 105 °C. L'humidité a été déterminée sur l'échantillon de déchets avant le tri et ensuite sur les fines. L'humidité des déchets évolue de façon linéaire au fur et à mesure qu'on descend en profondeur. Le taux d'humidité reste inférieur à 30 % pour les différents échantillons. La mesure de la teneur en eau des déchets, du moins entre 20 à 70 % d'humidité, permet d'évaluer la productivité en biogaz et indirectement de déterminer le temps requis jusqu'à stabilisation biologique de la décharge.

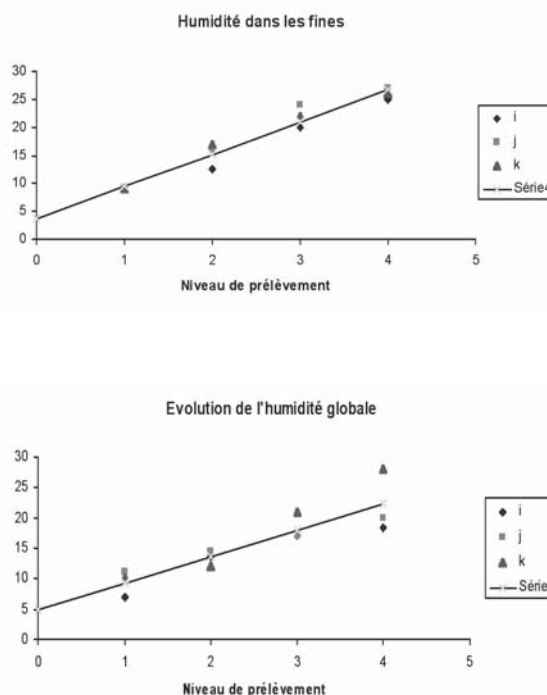


Figure 3 : Humidité dans les déchets

Caractéristiques chimiques des déchets stockés

Teneur en matière organique et en carbone organique

La détermination de la teneur en matière organique a porté sur les fines ($d < 20 \text{ mm}$). Dans cette granulométrie, nous avons distingué les déchets de taille inférieure à 2 mm et ceux supérieurs à 2 mm.

La matière organique peut provenir de plusieurs catégories de déchets : les fermentescibles, les composés dégradés, les papiers-cartons et les CNC. Toutefois, d'autres composés difficilement dégradables tels que les plastiques représentent des sources en matière organique importantes. D'après Kelly (2002), cette prise en compte des composés difficilement dégradables dans la mesure de la matière organique provoque une surestimation de la matière organique d'un déchet, et par conséquent modifie la relation entre la matière organique et l'état de dégradation du déchet. Dans notre étude, la caractérisation chimique n'a porté que sur les fines pour accéder à une teneur en matière organique plus proche de l'état de dégradation du déchet.

Les différents échantillons présentent une teneur en MO faible, de l'ordre de 14 %. On pouvait s'attendre à un taux de matière organique plus élevé vu le taux de fermentescibles à l'origine (39 %). Cependant, les résultats concernant la composition des déchets comparés à la composition initiale expliquent le taux de MO. Il y a dégradation suivie d'une minéralisation.

Echantillons	Proportion %	Matière organique %	Cumul matière organique
i ₁	2 < d < 20 mm	40,3	→ 13,7
	d < 2 mm	40,3	
i ₂	2 < d < 20 mm	55,2	← 16,0
	d < 2 mm	27,6	
i ₃	2 < d < 20 mm	54,2	← 13,5
	d < 2 mm	16,7	
j ₁	2 < d < 20 mm	54,7	→ 14,6
	d < 2 mm	22,8	
j ₂	2 < d < 20 mm	57,2	← 15,1
	d < 2 mm	18,0	
j ₃	2 < d < 20 mm	62,0	← 13,3
	d < 2 mm	16,0	
k ₁	2 < d < 20 mm	56,5	→ 15,36
	d < 2 mm	23,6	
k ₂	2 < d < 20 mm	58,5	← 16,0
	d < 2 mm	23,4	
k ₃	2 < d < 20 mm	66,0	← 15,7
	d < 2 mm	18,6	

Tableau 2 : Teneur en matière organique (MO) des déchets prélevés

Point de prélèvement	i	j	k
Niveau			
1	4,52	4,36	4,10
2	4,87	3,80	4,67
3	3,65	4,15	3,78

Tableau 3 : Teneur en carbone organique déterminée à partir des fines

Aussi, compte tenu de la couleur des déchets, très noirs, un test rapide de sulfure a été réalisé par ajout d'HCl. On a alors observé un fort dégagement de H₂S, qui démontre la présence de sulfure. Or à une concentration en sulfate comprise entre 10 et 30 millimolaires (concentration de l'eau de mer), la méthanogenèse est quasiment inexistante. Les bactéries méthanogènes ne deviennent pleinement actives qu'à moins de 2 millimolaires de sulfate (Hilgsmann et al., 2001).

Les teneurs en carbones organiques pour les différents points suivent pratiquement la même évolution que la matière organique, avec un facteur multiplicatif allant de 2,5 à 3. On observe une teneur relativement faible, proche de celle d'un sol, en général de l'ordre de 2 à 3 %.

Teneur en métaux lourds

La pollution métallique des déchets enfouis est un problème à long terme, qui suscite beaucoup d'inquiétudes concernant son relargage. Les teneurs en métaux lourds mesurées dans le lixiviat sont cependant très faibles et la majorité des métaux

lourds, principalement le cuivre, le nickel, le plomb, le zinc et le cadmium, restent piégés au sein des massifs de déchets. En ce qui concerne l'étude réalisée sur le site de Saaba, le Cd est pratiquement absent du massif de déchets, les teneurs en Zn, Ni et Cu sont autour d'une moyenne de 200 à 300 mg.kg⁻¹, et le Pb présente une forte teneur (500 à 700 mg.kg⁻¹).

Les valeurs de Zn présentent une légère évolution en fonction de la profondeur. Cette augmentation peut être due soit à une accumulation du Zn migrant vers la profondeur, soit à une répartition aléatoire observé au niveau 2 et 3, ou encore à la sensibilité du Zn, qui est difficile à doser compte tenu de sa forte présence dans l'environnement.

On retrouve ici peu de Cu contrairement à ce qu'on a souvent observé dans la bibliographie. Quelles que soient les méthodes utilisées, les résultats sont souvent variables et les auteurs annoncent des incertitudes importantes

Conclusions

Les principales conclusions de cette étude sont les suivantes :

- l'humidité apportée par les déchets dans une zone climatique à longue saison sèche peut vraisemblablement assurer une activité microbiologique,
- les risques environnementaux sont limités à cause de l'absence de lixiviat,
- ce type de stockage n'est pas encore bien maîtrisé et le suivi continu dans plusieurs zones climatiques reste nécessaire pour une analyse plus globale de la situation dans les pays en développement.

Remerciement

Nos remerciements à l'ADEME et aux différents partenaires.

Références

Barlaz M.A., Ham R.K. et Schaefer D.M. (1990). Methane production from municipal refuse : A review of enhancement Techniques and Microbial Dynamics

Boda B. (2002). Evaluation of stability parameters for landfills. PhD. Thesis in Civil and Environmental Engineering, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University.

Chiampo F., Conti R. et Cometto D. (1996). Morphological characterisation of MSW landfills. Resources, Conservation and Recycling, 17, 37-45.

Flyhammar P. (1997) Estimation of heavy metal transformations in municipal solid waste. The Science of the Total Environment, 198, 123-133.

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 des colonnes de déchets. Thèse de doctorat. Université de Limoges.

Hiligsman S., Lardinois M., Rodriguez C., Kapepula D., Mhiri F., Marouani L., Benzarti A., Pohl D., Chamblin J.F., Antoine J.N., Noel J.M., Thonart P. (2001b). Investigation of the biological activity in MSW landfills under dry climates (Tunisia and Haïti). Proceedings sardina01, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium. Cagliari, Italy, 4, 131-138.

Kelly R. J. (2002). Solid waste biodegradation enhancements and the evaluation of analytical methods used to predict waste stability. PhD. Thesis in environmental Science and Engineering, Faculty of Virginia Polytechnic.

Manna L., Zanetti M.C., Genon G. (1999). Modeling biogas production at landfill site. Resources, Conservation and Recycling, 26, 1-14.

Morvan B. (2000), Méthode de caractérisation des déchets ménagers : analyse sur produit sec. Déchets, Sciences et Techniques, 20, 9-11.

Powrie W., Hudson A.P., Beaven R.P., Beaven (2000). Development of sustainable landfill practices and engineering landfill technology. Final report to the engineering and physical sciences research council.

Rodriguez C., Hiligsman S., Lardinois M., Destain J., Radu J.P., Charlier R. et Thonart P. (2001). Cellulose enzymatic availability in solid waste. Proceedings Sardinia 2001, Eighth International Waste Management and Landfill Symposium, 69-77.

Tezanou J., Kouliadiati J., Proust M., Sougoti M. Goudeau J.-C., Kafando P. et Rogaume T. (2001). Caractérisation des déchets ménagers de la ville de Ouagadougou (Burkina Faso). Annales de l'Université de Ouagadougou.