

# Journal de la Société Ouest-Africaine de Chimie

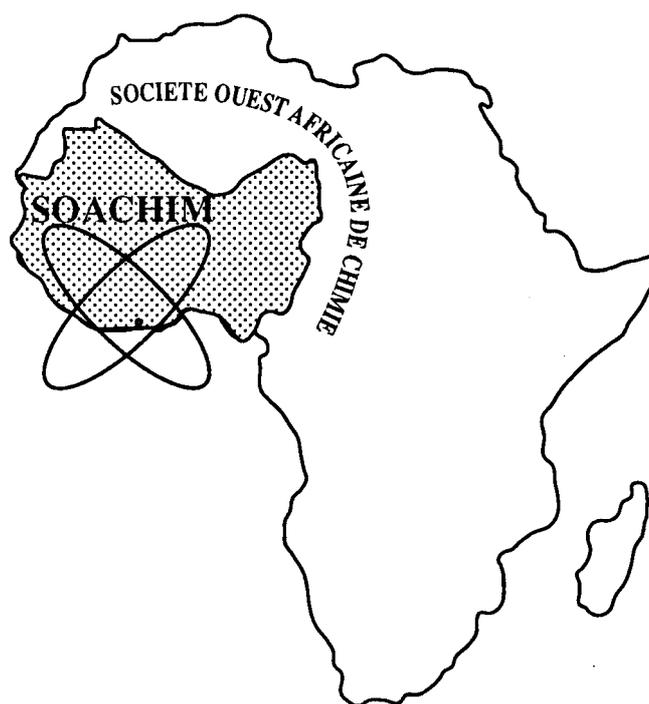
*J. Soc. Ouest-Afr. Chim.*

*Code Chemical Abstracts : JSOCF2*

*Cote INIST (CNRS France) : <27680>*

ISSN 0796-6687

**16<sup>ème</sup> Année, Décembre 2011, N° 032**



**Site Web: <http://www.soachim.org>**

## **Valorisation des déchets urbains en agriculture : étude d'impact écologique de composts**

**Koledzi K. E.<sup>1\*</sup>, Baba Gnon<sup>1</sup>, Segbeaya N., Tchangbedji G.<sup>1</sup>, Kili K.<sup>1</sup>, Tozo K.<sup>1</sup>, Gnandi K.<sup>1</sup>, Amouzouvi A.A.<sup>1</sup>, Feuillade G.<sup>2</sup>, Et Matejka G.<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Université de Lomé – FDS - Laboratoire GTVD BP : 1515 Lomé - Togo

<sup>2</sup>Université de Limoges – ENSIL- Groupement de Recherche Eau, Sol et Environnement (GRESE)  
87068 Limoges Cedex

(Reçu le 22/ 01/2011 – Accepté après corrections le 20/11/2011)

**Résumé :** Le compostage représente aujourd'hui l'une des voies les plus sûrs de valorisation des ordures ménagères dans la plupart des pays en développement (PED). Pour déterminer tous les éléments nécessaires aux paramétrages techniques du compostage, des campagnes de caractérisation physique des déchets ont été réalisées sur deux saisons sur la décharge finale de Lomé et sur les déchets sortant directement des ménages. A l'issue de ces résultats, quatre composts ont été élaborés, soit deux des déchets bruts après le tri des indésirables et deux provenant des collectes sélectives de la fraction putrescible. Les paramètres tels que l'humidité, la température, le pH et la matière organique ont été suivis. La qualité du produit fini a été recherchée par l'analyse des nutriments et des métaux lourds. Seul la teneur en Pb est au dessus de la norme Afnor à cause de ces origines multiples. Le test de lixiviation est effectué afin de déterminer le potentiel de relarguage du Pb. La rétention du Pb est donc très forte et se fait non seulement sur la matière organique mais aussi sur les hydroxydes métalliques soient par échange cationique ou par fixation sur les carbonates. Les résultats du test de germination donnent des indices au-delà de 50% et ceux des AT4 donnent des valeurs comprises entre 5 et 7 mgO<sub>2</sub>/g MS. Un accent sur le tri est donc indispensable afin d'obtenir un compost de qualité avec une teneur élevée de la matière organique oxydable.

**Mots clés:** Déchets, Compostage, Lixiviation, rétention

## **Valorization of urban waste in agriculture: ecological impact study of composts**

**Summary:** Nowadays, composting represents one of the best ways for valorization of MSW in many developing countries. To determine all the necessary components for composting technical parameters evaluation, the campaigns for physical characterization of wastes were realized over two seasons on the final discharge of Lomé and on wastes gotten freshly from the households. In this approach, four composts were elaborate: two from raw waste after sorting out undesirable matters and another two from the selective collections of putrescent parts. The parameters such as the moisture, the temperature, the pH, and the organic matter were followed. The quality of the compost was sought by the analysis of the nutriments and heavy metals. Only the Pb content is higher than the AFNOR standard because of its multiple origins. The leaching test of Pb is carried out in order to determine its potential transfer. The retention of Pb is thus very strong and is done not only on the organic matter but also on the metal hydroxides so be it via cation exchange or by fixing on carbonates. The germination test indexes give values beyond 50% and the AT4 test values are ranged between 5 and 7 mgO<sub>2</sub> / g Ms. An emphasis on the sorting is thus essential in order to obtain a compost of quality with a high content of the oxidizable organic matter.

**Keys words:** waste, composting, leaching, retention

---

\* **Auteur correspondant :** demledzi@yahoo.fr

## **1. Introduction**

L'évolution démographique et l'urbanisation forcée des PED, fait croître la quantité de déchets urbains produits, devenant une préoccupation majeure à laquelle sont confrontés les responsables locaux, mais surtout les habitants de plus en plus conscients des risques. Au Togo les autorités locales, avec l'aide internationale, se sont lancées dans des politiques de gestion globale des déchets pour un investissement très bas au secteur des déchets par rapport à l'eau <sup>[1]</sup>. Les lois adoptées ne sont jamais appliquées faute de moyens. La gestion des déchets ne se limite qu'au remblayage d'une carrière. Même si une importante matériaux recyclables sont récupérés à l'insu des autorités, les déchets perdent un potentiel de valorisation important en termes de production d'un amendement organique par compostage <sup>[2]</sup> compte tenu de la quantité élevée de matière organique putrescibles que pourrait contenir nos ordures ménagères. Au cours des années 1960-1985, plus d'une centaine d'installations de compostage ont été construites dans de nombreux pays dont beaucoup de PED: Inde, Chine, Indonésie, Brésil, Colombie, Côte d'Ivoire, etc., et en particulier dans quasiment tous les pays de la Méditerranée. Cependant, la plupart de ces installations sont actuellement arrêtées et rares sont celles encore en activité ou seulement en activité réduite <sup>[3]</sup>. Depuis les années 70, cinq unités de compostage ont été construites au Maroc. Il s'agit de grandes unités industrielles qui ont été conçues, mises en place et financées grâce à des organismes étrangers de développement. Mis à part l'installation de Rabat-Salé, qui a été arrêtée en 2000, aucune unité de traitement n'a fonctionné plus de 6 ans <sup>[4]</sup>. Toutes ces unités, celle de Rabat comprise, ont connu de sérieux problèmes techniques et

financiers <sup>[5]</sup>, en particulier :

- le colmatage des équipements et des pannes fréquentes,
- le sous-dimensionnement des fosses de réception et des surfaces nécessaires à la fermentation,
- un compost de mauvaise qualité (présence de contaminants),
- des difficultés de commercialisation du compost,
- d'importantes nuisances environnementales (mauvaises odeurs).
- les fortes teneurs en sables, spécifiques aux P.E.D altèrent les équipements par abrasion.

De nombreuses initiatives locales d'associations ou ONG ont fleuri dans les capitales et leur activité ne se limite qu'au pré collecte alors que ces associations ou ONG pouvaient promouvoir et réaliser un compostage rudimentaire pour compléter leur activité et donc leur revenu comme l'Inde <sup>[6]</sup> ou le Bangladesh <sup>[7]</sup>. Aujourd'hui, des solutions sont d'être apportées sur le sous-dimensionnement des surfaces nécessaires à la fermentation, sur les difficultés de commercialisation par des études de marché, les nuisances environnementales par la méthode en andains avec des retournements réguliers.

Mais la qualité du compost liée à la source des déchets reste problématique. A Mahajanga (Madagascar) le projet de compostage est réalisé sur la décharge finale où les déchets sont amenés par les entreprises de collecte. Par contre à Dschang (Cameroun) la plateforme est ravitaillée par apport volontaire. La qualité du compost produit est menacée car les éboueurs et les composteurs ne font pas partis de la même entreprise. Ce projet a pour objectif d'étudier l'impact écologique du traitement des déchets par compostage des ordures ménagères depuis la source par une seule entreprise.

## 2. Matériels et Méthodes

### 2.1 Origine des déchets et échantillonnage

Les échantillons pour la caractérisation physique ont été obtenus après quartage en saison sèche comme en saison des pluies: Pour la collection sélective, une masse de 250 kilogrammes de déchets a été collectée avec l'ONG en charge du compostage suivi de la caractérisation physique au laboratoire. Au niveau de la décharge finale, l'échantillon caractérisé, soit 500 kg, a été obtenu par rapport à la population des sept centres de transit, pour un facteur de risque  $\alpha$  égal à 0,05 ou un niveau de confiance de 95% de sûreté, pour un facteur de Student,  $t = 1,96$  et pour différentes incertitudes. Le ratio moyen utilisé est  $0,91 \text{ Kg /hab /j}$  [8], obtenu par la moyenne de la production journalière estimée après une enquête entre les quartiers Résidence du Bénin (haut standing) et Tokoin Forever (bas standing). En référence à la composition physique, deux groupes de composts ont été élaborés: composts des ordures ménagères sélectives et composts des ordures ménagères brutes après le tri des indésirables (papier-cartons, textiles, plastiques, verres, métaux, INC, spéciaux, etc.). Ces quatre types de composts ont été élaborés selon les combinaisons suivantes des matières premières (**tableau I**) :

### 2.2. Paramètres de suivi du compost

La température est déterminée tous les deux jours [10], le retournement toutes les deux semaines, le taux d'humidité par séchage à  $105^\circ\text{C}$  [11], le taux de la matière organique par calcination à  $550^\circ\text{C}$  [10] et le pH par une suspension aqueuse selon la norme [12].

### 2.3. Analyse chimique des composts

Un échantillon du tas du compost obtenu est prélevé dans des conditions rigoureuses afin de garantir l'homogénéité du matériau. Une quantité de compost est prélevé à dix endroits différents du tas, environ 150g, est mélangé l'ensemble avant de prélever de ce mélange obtenu la quantité voulue.

#### 2.3.1. Analyse des nutriments et des éléments traces métalliques (ETM).

La préparation de l'échantillon pour l'analyse de tous les paramètres excepté la teneur en azote et de carbone a consisté en une digestion en milieu acides ( $\text{HCl}/\text{HNO}_3$ ). Le phosphore total a été déterminé par colorimétrie en utilisant le molybdate d'ammonium et l'acide ascorbique [13]. L'azote kjeldahl (NTK) est déterminé par la méthode de Kjeldahl [14]. Les espèces cationiques (Na, K, Mg et Ca) et les ETM (Pb, Ni, Cd) ont été déterminés par la spectrométrie d'absorption atomique SAA [15].

**Tableau I:** Composition des différents matériaux compostables [9]

	Composition des matériaux compostables				couvert	Dimensions	
	Putrescibles(Kg)	OM brutes (Kg)	Fumier (Kg)	Phosphate naturel (Kg)		Volume (m <sup>3</sup> )	(LxWxH)
<b>Cuve A</b>	120	-	-	-	oui	0,72	1,2 x 1,2 x 0,5
<b>Cuve B</b>	120	-	24	8	oui	0,72	1,2 x 1,2 x 0,5
<b>Andain C</b>	-	1650	-	-	non	4,42	1 x 2,6 x 1,7
<b>andain D</b>	-	1420	-	-	non	4,25	1 x 2,5 x 1,7

### 2.3.2. Test de lixiviation.

Le test de lixiviation consiste en une mise en solution au contact d'une certaine masse de déchets broyés, avec une certaine quantité d'eau. Dans les quatre modes opératoires décrits dans les quatre parties de la norme prEN 12457 – 2 : 2002 (F), différents rapports L/S sont choisis (10, 8 et 2) conduisant généralement à des résultats d'essais différents. Ceci résulte d'une part des quantités de lixiviat différentes imposées par le déchet lui-même (résultant des composés du matériau dissous dans le lixiviat). Il n'existe aucune relation pouvant être appliquée aux résultats obtenus avec un rapport L/S donné pour déterminer les résultats qui auraient été obtenus si l'essai avait été réalisé avec un autre rapport L/S. Cependant pour un rapport L/S faible, certains constituants sont présents dans le lixiviat à une concentration plus élevée car la quantité de lixiviat disponible est inférieure. Dans le cas de cette étude l'essai a été réalisé avec un rapport optimisé L/S = 8 [16]. Différentes suspensions sont mises sous agitation au moyen d'un plateau d'agitation réglé à 150 tours/min pendant différentes heures allant de 24 à 168H (un jour à sept jours) pour évaluer le potentiel polluant des composts. Les éluats de chaque compost sont filtrés et le Pb est dosé par SAA flamme après minéralisation à l'eau régale.

### 2.3.3. Test respirométrique, AT4.

Le manuel d'utilisation prévoit un facteur de dilution, applicable en fonction du volume d'échantillon introduit. Connaissant le volume total du flacon et le volume d'échantillon introduit, le volume d'air peut être déduit. Ainsi, le facteur de dilution est transposable au volume d'air dans le flacon selon l'équation suivante :

$y = 0,5772 \times \exp(0,0087x)$ . La densité du compost était comprise entre 0,5 et 0,6 et a permis de relier ce facteur de correction au

compost pour connaître sa consommation en O<sub>2</sub>. Les études réalisées par Charnay [17] ont montré que la masse introduite et l'intensité de la consommation en O<sub>2</sub> est variable. Elle augmente entre 10g et 30 g, puis diminue fortement pour des masses supérieures. Ce constat est sans doute lié à un effet de masse, dû à la non agitation des flacons, passant alors en fermentation anaérobie. Ils ont montré que l'écart est trop important pour des masses supérieures à 30 g et que les masses inférieures ou égales à 10 g sont peu représentatives de l'échantillon. La masse utilisée est de 20 g humidifiée entre 45% et 55%.

### 2.3.4. Indice de Germination, IG.

L'essai de bio maturation a été effectué avec un extrait aqueux des composts dans une boîte de pétri en plastique avec un papier filtre. Vingt graines de maïs (*Zea mays*) et vingt graines de niébé (*Vigna unguiculata*) considérés comme cultures de base au Togo et vingt graines de cresson (*lepidium sativum* L), ont été distribués sur le papier filtre, et incubés à la température ambiante (28°C) dans l'obscurité pendant 48h [18]. Le nombre de graines germées a été compté et les longueurs des racines ont été mesurées. Un témoin pour chaque traitement est effectué avec 10 ml d'eau distillée. L'IG a été calculé par la formule de Zucconi [13] :

$$IG = \frac{N_{m_{gg}} \cdot L_r}{N_{m_{ggt}} \cdot L_{rt}}$$

N<sub>m<sub>gg</sub></sub> : Nombre de graines germées ;

L<sub>r</sub> : longueur moyen de la racine ;

N<sub>m<sub>ggt</sub></sub> : Nombre de graines germées du témoin ;

L<sub>rt</sub> : longueur moyen de la racine témoin

### 2.4. Analyse statistique

Les paramètres statistiques sont mis à contribution pour l'exploitation des résultats. Pour chaque résultat une moyenne u, un

écart type  $s$  et une erreur standard  $ES$ , afin d'apprécier la distribution et les écarts sur les valeurs obtenues à partir des différentes méthodes utilisées, sont calculés :

$$u = \sum_{i=1}^n \frac{1}{n} \cdot x_i$$

$$s = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - u)^2}{n - 1}}$$

$$ES = \frac{\sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (x_i - u)^2}{n - 1}}}{\sqrt{n - 1}}$$

### 3. Résultats et discussion

#### 3.1. Caractérisation physique.

Les résultats de la caractérisation physique à la décharge finale pendant les deux saisons donnent un taux de 24-26% de fraction compostable, 20-26% de déchets non compostables et une forte proportion de fraction fine 46-56%. L'humidité moyenne à la décharge finale est entre 13-15 % en saison sèche et 22-43 % en saison pluvieuse. La décomposition des déchets est inhibée en saisons sèches car la teneur en eau est en dessous de 20 %<sup>[19]</sup> et reste dans la gamme de l'optimum en saisons pluvieuses<sup>[20]</sup>. La matière organique représente en moyenne 24-25% de déchets urbains avec un taux de 8-9% de matière organique dans la fraction fine. Ceci n'est pas un avantage pour le compostage des déchets bruts mais surtout un inconvénient en raison du fort pourcentage de minéral (sable, gravier). Par contre les déchets sortant des ménages contiennent 60-70% de déchets compostables avec une humidité de 50-70% et une faible proportion des autres fractions. Les déchets bruts sont donc ramassés avec une grande quantité de sable des centres de transit vers la décharge finale. Le compostage proche des ménages et donc dans les quartiers est plus favorable que

celui qui pourrait être réalisé à la décharge finale.

#### 3.2. Suivi des paramètres de processus

Tous les substrats en décomposition dans les cuves ou en andains ont été suivis par Koledzi<sup>[9]</sup> et la teneur en eau a été maintenue à 40-50% pendant le processus. La température quotidiennement enregistrée pendant le procédé de compostage a montré les deux phases du processus: phase mésophile et thermophiles.

#### 3.4. Bilan matière

La **figure 1** présente le bilan matière dans les cuves et des andains en fin du processus.

Le bilan matière en fin du procédé se présente comme suit : pour les cuves (0,69 – 0,71 tonne de compost par tonne de déchets compostés) et pour les andains (0,25 – 0,26 tonne de compost par tonne de déchets compostés), dans le cas d'un compost fin <10mm. Les taux de recyclables sont de 6 % pour les déchets préalablement triés compostés dans les cuves et de 12 % pour les déchets bruts compostés en andain. Le refus de criblage peut être ré-introduit (recirculation) sur un nouveau tas de compost où il favorisera la fermentation par ensemencement des microorganismes qui sont encore présents dans ces refus et par présence de matériaux structurants.

#### 3.5. Qualité chimique de compost.

L'acidité agit spécifiquement sur la microflore responsable de la décomposition des déchets organiques initiaux. Le pH imposé par la matière première évolue au gré du déroulement du proces. Les valeurs de pH sont comprises entre 8 et 9,6. Les ordures ménagères contiennent de cendres de bois et de charbon de bois car le bois et le charbon de bois constituent les sources d'énergie dans la plupart des ménages.

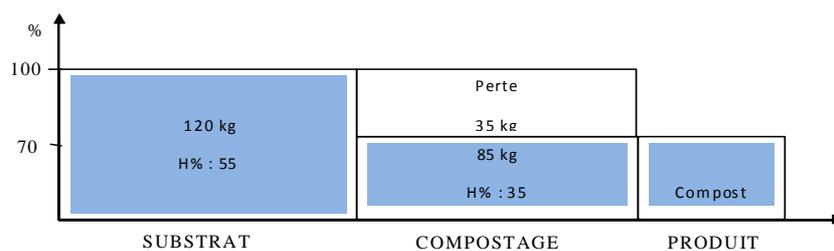


Figure 1a : Compost A

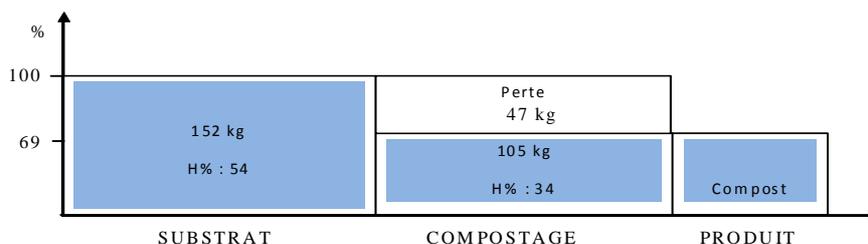


Figure 1b : Compost B

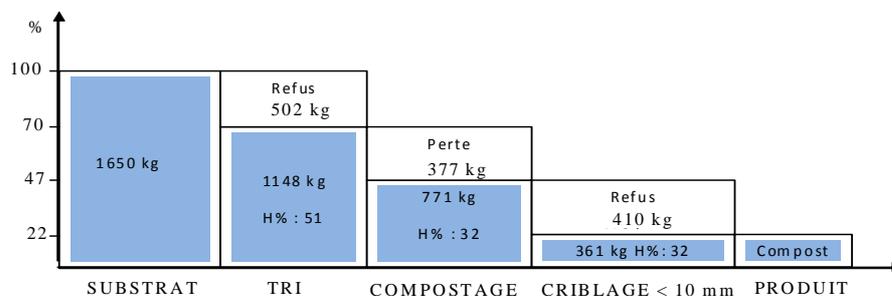


Figure 1c : Compost C

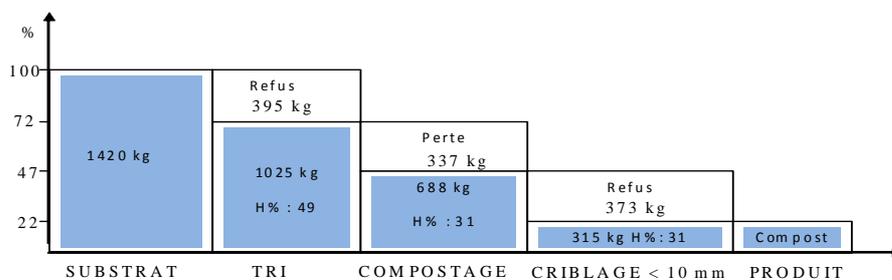


Figure 1d : Compost D

Perte : gaz ( $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$ ), liquide (MO dans le lixiviat)

Figure 1: Bilan matière

Ceci a été confirmé au cours des campagnes de caractérisation physique où le taux de CNC est élevé. Trois des quatre composts ont un pH au-dessus de 9. Ce qui pourrait

être lié à la teneur de cendre dans les ordures ménagères. La teneur en potassium dans les différents composts, présentée dans le tableau II, confirme aussi cette observation.

Cette valeur de pH pourrait induire la perte d'ammoniaque <sup>[21]</sup>; ce qui conduirait donc à des faibles valeurs d'azote observées dans tous les composts excepté dans le compost B qui a un pH = 8,7; il s'établit un équilibre entre l'ion NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NH<sub>3</sub>. NH<sub>4</sub><sup>+</sup> et NH<sub>3</sub> sont en équilibre à une valeur de pH d'environ 9,2; qui est une fonction de la variation de l'alcalinité pendant le procédé de compostage <sup>[22, 23]</sup>. Il y a donc très peu de production d'acides organiques et donc très peu des substances contenant des sucres simples. Le pH est resté basique par production du gaz ammoniacal <sup>[24]</sup> associé à la dégradation de protéines libérant des amines et à la décomposition d'acides organiques <sup>[20,25]</sup>. Aucune acidification du milieu en début de procédé n'est apparue même pour le compost D où le pH est déterminé à partir de la première semaine <sup>[9]</sup> contrairement aux résultats rapportés lors des travaux de Forster <sup>[26]</sup>. Cette phase d'acidogène est très courte et par conséquent difficile à analyser. Cependant, une acidification du milieu aurait pu être attribuée à une oxydation incomplète de la matière organique conduisant à la production d'acides gras organiques en conditions anaérobies. Cela confirme que ces essais se sont déroulés dans des conditions

satisfaisantes d'aération. Le taux de matière organique demeure dans la norme NFU 44-051 (≥ 20). Le rapport C/N est grand à cause des teneurs faibles en azote et reste comparable à d'autres composts des ordures ménagères <sup>[27,28]</sup>. Le taux élevé de phosphate dans le compost B est dû à l'addition du phosphate naturel de la fraction organique au début du processus. Tous les composts présentent une teneur élevée des nutriments comme le phosphore, le Na<sub>2</sub>O, le MgO, le K<sub>2</sub>O ou le CaO (**tableau II**) qui est un avantage pour son utilisation dans l'agriculture.

Les valeurs de la teneur en ETM, considérés comme les métaux les plus recherchés à cause de leur histoire, sont présentés dans le **tableau III**. On observe des teneurs en plomb au-dessus des normes fixées par la norme française NFU 44 051. Les sources du Pb sont variées : les papiers-cartons, les combustibles non classés (CNC), les vernis, les peintures, etc. Les autres teneurs sont en dessous de la norme. Les teneurs en métaux lourds dans la fraction organique et donc dans les composts pourraient provenir de la couche d'humus, de la terre végétale des jardins <sup>[29,30,31]</sup> car les ordures ménagères contiennent aussi les déchets de jardins.

**Tableau II:** Composition chimique de la matière sèche des 4 composts A, B, C, D

Paramètre		Compost A	Compost B	Compost C	Compost D	Compost Labé *	Compost **
pH		9,3	8,7	9,3	9,4	8,2/8,8	7,8
N	%	0,8	0,9	0,8	0,7	1,4/0,88	1,0/2,0
OM	%	32	31	34	30	-	35/40
C	%	19	18	20	16	16,2/13,8	20,3/23,2
C/N		24	20	25	20	11/16	11,6/20,3
P	mgP <sub>2</sub> O <sub>5</sub> /g	13,6	44,7	8,0	11,8	10,9/10,2	9,4/91,5
Na	mgNa <sub>2</sub> O/g	7,5	4,0	9,4	-	-	-
K	mgK <sub>2</sub> O/g	17,3	19,8	15,1	-	11,1/10,8	6,0/31,3
Mg	mgMgO/g	2,8	3,1	4,2	3,2	8,1/6,8	-
Ca	mgCaO/g	16,2	38,5	35,1	36,7	63,8/51,2	-

\* [27]; \*\* [28]

**Tableau III:** Concentration de quelques polluants métalliques

Eléments (mg/kg)	Compost A	Compost B	Compost C	Compost D	Valeurs limites*
Pb	460	380	480	290	140
Ni	40	14	20	18	50
Cd	1	1	2	2	3

\* [12]

### 3.6. Test de lixiviation

Au vue des résultats des concentrations des polluants métalliques, seul le Pb est au dessus de la norme. Ces tests sont donc réalisés afin de déterminer le potentiel de relarguage du Pb dans les composts. Le test de lixiviation réalisé sur les composts au bout de 5 jours a permis de déterminer la capacité maximale de relarguage depuis la matrice solide vers la solution (éluat) correspondant à la pollution susceptible d'être remobilisée et transférée aux plantes à court ou à moyen terme. Le **tableau IV** présente les extractions simples des composts A, B, C et D.

Suite à l'application des méthodes d'extractions simples, l'EDTA semble avoir un effet important sur le relarguage du plomb. Les fractions extraites par les extractions ménagées à l'aide d'eau distillée et de CaCl<sub>2</sub> sont faibles. La fraction mobilisable est en revanche importante avec l'EDTA soit 0,10 mg/kg pour le compost A; 0,13 mg/kg pour le compost B; 0,15 mg/kg pour le compost C et 0,11 mg/kg pour le compost D. Cette différence entre les deux types d'extraction traduit une forte rétention du plomb dans les composts, mais un risque de mobilisation non négligeable à long terme. Ensuite une nouvelle extraction simple a été réalisée avec le CaCl<sub>2</sub> (cf. figure 2) et avec l'EDTA (cf. **figure 3**), et cette fois la teneur en Pb a été suivie en fonction du temps. La **figure 2** montre que les extractions avec CaCl<sub>2</sub> sont progressives et

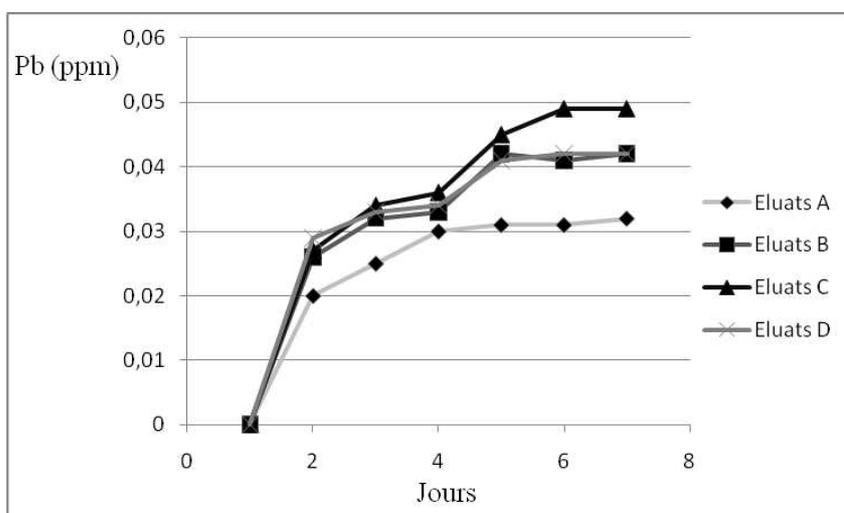
atteignent le maximum au bout du 6<sup>ème</sup> jour. La **figure 3** montre que l'EDTA extrait plus Pb que la solution de CaCl<sub>2</sub>. Deux schémas sont possibles : soit le compost est riche en hydroxyde métallique et peut participer à la rétention du plomb par échange cationique ou par absorption, soit il est riche en matière organique au point d'emprisonner ou de retenir le métal par complexation. On remarque que plus le taux de matière organique est élevé, plus le taux d'extraction est faible. La rétention du Pb est donc très forte et se fait non seulement sur la matière organique mais aussi sur les hydroxydes métalliques soient par échange cationique ou par fixation sur les carbonates. Dans le cas de l'ion Pb<sup>2+</sup>, dont le rayon ionique (199pm), est supérieur à celui de l'ion calcium (99pm), il n'y a pas de substitution de Ca<sup>2+</sup> au cours de l'extraction avec le CaCl<sub>2</sub> (**tableau IV**), mais formation d'un sel de carbonate orthorhombique. Cette différence entre les deux types d'extraction traduit une forte rétention du Pb dans les composts. De plus le Pb est un cation chimisorbés et est réputé extractible par l'EDTA indépendamment du pH. Ce résultat montre que de nombreux paramètres interviennent dans la mobilité des éléments trace métalliques. Les constituants du sol et donc du compost jouent un rôle important dans le processus de rétention (matière organique, hydroxydes métalliques, phosphates et carbonates). Leurs teneurs sont susceptibles d'affecter le transfert des polluants. Les

formes chimiques d'un métal dissous peuvent être séparées en quatre catégories suivant la nature de l'agent complexant

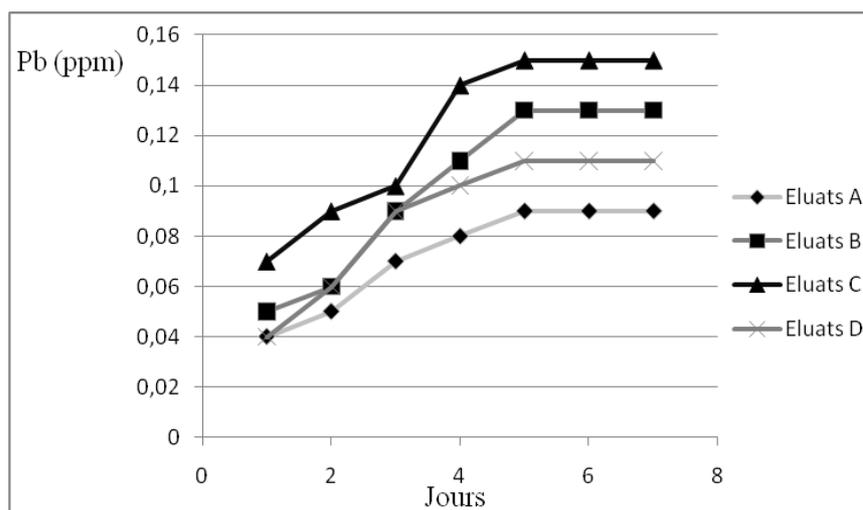
considéré. La **figure 4** illustre les différentes formes de complexation que le Pb noté M pourrait présenter.

**Tableau IV : Extraction simple du Pb**

	Teneur du Pb en ppm			
	Eluat A	Eluat B	Eluat C	Eluat D
<b>Eau distillée</b>	0,02	0,03	0,04	0,02
<b>CaCl<sub>2</sub> 0,01M</b>	0,03	0,04	0,05	0,04
<b>EDTA 0,05M</b>	0,10	0,13	0,15	0,11



**Figure 2 : Extraction progressive du Pb avec le CaCl<sub>2</sub>**



**Figure 3 : Extraction progressive du Pb avec l'EDTA**

L'équation de conservation de la masse, pour le métal  $M$  dissous, est donc de la forme :

$$M_T = M^{n+} + \sum_i M_j(OH)_i^{n-i} + \sum_i M_j(L_{inorg})_i^{n-i} + \sum_i M_j(L_{org})_i^{n-i}$$

Métal ionique libre hydraté :  $M^{n+}$

Métal sous forme d'hydroxydes :



Métal complexé par des ligands inorganiques :  $M_j(L_{inorg})_j^{n-1}$

Métal complexé par des ligands organiques :



Un certain nombre de ligands, inorganiques ou organiques, vont conditionner la spéciation du plomb par la formation de complexes plus ou moins stables. Pour chaque ligand, la complexation entre un métal  $M$  et un ligand  $L$  peut être décrite par la réaction d'équilibre suivante:



Cette réaction est caractérisée par une constante thermodynamique de complexation/stabilité, notée  $K$ , exprimée

par l'équation: 
$$K = \frac{[M_i L_j]}{[M]^i [L]^j}$$

Dans la catégorie des complexes inorganiques, les complexes du métal se

forment avec les anions du milieu comme les chlorures, les sulfates, les nitrates, les carbonates. Cette complexation dépend aussi des paramètres physiques (température, pression, ...) et chimiques (pH, force ionique, concentrations en éléments majeurs, ligands complexants, ...).

Dans la catégorie des complexes organiques, d'autres ligands sont impliqués en relation avec la matière organique du compost. Les groupements complexants (ou sites) présents ont un rôle prépondérant puisqu'ils peuvent complexer fortement le métal présent dans les composts et modifier leurs formes chimiques dominantes, donc leur réactivité vis-à-vis des plantes une fois les composts enfouis. L'origine, la structure, la composition et les propriétés physiques et chimiques de la matière organique sont très hétérogènes et souvent évolutives. La matière organique complexante regroupe donc aussi bien des molécules de structures et de réactivités simples, présentant peu de groupements fonctionnels, que des macromolécules de grande taille, possédant une densité forte en sites potentiellement complexants, de propriétés très variées. De même, une variation de pH peut entraîner une complexation ou une décomplexation du métal par la matière organique.

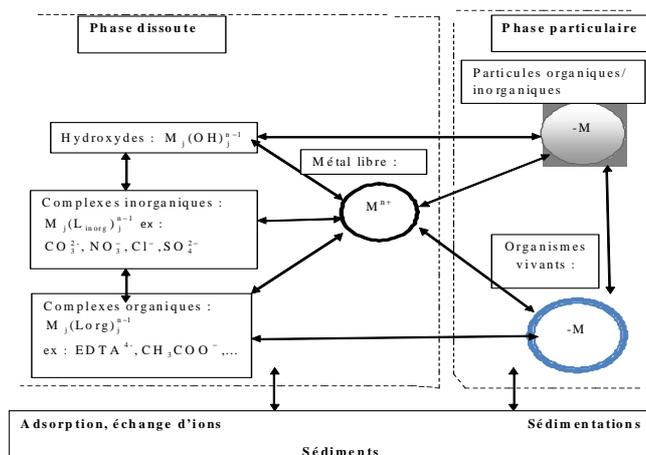


Figure 4 : Différents formes possibles de complexation du plomb

### 3.7. Test respirométrique, AT4.

Le compost A est le compost obtenu à partir des OM sélectives. La **figure 5** montre qu'on obtient une augmentation progressive avec des pentes très faibles. Le compost A criblé à 10 mm, présente logiquement une

faible consommation d'oxygène (cf. **figure 5a**), nettement plus faible que celle du substrat constitué d'ordures ménagères sélectivement constituées de matières putrescibles.

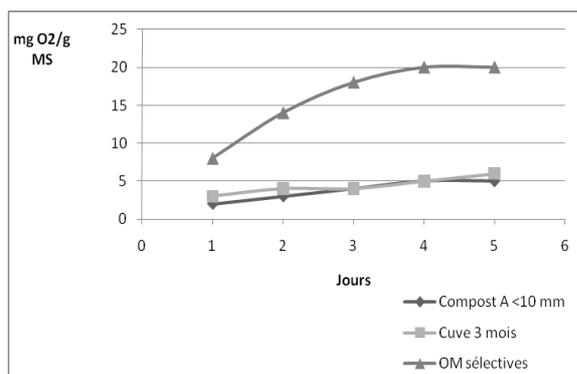


Figure 5a : Compost A

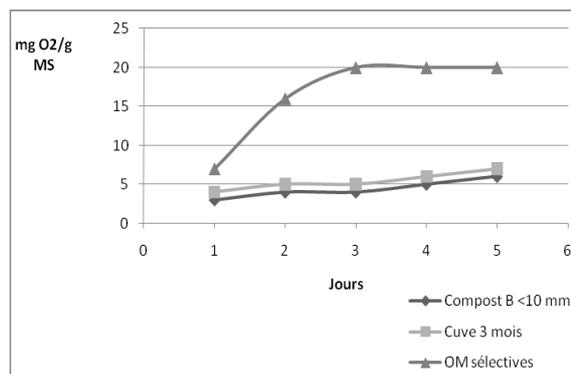


Figure 5b: Compost B

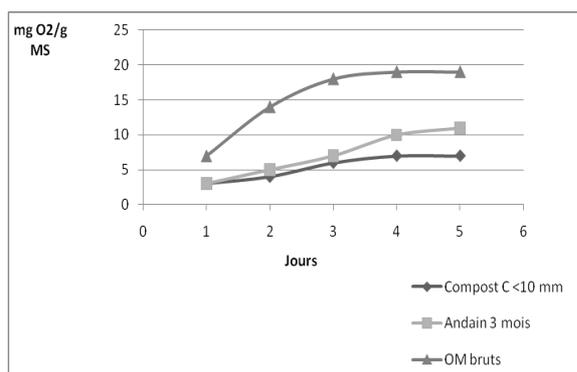


Figure 5c: Compost C

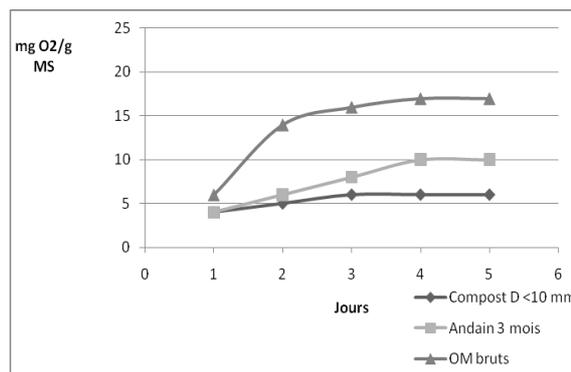


Figure 5d: Compost D

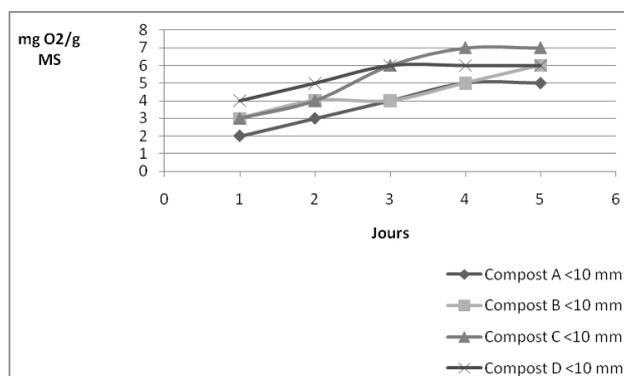


Figure 5e : Composts A, B, C, D

Figure 5 : Consommation d'O<sub>2</sub> par les composts A, B, C et D

Le compost B est le compost constitué de putrescibles, de phosphates naturels et de fumier. Pour ce type de substrat, la **figure 5b** montre beaucoup d'analogie avec le compost A. Les composts C et D sont obtenus à partir des ordures ménagères bruts après le tri des indésirables. La **figure 5c** montre une consommation pratiquement constante pour le quatrième et le cinquième jours pour le compost criblé, la courbe présentant pour le compost criblé une pente plus faible que pour le compost non criblé. Les courbes de la **figure 5d**, sont très comparables aux précédentes, et illustrent que les composts produits sont déjà fortement stabilisés mais moins que les composts A et B. Les consommations en O<sub>2</sub> sont progressives quel que soit le stade de traitement du déchet. Cette consommation est très forte pour les ordures ménagères. Sur la **figure 5e** on note que le compost B présente une pente plus faible successivement que A, D et C. C'est dire que le compost B présente un état de maturité plus avancé que A et que A plus avancé que D et que D plus avancé que C. Toutes les courbes obtenues pour les quatre composts présentent des pentes très faibles par rapport à celles obtenues pour les ordures ménagères. Le **tableau V** résume la consommation d'oxygène au quatrième jour des composts A, B, C, D.

Le suivi de l'évolution de la consommation en O<sub>2</sub> permet donc de connaître l'état d'avancement dans le traitement et par voie de conséquence l'état de maturité du compost. Elle reste une solution facile et simple pour une estimation de l'état de maturité d'un compost.

Les inconvénients de cette méthode sont du domaine pratique: l'introduction de l'échantillon solide dans le flacon et l'ajustement de l'humidité. Pour obtenir une valeur comprise entre 45 et 55 %, de nombreux essais et contrôles s'avèrent nécessaires, rendant l'opération longue.

### 3.8. Indice de germination, IG

Les valeurs moyennes de dix répétitions, présentées dans le **tableau VI**, constituent un indicateur de la maturité des composts. Les composts produits sont non toxiques pour le maïs, le niébé et le cresson. Les déchets ne pourront être directement utilisés en agriculture qu'après avoir subi un prétraitement mécanique et biologique afin donc de les stabiliser. En plus de la stabilité un compost mûr évite la contamination des plantes par des agents pathogènes comme dans le cas de l'utilisation direct des déchets.

Un compost est considéré comme non toxique lorsque son IG excède 50% <sup>[34]</sup>. L'indice de germination présente des taux élevés par conséquent une teneur très basse des substances toxiques telles que l'acide acétique. L'acide acétique peut complètement empêcher la germination des graines de cresson à partir d'une concentration de 300 mg/kg <sup>[35]</sup>. La réduction de la germination des graines par l'acide acétique a été rapportée pour le cresson et le maïs par Keeling <sup>[36]</sup>. Ainsi, l'indice de germination pour ces graines excède 50%. Ceci indique que les composts produits sont stables et mûrs.

**Tableau V** : Mesures comparées des AT4 des 4 composts produits et des substrats initiaux en mgO<sub>2</sub>/g MS

Compost A	Compost B	Compost C	Compost D	Compost urbain *	Compost urbain **
5,2	6,1	7,4	6,8	9	7,9
Substrat A	Substrat B	Substrat C	Substrat D	OM brutes *	OM stabilisé PTMB ***
20,6	20,9	18,5	17,1	22	< 20

\*[17]; \*\*[32] ; \*\*\*[33]

PTMB : Prétraitement Mécanique et Biologique

**Tableau VI**: Valeur moyenne de IG

		Compost A	Compost B	Compost C	Compost D
IG (%)	<i>Zea mays (maïs)</i>	76	78	81	87
	<i>Vigna unguiculata (niébé)</i>	86	77	78	80
	<i>Lepidium sativum l (cresson)</i>	79	75	86	82

#### 4. Conclusion

Cette étude d'impact écologique des composts produit par une entreprise de collecte et de traitement des déchets, a permis de relever les insuffisances, les difficultés et la qualité du compost surtout en ce qui concerne sa toxicité vis-à-vis des plantes. Vu les difficultés de la collecte sélective, le compostage des déchets bruts après le tri des indésirables serait à promouvoir tout en évitant le ramassage du sable. Les méthodes de compostage utilisées ne présentent aucun inconvénients. Mais si l'on tient compte du coût qu'engendrerait la fabrication des cuves, la méthode en andain serait plus souhaitable et serait plus accessible.

Les analyses chimiques pour la qualité ainsi que l'IG des quatre composts ne présentent aucun risque majeur à part la teneur en Pb. Mais on remarque que, plus le taux de la matière organique est élevé, plus le plomb est retenu. Le plomb semblerait

être retenu sur la matière organique et sur les hydroxydes métalliques. Plus cette concentration est forte plus les métaux seront piégés diminuant leur biodisponibilité<sup>[37]</sup>. Le risque est donc faible en termes de phytotoxicité après amendement des sols<sup>[38]</sup>. Le compost peut donc stabiliser ou immobiliser les métaux en phase solide. Mais la complexité des mécanismes biologiques, physiques et chimiques régissant le transfert des polluants dans le sol implique une grande prudence quand on pense au taux du plomb qu'accumuleraient les plantes après épandage du compost. Mais mieux le tri sera effectué avant le compostage, plus le risque de contamination de la chaîne alimentaire sera faible.

#### Remerciement

*Ce travail présenté dans ce document a été financé par le programme CORUS N°6126 à travers le service de la coopération française.*

## **Bibliographie**

- [1] Bonnet, A., Fabien, L., 2006. Etude du système de gestion des déchets ménagers à Lomé et propositions d'amélioration du secteur. Rapports d'Activités 2007-Ministère de l'Environnement et des Ressources forestières.
- [2] Tinoco, A.A.P., Azevedo, I.C.D., Azevedo, R., Marques, E.A.G., 2009. Separation and composting plant in small cities of Zona Da Mata Minas Gerais, Brazil. Sardinia 2009 Symposium. XII International WM and Landfill Symposium. Page109. [www.sardiniasymposium.it/sardinia2009/](http://www.sardiniasymposium.it/sardinia2009/).
- [3] Gillet, 1985. 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.
- [4] 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-ERMGW, mai 2004, 51p.
- [5] DGCL-DEA, 1991. Direction Générale des Collectivités Locales- Direction de l'Eau et de l'Assainissement, Maroc - Principes et pratiques pour la gestion rationnelle des déchets solides municipaux – Document réalisé pour le Ministère de l'Intérieur Marocain avec le soutien de l'Agence Américaine pour le Développement International (USAID), 1991, 82p.
- [6] Zurbrugg, C., Drescher, S., Patel, A.H., Sharatchandra, H.C., 2004. Decentralized composting of urban waste - an overview of community and private initiatives in India cities. *Waste Management* 24 (7): 655-662.
- [7] Zurbrugg, C., Drescher, S., Rytz, I., Maqsood Sinha, A.H., Enayetullah, I., 2005. Decentralized composting in Bangladesh, a win-win situation for all stakeholders. *Resources Conservation and Recycling* 43 (3): 281-292.
- [8] Koledzi E. K., Kpabou Y., Baba G., Tchangbedji G., Kili K.A., Feuillade G., Matejka G., 2011a. Composition of municipal solid waste and perspective of decentralized composting in the districts of Lomé, Togo. *A Glance at the World / Waste Management* 31 (2011) 603–609
- [9] Koledzi K.E., Baba G., Tchangbedji G., Agbeko K., Matejka G., Feuillade G., Bowen J., 2011b. Experimental study of urban waste composting and evaluation of its agricultural valorization in Lomé (Togo). *Asian J. of Applied Sciences* 4 (4) 378-391.
- [10] Unmar, G., Mohee, R., 2008. Assessing the effect of biodegradable and degradable plastics on the composting of green wastes and compost quality *Bioresource Technology* 99 (2008) 6738–6744.
- [11] Yobouet, Y. A., Adouby, K., Trokourey, A., Yao, B., 2010. Cadmium, Copper, Lead and Zinc speciation in contaminated soils. *International Journal of Engineering Science and Technology*. Vol. 2(5), 2010, 802-812.
- [12] AFNOR, 2005. Norme qualité compost urbain NF 44051. Amendement organique. Arrêté ministériel du 21 August 2007.
- [13] Bustamante, M.A., C. Paredes, F.C. Marhuenda-Egea, A., Perez-Espinosa, M.P. Bernal, R., Moral, 2008. Co-composting of distillery wastes with animal manures: Carbon and nitrogen transformations in the evaluation of compost stability. *Chemosphere*, 72: 551–557.

- [14] Barrena, R., Turet, J., Busquets, A., Farrés, M., Font, X., Sánchez, A., 2010. Respirometric screening of several types of manure and mixtures intended for composting. *Bioresource Technology*. doi:10.1016/j.biortech.2010.09.011
- [15] Clément, M., Pieltain, F., 2003. Analyse chimique des sols .éd. TEC et DOC.
- [16] Lagier, 2006. Etude des macro molécules de lixiviat : Caractérisation et comportement vis-à-vis des métaux. Thèse de Doctorat. N°72 Université de Limoges.
- [17] Charnay, F., 2005. Compostage des déchets urbains dans les PED : Elaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost. Thèse de Doctorat N° 56. Université de Limoges.
- [18] Miyuki, C., Ryuzoh, I., Kagan, K., Yasutaka, M., Eiichi, T., 2005. Estimation of maturity of compost from food wastes and agro-residues by multiple regression analysis; *Bioresource Technology* 97 (2006) 1979-1985.
- [19] Tiquia, S.M., Tam, N.F.Y., 1998. "Composting pig manure in Hong Kong." *Biocycle* 39 (02): 78-79.
- [20] Haug, R.T. 1993. "The practical handbook of compost engineering." Boca Raton, Florida.717.
- [21] Chang, J.I., Chen, Y.J., 2010. Effects of bulking agents on food waste composting. *Bioresource Technology* 101 (2010) 5917-5924
- [22] Dimitri, P.K., Robert, K. H., 2005. Carbon dioxide and ammonia emissions during composting of mixed paper, yard waste and food waste. *Waste Management* 26 (2006) 62-70.
- [23] Sawyer, C.N., McCarty, P.L., 1978 *Chemistry for Environmental Engineering*, 3rd Edition. McGraw-Hill Book Company, NY. 532 pp.
- [24] Bernal, M.P., Navarro, M.A., Sanchez-Monedero, M.A., Roig, A., Cegarra, J., 1998. "Influence of sewage sludge compost stability and maturity on carbon and nitrogen mineralization in soil." *Biochem. Soil Biol.* 30(3): 305-313.
- [25] Mustin, M., 1987. *Le Compost, Gestion de la Matière Organique*, F. Dubusc eds, pp. 957, Paris.
- [26] Forster, J. C., Zech, W., Wurdinger E., 1993. "Comparison of chemical and microbial methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources." *Biol. Fertil. Soils*, 16:93-99.
- [27] Matejka, G., Barbier, J., De Las Heras, F., Klein, A., Paquetteau, F., Kebe, A., 2001. Composting of urban refuse in Labé (Guinea): process optimization and agricultural value; Cagliari (Sardinia) Eighth International Waste Management and Landfill Symposium (CISA : Environ. Sanitary Engineering Centre) 1 - 5 Oct. 2001
- [28] Waste Concern, 2002. "Research Report on Application of Compost on soils of Bengladesh" field experiment report prepared for the Sustainable Environment Management Programme (SEMP), of the Ministry of Environment and Forest and UNDP.
- [29] Veeken, A., Bert, H., 2002. Sources of Cd, Cu, Pb and Zn in biowaste. *The Science of the Total Environment* 300, 87-98.
- [30] Nilsson, I., 1972. Accumulation of metals in spruce needles and litter *Oikos* 23, 132-136.
- [31] Coughtrey, P.J. 1979. Litter accumulation in woodlands contaminated by

Pb, Zn, Cd and Cu. *Oecologia* 39 (1979) 181-192.

[32] Annabi, M., 2005. Stabilisation de la structure d'un sol limoneux par des apports de composts d'origine urbaine: relation avec les caractéristiques de leur matière organique. Thèse INA Paris-Grignon.

[33] Binner, E., Zach, A., 1998. Biological Reactivity of Residual Waste in dependence on the duration of Pretreatment. In The 3rd Swedish Landfill Symposium, Lulea, Sweden, 1998, 21p.

[34] Zucconi, F., Forte, M., Monaco, A., de Bertoldi, M. 1981. Biological evaluation of compost maturity. *BioCycle* 22 (2), 27-29.

[35] DeVleeschauwer D. O., Verdonck P. et VanEssche P., 1981. Phytotoxicity of refuses compost *Biocycle*. 22,1: 44-46.

[36] Keeling A. A., Paton I. K. et Mullet J. A., 1994. Germination and growth of plants in media containing unstable refuse derived compost. *Soil Biol. Biochem.*, 26, 767-772.

[37] Hargreaves, J.C., Adl, M.S., Warman, P.R., 2008. A review of the use of composted municipal solid waste in agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 123 (2008) 1-14.

[38] Farrel, M., Jones, D.L., 2009. Critical evaluation of municipal solid waste composting and potential compost markets. *Bioresource Technology* 100 (2009) 4301-4310.