

Monitoring of Composting Temperature and Assessment of Heavy Metals Content of Ouagadougou's Urban Waste Composts

Dasmané BAMBARA^{1*}, Jacques SAWADOGO¹, Ablassé BILGO¹, Edmond HIEN², Dominique MASSE³¹

Abstract

Soils' organic matter content can be improved with urban waste compost adoption. But these composts often include pathogens kept alive after temperature rise during composting and unwanted chemical elements such as heavy metals as well. Therefore, it's necessary to assess temperature evolution, because factor of hygienizing of urban waste composts and know composts heavy metals contents as well, before agricultural valorization. This study determined temperature evolution and heavy metal content of six composts produced from mixtures of green waste, slaughterhouse waste and kitchen waste. Aerobic composting in piles was used for four months. Temperature measurement was performed using compost thermometer. Cadmium, copper, chromium, nickel, lead, zinc and arsenic were assayed by atomic absorption spectrometry. The results showed that the maximum temperatures varying from 53.7 ° C to 61.9 ° C were reached between 14th and 56th day of composting according to mixtures constituted. Several temperature peaks were noted after each turnaround, but their values were decreasing by time. Heavy metal concentrations varied from compost to compost, however, contents levels were well below in comparison with the thresholds set by the international standard NF U 44-051. Composts from various materials were the most contaminated. Temperature peaks reached could kill pathogens and hygienize the composts. Other wastes mixing formulas to be composted are to be investigated.

Keywords: organic matter, heavy metals, pollution, environment, crops.

1. Introduction

La faible productivité des sols au Burkina Faso est liée en partie à leur faible niveau de fertilité notamment organique. La teneur de ces sols en matière organique est inférieure à 1% (Zougmore et al., 2004). Cette faible teneur est la conséquence de la mauvaise gestion anthropique et des changements climatiques (Diallo et al., 2011). Elle est plus sévère dans les zones périurbaines où la pression exercée sur les terres est plus forte (Kaboré et al., 2011).

Les villages périurbains de Ouagadougou sont de véritables pourvoyeurs de la ville en produits végétaux divers (bois-énergie, produits maraîchers, fourrages de tige de céréale et de fane de légumineuse, paille de graminée, etc.). Subséquemment à cette exportation de produits végétaux, il y a un transfert unilatéral de matière organique et d'éléments fertilisants des villages périurbains vers Ouagadougou. Pour compenser en partie cette perte de fertilité, la valorisation après compostage des déchets biodégradables de Ouagadougou pourrait être envisagée. En effet, en 2012, la ville de Ouagadougou aurait produit 187 500 t de déchets solides biodégradables (CO, 2012). Cette quantité de déchets permettrait de produire 46 875 t de composts pouvant couvrir les besoins de 15 625 ha de terres agricoles par an (Kaboré et al., 2011).

¹Centre National de la Recherche Scientifique et Technologique / Institut de l'Environnement et de Recherches Agricoles (CNRST/INERA), 01 BP 476, Ouagadougou 01, Burkina Faso ; Auteur correspondant e-mail : das.bambara@coraf.org ; Tel : +226 66 10 11 77.

²Université de Ouagadougou, UFR/SVT, 03 BP 7021 Ouagadougou 03, Burkina Faso.

³UMR Eco&Sols, SupAgro - Cirad - Inra - IRD 2 place Viala - 34060 Montpellier cedex 2, France.

Mais, les déchets municipaux contiennent souvent des éléments chimiques comme les métaux lourds, potentiellement nuisibles à l'environnement et à la santé humaine et animale. L'autre source de pollution concerne la présence de micro-organismes pathogènes qui peuvent survivre pendant le processus de compostage. Cette survie des micro-organismes est très souvent la conséquence de la faible montée des températures des tas au cours du compostage (Mustin, 1987 ; Temgoua et al., 2014), pourtant un des intérêts du compostage des déchets urbains est la destruction des agents pathogènes suite à la montée de température qu'il engendre (Ruggieri et al., 2009). Les sols sont un vecteur important du transfert des métaux lourds et des pathogènes de l'environnement vers l'organisme (Sirven, 2006).

Pour pallier à ces risques, la recherche de composts produits avec des déchets urbains solides mais qui soient sains et non toxiques est nécessaire. C'est dans cette optique que nous nous sommes posés les questions suivantes : (i) quel est l'impact de mélanges de déchets urbains solides à composter sur la dynamique de la température des tas pour un meilleur contrôle des micro-organismes pathogènes ? (ii) comment les mélanges de déchets solides à composter influencent-ils les teneurs des composts en métaux lourds ?

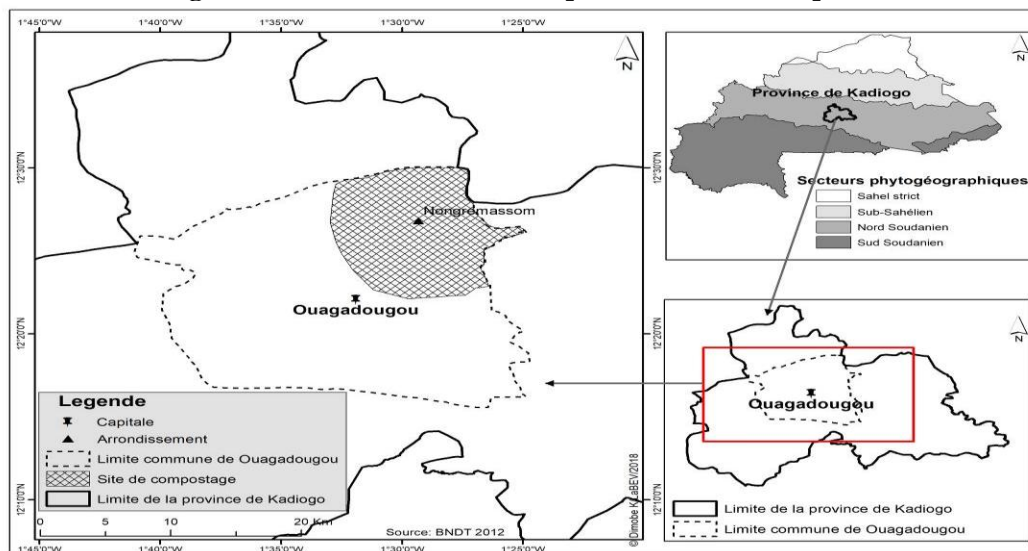
L'hypothèse testée est que la montée de température des tas au cours du compostage est liée à la composition des mélanges de matières à composter. De même, nous faisons l'hypothèse que le contrôle des matières brutes compostées et de leur teneur en métaux lourds permet de limiter la charge en métaux lourds du compost final. La vérification de ces hypothèses permettrait d'identifier la meilleure formulé de mélange de déchets à effectuer pour produire un compost de bonne qualité.

2. Matériel et méthodes

2.1 Site d'étude

La plateforme du centre de traitement et de valorisation des déchets (CTVD) de Ouagadougou a servi de cadre pour la fabrication des composts. Le CTVD, situé dans l'arrondissement de Nongremassom nord-est de la commune de Ouagadougou, couvre une superficie de 70 ha. Le climat du site est de type soudano-sahélien. Les pluviosités moyennes minimales et maximales des dix dernières années (2008 à 2017) ont été de 571 mm et 924 mm, tandis que les températures minimales et maximales ont été de 22,3°C et 35,2°C (Figure 1). Le sol du site est de type ferrugineux tropical (BUNASOLS, 1998).

Figure 1. Localisation du site de production des composts



2.2 Substrats et composts

Trois substrats initiaux ont été utilisés pour produire les composts. Les substrats étaient constitués de déchets d'abattoir (DA = contenu des panses de ruminants), de déchets verts (DV = feuilles de *Khayasenegalensis*) et de déchets de cuisine (DC = épluchures diverses, restes de repas divers) (Figure 2). Six types de mélanges ont été formés avec ces substrats pour constituer les tas à composter. Les quantités et les proportions des substrats pour chaque type de mélange sont reportées dans le tableau 1. Chaque mélange (tas) constitué pesait 1000 kg.



Figure2. Illustrations des trois types de déchets (substrats) compostés

Tableau 1. Quantités (kg de poids frais) et proportions des substrats initiaux par mélange constitué

Mélanges	Déchet d'abattoir (DA)		Déchets de cuisine (DC)		Déchets verts (DV)	
	Quantité	%	Quantité	%	Quantité	%
Mélange 1 (M1)	600	60	00	00	400	40
Mélange 2 (M2)	400	40	200	20	400	40
Mélange 3 (M3)	300	30	300	30	400	40
Mélange 4 (M4)	200	20	400	40	400	40
Mélange 5 (M5)	00	00	600	60	400	40
Mélange 6 (M6)	00	00	00	00	1000	100

Le choix pour ces mélanges s'inspire de la démarche de Znaïdi (2002) et de Hugh (2005). Ces auteurs recommandent de monter le tas à composter en associant rationnellement les déchets riches en carbone (déchets verts) avec les déchets riches en azote (déchets de cuisine). Un apport équilibré de ces deux éléments majeurs assure un bon développement des micro-organismes qui dégradent convenablement les matières organiques contenues dans les déchets. Les substrats tels que les déchets d'abattoir ou les déchets de cuisine, ne peuvent être compostés seuls comme les déchets verts, par manque de carbone et défaut de structure (créant des poches d'anaérobiose entraînant le pourrissement et les mauvaises odeurs (Pouech, 2006)).

2.3 Procédure de compostage

La technique de compostage mise en œuvre a été le compostage aérobie en tas. Les substrats à composter ont été déposés en couches successives sur le sol et protégés par une couverture en matière plastique de couleur noire. Les dimensions des tas mesuraient 3 m de longueur sur une largeur de 2 m, mais les hauteurs variaient de 0,75 à 0,9 m selon les mélanges constitués. Chaque mélange a été répliqué trois fois, soit 18 tas. Pour permettre une bonne activité microbienne, favorable à une bonne décomposition des substrats (Richard et al., 2002), des retournements et arrosages des tas ont été effectués toutes les deux semaines (Figure 3). Le retournement est effectué mécaniquement de sorte à ce que les couches extérieures se retrouvent au centre, où elles seront soumises aux températures élevées. Ainsi, les tas ont été retournés et arrosés après 2, 4, 6, 8, 10, 12, 14, 16 semaines de compostage. Aussi, selon Richard et al. (2002), cette procédure permettrait de maintenir le taux d'humidité des tas à environ 65% de la masse brute. Les quantités totales d'eau apportées à chaque type de mélange constitué ont varié entre 2 920 et 6 900 litres (Tableau 2).

Tableau 2. Quantités d'eau (L) apportées par mélange constitué lors des retournements

Mélanges	1 ^e j	2 ^e sem.	4 ^e sem.	6 ^e sem.	8 ^e sem.	10 ^e sem.	12 ^e sem.	14 ^e sem.	16 ^e sem.	Total
M1	800	760	700	420	320	240	160	80	70	3550
M2	740	700	700	520	400	240	160	80	70	3610
M3	700	500	500	400	320	260	140	60	60	2940
M4	880	560	600	400	340	200	120	60	60	3220
M5	800	540	500	380	300	200	80	60	60	2920
M6	1220	1320	1100	1100	620	400	620	400	120	6900

M = Mélange ; j = jour ; sem. = semaine

2.4 Collecte des données

2.4.1 Température

La première mesure a été réalisée 14 jours après le montage des tas, pour permettre au processus de décomposition de s'amorcer et de déclencher la montée des températures (Znaïdi, 2002 ; Compaoré & Nanéma, 2010). Les mesures qui ont suivi ont été effectuées tous les deux ou trois jours selon les réalités de terrain (disponibilité, températures des tas, intempéries). L'instrument de mesure utilisé a été le thermomètre à compost, d'un mètre de long, à affichage automatique (Thermometer Digi-Sense, Rtd Platinum). La procédure a consisté à introduire le thermomètre en profondeur au milieu du tas en compostage (Figure 3). La lecture s'effectue après stabilisation de l'aiguille du thermomètre. Les mesures ont été effectuées de la deuxième semaine jusqu'au 124^e jour de compostage. La température d'un mélange donné, à une période donnée, est la moyenne des températures des trois réplifications de ce mélange constitué, à cette période. A chaque fois, la température ambiante a aussi été relevée. Les mesures ont été effectuées tôt le matin (entre six et sept heures).



Figure 3. Illustration de l'arrosage et de mesure de la température d'un tas en compostage

2.4.2 Métaux lourds

2.4.2.1 Échantillonnage

Dans chaque tas de composts mûrs, trois échantillons frais de 1 kg chacun prélevés en différents points au milieu et aux deux extrémités du tas ont été incorporés dans un seau plastique pour former un échantillon composite de 3 kg. Ces échantillons ont été mélangés de façon à les rendre homogènes. Une aliquote de 1,5 kg de ce mélange a été séchée à l'étuve à 105°C pendant 48 h. La matière sèche a été broyée, tamisée (tamis de 1 mm) et conditionnée pour les analyses de laboratoire. Vingt-sept (27) échantillons composites (y compris les échantillons de substrats initiaux) ont été ainsi constitués pour les différentes analyses.

2.4.2.2 Analyses de laboratoire

Les teneurs en métaux lourds ont été déterminées par minéralisation des échantillons de chaque type de produit avec un mélange d'acide nitrique (HNO_3), d'acide perchlorique (HClO_4) et d'acide hydrofluorique (HF). Les résidus ont été repris avec de l'acide nitrique (HNO_3) et de l'acide chlorhydrique (HCl). La spectrométrie d'absorption atomique par atomisation en flamme a été utilisée pour doser le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le chrome (Cr), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le zinc (Zn) (Walsh, 1955).

L'arsenic (As) a été dosé par spectrométrie d'absorption par atomisation électrothermique (Hoenig & De Kersabiec, 1990). Les analyses ont été effectuées au laboratoire du BUMIGEB (bureau national des mines et de la géologie du Burkina Faso) de Bobo-Dioulasso (deuxième ville du pays).

2.5 Analyse des données

Pour appréhender la dynamique des températures des mélanges au cours du processus de compostage, un tracé de graphiques, sous EXCEL, a été réalisé avec les données de température mesurées.

Les données relatives aux teneurs en métaux lourds ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA) à un facteur. Le test des moindres carrés de Fischer (LSD) a permis de comparer les moyennes des différents teneurs en métaux lourds. Le seuil de significativité a été défini à $P < 0,05$.

Les comparaisons ont été faites selon deux niveaux : (i) les teneurs en ETM des différents types de composts entre elles, (ii) les teneurs en ETM des différents types de composts avec les concentrations seuils définies par les normes NF U 44-051 (AFNOR, 2006). Le programme avancé XLSTAT-20.7.55194 d'Addinsoft du tableur Excel (Addinsoft, 2018) a été utilisé pour cette analyse.

3 Résultats et discussion

3.1 Evolution de la température au cours du compostage

Les courbes d'évolution de la température en fonction de la durée de compostage ont présenté une dynamique similaire de la température. Les montées en température pour chaque type de compost apparaissent nettement après chaque retournement. Deux différences majeures sont notées sur les courbes de température : la valeur maximale de la montée en température, et la vitesse à laquelle le compost atteint cette température maximale après le retournement. Concernant ce dernier critère, le mélange M1 a vu sa température augmenter de 53,7°C en 14 jours, alors que les mélanges M2 et M4 ont vu leur température augmenter de 53,9°C et de 57,4°C au 21^e et 23^e jour respectivement. La montée de température la plus élevée (61,9°C) a été relevée au niveau du mélange M3 (30% DA + 30% DC + 40% DV) au 26^e jour du processus de compostage. Pour les deux autres mélanges, M5 (60% DC + 40% DV) et M6 (100% DV), les températures maximales ont été observées aux 56^e et 51^e jours de compostage soit 54,7°C et 53,8°C respectivement (Figure 4). Les hausses de températures, en début du compostage, seraient liées à la forte activité des micro-organismes thermophiles induite par l'abondance de matières organiques facilement biodégradables (Koledzi et al., 2011 ; Temgoua et al., 2014 ; Toundou et al., 2017). Les fortes et rapides montées de températures au niveau de M2, M3 et M4 pourraient s'expliquer par la présence des trois substrats initiaux au sein de ces mélanges. La proportion des substrats initiaux est presque équilibrée au niveau de M3 (30% DA + 30% DC + 40% DV), c'est ce qui expliquerait la plus forte montée de la température au niveau de ce mélange comparativement aux autres mélanges. En effet, la richesse du DA en micro-organismes (inoculum = activateur) (Diallo, 1999), la richesse du DV en carbone (support trophique des micro-organismes) et la teneur élevée en azote du DC (Bambara, 2016), pourraient concourir à stimuler l'activité microbienne au sein de ces tas (Bernal et al., 2009).

Les pics de température ont été atteints plus tardivement pour les mélanges M5 et M6, probablement parce que ces mélanges ne renfermaient pas de DA pour booster le métabolisme microbien.

En présence d'excès de DA, le déficit en azote, en relation avec l'absence de DC dans le mélange, expliquerait la faible montée de la température dans le tas, c'est ce qui a été observé au niveau du mélange M1. L'insuffisance de DC (riche en azote) dans le mélange n'a pas assuré non plus une bonne montée de la température dans le tas, même si DA et DV ont été apportés en quantités suffisantes, c'est ce qui a été observé dans le mélange M2.

Plusieurs pics de température ont été relevés après chaque retournement des tas au cours du processus de compostage, mais les valeurs atteintes ont été de plus en plus faibles. Aussi, les températures baissaient pendant le retournement, mais augmentaient immédiatement après cette opération pour tous les mélanges. Les pics d'élévation de température ont été atteints après le premier retournement à l'exception des mélanges M5 et M6 sans DA.

Cette dynamique de la température des tas s'expliquerait par le fait que les retournements permettent de maintenir le caractère aérobie à l'intérieur du tas favorisant ainsi le maintien en activité des micro-organismes hétérotrophes.

De plus par le retournement, les matières premières, encore riches en carbone, et peu décomposées étaient mises à disposition des micro-organismes décomposeurs. Par ailleurs, l'ajout d'eau à chaque retournement redonnait des conditions favorables au processus de compostage. Cet abaissement des températures serait aussi la conséquence de la mort des micro-organismes décomposeurs sous l'effet de la chaleur comme soulignés par Hassen et al. (2001), Manios et al. (2003), Koledzi et al. (2011) et Toundou (2016) dans leurs travaux sur le suivi de la température lors du compostage de divers déchets ménagers.

Temgoua et al. (2014) ont trouvé des températures atteignant 65-70°C au bout d'une semaine de compostage de déchets ménagers de la ville de Dschang, au Cameroun. A Sika-Kondjiauu Togo, Toundou et al. (2017) ont montré, lors du compostage de mélange de déchets constitués de déchets verts (défrichage), de déchets alimentaires (reste de repas de restaurant des cités) et de déchets calcaires et argileux (issus de carrières), que la température croissait pendant les premiers jours pour atteindre une valeur maximale moyenne de 58°C.

Ils ont relevé que l'élévation de température était variable selon le type de mélange et que, les tas de compost, après deux mois du processus, présentaient une couleur brune noire similaire à celui d'un terreau de jardin (signe de maturité). Nos résultats corroborent ces deux observations, les menues différences constatées seraient liées à la nature des déchets utilisés, les types de mélanges constitués, la cadence des retournements opérés et le milieu de compostage (le climat local impactant le processus).

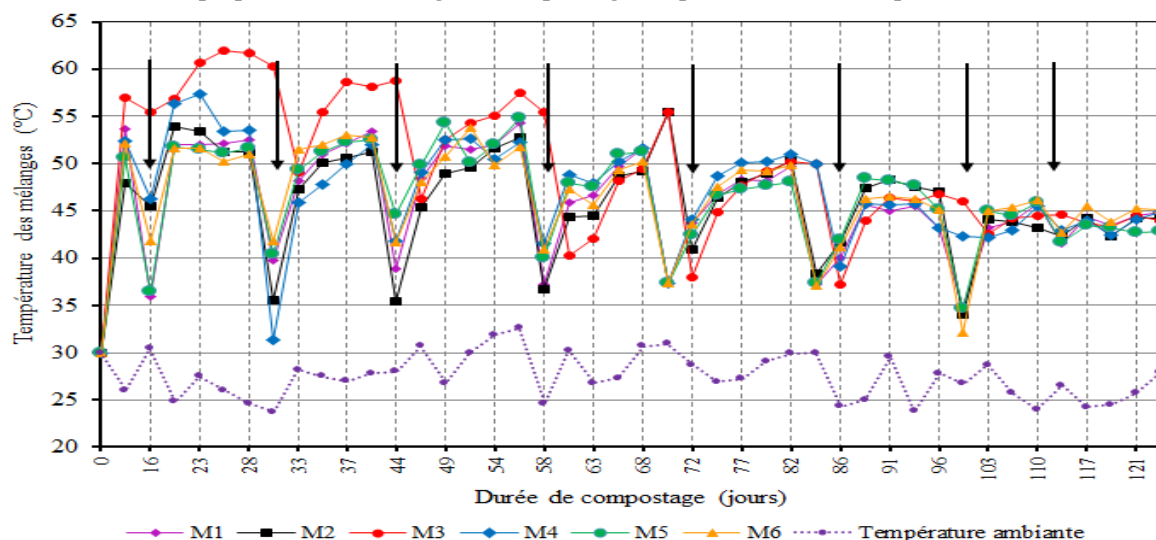
Nos résultats montrent que la phase de maturation a débuté à partir du 112^e jour du compostage puisqu'à cette date, le retournement n'a pas engendré une élévation sensible de la température des tas (Figure 4).

Ainsi, la montée de température du tas en compostage dépendait de la constitution du mélange réalisé et de la proportion des substrats utilisés. Ce constat avait été fait par Francou et al. (2007) qui ont trouvé que les types de mélanges et les proportions des substrats initiaux (déchets verts, bio déchets, et ordures ménagères résiduelles) constituaient un facteur prépondérant pour expliquer l'intensité et la vitesse de transformation de la matière organique au cours du compostage.

Les températures maximales atteintes ont varié entre 50 et 62°C et ont duré au moins 3 jours (Figure 4). Selon Sidhuet al. (2001) *Escherichia coli* et *Salmonella spp* sont détruits à 60°C en 15 mn. Ces auteurs précisent que pour une température inférieure, il faudrait plus de temps pour les détruire. Charnay (2005) rajoute qu'une température supérieure à 55°C dans le tas en compostage assure la destruction de divers germes pathogènes et parasites. Selon Stentiford (1996), une température comprise entre 45 et 55°C, favorise la biodégradation des matériaux et améliore la biodiversité microbiologique, alors qu'une température voisine de 20°C inhibe l'activité des micro-organismes décomposeurs (Venglovsky et al., 2005). Aucun de nos mélanges, au cours du processus de compostage, n'a présenté une température proche de 20°C ou atteignant 70°C, températures létales pour les organismes vivants décomposeurs et pouvant donc entraîner une dégradation de la qualité du compost produit (Godden 1986 ; Venglovsky et al., 2005).

La température ambiante était faible par rapport à celles des mélanges probablement parce que les mesures ont été effectuées tôt le matin (entre six et sept heures) où le climat est doux, mais aussi que, même à maturité, l'intérieur du tas conserve toujours de la chaleur comparativement au milieu extérieur ambiant.

Au regard des gammes de températures atteintes par nos composts et des observations faites par d'autres auteurs (Sidhuet al. 2001 ; Charnay, 2005), nous pouvons dire que les composts obtenus en fin de processus ont été dans des conditions où la plupart des micro-organismes pathogènes pour l'homme ont pu être détruits.



3.2 Teneurs en métaux lourds

Les teneurs des composts et des substrats initiaux en métaux lourds ont varié d'un produit à l'autre (Tableau 3). Aucun compost ni substrat ne contenait du Cd. Le compost 4 avait une teneur plus élevée en Cr, suivi du compost 6 et des déchets verts.

Par contre, le compost 1, les déchets d'abattoir et les déchets de cuisine ne contenaient pas de Cr. Tous les composts et les substrats renfermaient du Cu, avec une teneur plus élevée dans le compost 1 et plus faible dans les déchets de cuisine et les déchets verts. A l'exception des déchets de cuisine et du compost 5, les composts et les substrats contenaient du Ni avec une teneur plus élevée dans le compost 1 et plus faible dans le compost 3 et dans les déchets d'abattoir. Les composts 6 et 3 contenaient du Pb avec une teneur plus élevée au niveau du compost 6. Tous les composts et les substrats initiaux contenaient du Zn, les composts 3, 1 et 2 ainsi que les déchets d'abattoir avaient les teneurs les plus élevées en cet élément, les déchets verts ayant les teneurs les plus faibles. A l'exception du compost 6 et des déchets verts, les autres produits contenaient de l'As, les concentrations étant plus élevées dans les composts (0,103 à 0,185 ppm) relativement aux substrats qui en contenaient ($\leq 0,048$ ppm). Somme toute, le compost 5 a présenté la teneur la moins élevée en ETM (4,9 ppm) et le compost 3, celle la plus élevée (9,4 ppm). Les différences entre les teneurs en ETM ont été généralement significatives ($P < 0,05$) entre les composts (Tableau 3).

Tableau 3. Teneurs (ppm) en métaux lourds des substrats initiaux et composts (Moyennes \pm ET)

Produits	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	As
Compost 1	0,00	0,000g	3,363 \pm 0,065a	0,195 \pm 0,005b	0,00c	5,079 \pm 0,004c	0,185 \pm 0,0024a
Compost 2	0,00	0,134 \pm 0,010c	1,276 \pm 0,066c	0,129 \pm 0,008d	0,00c	4,055 \pm 0,005d	0,179 \pm 0,004b
Compost 3	0,00	0,710 \pm 0,005e	1,109 \pm 0,017d	0,076 \pm 0,003f	0,183 \pm 0,003b	7,170 \pm 0,012a	0,181 \pm 0,003b
Compost 4	0,00	1,373 \pm 0,003a	1,496 \pm 0,012b	0,102 \pm 0,005e	0,00c	3,883 \pm 0,034f	0,121 \pm 0,005c
Compost 5	0,00	0,331 \pm 0,003f	1,021 \pm 0,012e	0,00h	0,00c	3,433 \pm 0,005g	0,103 \pm 0,002d
Compost 6	0,00	1,231 \pm 0,002b	1,479 \pm 0,033b	0,182 \pm 0,002c	0,306 \pm 0,006a	2,318 \pm 0,006h	0,000g
DA	0,00	0,000g	1,250 \pm 0,003c	0,013 \pm 0,001g	0,00c	5,773 \pm 0,011b	0,028 \pm 0,004f
DC	0,00	0,000g	0,352 \pm 0,007f	0,00h	0,00c	3,909 \pm 0,009e	0,048 \pm 0,005e
DV	0,00	1,089 \pm 0,009d	0,387 \pm 0,029f	0,656 \pm 0,006a	0,00c	0,821 \pm 0,005i	0,000g
Normes AFNOR	3	120	300 - 600	60	180	600 - 1200	18

ET = Ecart Type, DA = Déchets d'Abattoir, DV = Déchets Verts, DC = Déchets de Cuisine.

Les moyennes, dans la même colonne, affectées de lettres distinctes sont significativement différentes au seuil de $p < 0,05$, selon le test de Fisher.

Les teneurs en ETM déterminées dans nos composts ont été inférieures à celles trouvées par Wasset al.(1996) dans des déchets solides de Ouagadougou et par Compaoré et al.(2010) dans des déchets solides de Bobo-Dioulasso. Plusieurs causes pourraient expliquer les différences observées, parmi lesquelles, on pourrait citer : (i) la nature des déchets utilisés, (ii) les types de mélanges réalisés, (iii) la technique de compostage mise en œuvre, (iv) le milieu biophysique de compostage, (v) les méthodes d'analyse des ETM, etc.

Les teneurs en métaux lourds des substrats bruts ont été inférieures à celles déterminées dans les composts (1,04 à 2,27 ppm contre 1,76 à 3,40 ppm). La présence des métaux lourds dans les substrats n'implique pas de fait leur présence dans les composts, puisque les composts 3 et 6 renferment du Pb alors que ce métal est inexistant dans les substrats (Tableau 3). Cette augmentation des teneurs dans les composts serait en relation avec la concentration des éléments minéraux dans ces composts suite à la perte de masse et de volume en relation avec le compostage (Eklind&Kirchmann, 2000 ; Leclerc, 2012). Ces résultats sont en accord avec ceux de Ngnikamet al. (1993) qui ont trouvé que les concentrations, en ETM de composts produits à partir de tri d'ordures ménagères à Yaoundé au Cameroun, étaient environ deux fois plus élevées que dans les déchets originels. Mais, Compaoré et al. (2010) ont trouvé que les teneurs en ETM de composts de déchets de la ville de Bobo-Dioulasso, étaient inférieures à celles déterminées dans les déchets bruts utilisés pour leur fabrication. Ces auteurs ont indiqué que cette baisse des teneurs serait due à la nature et au tri des matières premières avant le compostage. Les concentrations trouvées dans nos composts sont très faibles comparativement aux concentrations seuil définies par les normes NF U 44-051 (AFNOR, 2006) (Tableau 3). Les composts produits ne contiennent donc pas de métaux lourds dans des proportions susceptibles de présenter un risque de contamination des plantes ou de l'environnement.

Néanmoins, il y a lieu de craindre des risques d'accumulation de ces éléments traces suite à la valorisation (épandage régulier) à long terme dans les champs du fait de leur rémanence dans le sol, leurs temps de demi-vie dans le sol variant entre 860 et 2300 ans (Huynh, 2009). En l'occurrence, ces composts pourraient présenter un risque environnemental et sanitaire. Un suivi régulier de la qualité du sol serait alors requis en vue d'apporter des correctifs le cas échéant (la phyto-extraction des ETM par usage de *Vetiverianigritana*, ou de *Oxytenantheraabyssinica* (Sénouet al., 2012) pourrait être un moyen de lutte). Toutefois, il est important de relever que l'épandage de composts permet de réduire l'acidité du sol, et de diminuer ainsi les risques d'exportation des métaux vers la plante (Bolan et al., 2003).

La présence de métaux lourds dans les composts peut avoir diverses origines. Le Pb contenu dans les gaz d'échappement représente une source importante de métaux lourds. Il proviendrait essentiellement des végétaux bordant les axes routiers et des feuilles mortes ramassées sur les chaussées. C'est ce qui expliquerait sa présence dans le compost 6 produit uniquement avec la biomasse foliaire de *Khayasenegalensis*. Beaucoup d'arbres de cette espèce sont plantés le long des chaussées dans la ville de Ouagadougou. Ces arbres sont régulièrement élagués et la biomasse coupée est ramassée pour être compostée au niveau du CTVD (CO, 2012). La présence de Cu dans les produits pourrait être en relation avec les fongicides souvent utilisés pour le traitement phytosanitaire en agriculture maraîchère ou pour d'autres usages domestiques au niveau de la ville (Sawadogo et al., 2018). L'usure des petits équipements métalliques (marteau, pelle, etc.) utilisés pour le prétraitement des déchets avant compostage pourrait aussi contaminer les composts en ETM.

4. Conclusion

Le compostage aérobie de mélanges de déchets urbains solides est important dans ce contexte de recherche d'amendement organique sain, hygiénisé et préservateur de l'environnement. La présente étude visait à (i) déterminer l'effet du facteur "mélanges de déchets urbains" sur l'activité des micro-organismes des composts mesurée via la température, (ii) appréhender l'impact des formules de ces mélanges sur les teneurs en métaux lourds des composts. Il ressort que, pour les types de mélanges étudiés, la diversité et la proportion relativement équilibrée de substrats riches en azote, en carbone et en micro-organismes, dans le mélange initial, est un facteur essentiel pour expliquer l'intensité et la vitesse de montée de la température dans le tas. Les pics de températures atteints ($\geq 50^\circ\text{C}$) par les différents mélanges au cours du compostage pourraient permettre d'hygiéniser les composts obtenus.

Les substrats utilisés et les composts obtenus renferment des ETM, suivant des concentrations qui ont varié avec les mélanges de déchets réalisés. Les concentrations en ETM les plus élevées, bien que très faibles, ont été relevées au niveau des composts fabriqués avec les substrats les plus diversifiés. Elles sont en deçà des seuils requis pour le rejet des composts. L'hypothèse de départ, selon laquelle la composition de mélanges de déchets urbains à composter influence la montée de température des tas au cours du compostage ainsi que la teneur en métaux lourds des composts produits, est confirmée, les meilleurs composts étant ceux produits avec divers substrats proportionnellement équilibrés.

Les composts issus de la dégradation aérobie de mélanges de déchets urbains solides de la ville de Ouagadougou peuvent être utilisés comme fertilisants organiques avec un minimum de risque pour l'environnement et la santé humaine. Il demeure cependant nécessaire de réaliser une étude de recouvrement des ETM par la plante, pour un meilleur suivi de l'impact de l'épandage de ces composts sur la pollution du sol et des cultures.

Remerciements

Nous exprimons notre gratitude au Laboratoire Mixte International-Intensification Ecologique des Sols Cultivés en Afrique de l'Ouest (LMI-IESOL) pour son appui financier. Merci au Dr Kangbéni DIMOBE, au Laboratoire de Biologie et Ecologie Végétales de l'UFR/SVT de l'Université Ouaga I Pr Joseph KI-ZERBO pour son appui technique.

Références

- Addinsoft (2018). XLSTAT statistical and data analysis solution. Paris, France. <https://www.xlstat.com>.
 AFNOR (2006). Normes Françaises NF U44-051. Amendements organiques : dénominations, spécifications et marquage. AFNOR, France, 28 p.

- Bambara, D. (2016). Changements climatiques en zones Centre et Nord du Burkina Faso : comparaison entre savoirs locaux et connaissances scientifiques, adaptation par les composts. Thèse de Doctorat Univ. Ouagadougou, UFR/SVT, Burkina Faso, 175 p.
- Bernal, M.P., Albuquerque, J.A., Moral, R. (2009). Composting of animal manures and chemical criteria for compost maturity assessment. *Bioresour Technol.*, 100 (22), 5444-5453. DOI: 10.1016/j.biortech.2008.11.027. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/19119002>.
- Bolan, N.S., Adriano, D.C., Natesana, R., Koob, B.J. (2003). Effects of Organic Amendments on the Reduction and Phytoavailability of Chromate in Mineral Soil. *Journal of Environmental Quality*, 32, 120-128.
- BUNASOLS (1998). Etude morpho-pédologique de la Province du Kadiogo, échelle 1/50 000^e. Rapport technique n°3, Ouagadougou, Burkina Faso, 56 p.
- Charnay, F. (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. 229 p.
- CO (Commune de Ouagadougou) (2012). Rapport d'activités. Direction de la propreté, Ouagadougou, 110 p.
- Compaoré, E., Nanéma, L.S. (2010). Compostage et qualité du compost de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso. *Tropicultura*, 28 (4), 232-237.
- Compaoré, E., Nanéma, L.S., Bonkougou, S., Sedogo, M.P. (2010). Évaluation de la qualité de composts de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso pour une utilisation efficiente en agriculture. *Journal of Applied Biosciences*, 33, 2076-2083.
- Diallo, A. (1999). Problématique de la gestion des déchets animaux, cas des abattoirs de Dakar. Thèse, Univ. Cheik Anta Diop, EISMV, Dakar, Sénégal, 90 p.
- Diallo, H., Bamba, I., Sadaïou, Y., Barima, S., Visser, M., Ballo, A., Mama, A., Vranken, I., Maiga M., Bogaert, J. (2011). Effets combinés du climat et des pressions anthropiques sur la dynamique évolutive de la végétation d'une zone protégée du Mali (Réserve de Fina, Boucle du Baoulé). *Sécheresse*, 22 (3), 97-107.
- Eklind, Y. & Kirchmann, H. (2000). Composting and storage of organic household waste with different litter amendments. I: carbon turnover. *Bioresour Technol.*, 74, 115-124.
- Francou, C., Le Villio-Poitrenaud, M., Houot, S. (2007). Influence de la nature des déchets compostés sur la vitesse de stabilisation de la matière organique au cours du compostage. *Techniques Sciences Méthodes*, 5, 35-43. <http://dx.doi.org/10.1051/tsm/200705035>.
- Hassen, A., Belguith, K., Jedidi, N., Cherif, A., Cherif, M., Boudabous, A. (2001). Microbial characterization during composting of municipal solid waste. *Bioresour. Technol.*, 80, 217-225. DOI : 10.1016/S0960-8524(01)00065-7.
- Hoening, M. & De Kersabiec, A.M. (1990). Atomisation électrothermique en spectrométrie d'absorption atomique. Lavoisier S.A.S., 296 p. <http://www.issr-journals.org/links/papers.php?journal=ijias&application=pdf&article=IJIAS-18-131-04>.
- Hugh, M. (2005). Introduction au compostage agricole. Fiche technique, MAA, Ontario, Canada, 12 p.
- Huynh, T.M.D. (2009). Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ver de terre/microflore tellurique. Thèse de doctorat, Université Paris Est, Paris, 145 p.
- ITAB (2001). Guide des matières organiques. Tome 1. Deuxième édition, pp.105-106.
- Kaboré, W.T., Hien, E., Zombré, P., Coulibaly, A., Houot, S., Masse, D. (2011). Valorisation de substrats organiques divers dans l'agriculture péri-urbaine de Ouagadougou (Burkina Faso) pour l'amendement et la fertilisation des sols : acteurs et pratiques. *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.*, 15 (2), 271-286.
- Koledzi, K.E., Baba, G., Tchchangbedji, G., Agbeko, K., Matejka, G., Feuillade, G., Bowen, J. (2011). Experimental study of urban waste composting and evaluation of its agricultural valorization in Lomé (Togo). *Asian J Appl Sci*, 4 (4), 378-391.
- Leclerc, B. (2012). Compostage : Les Principes. CRA PACA - Maison des Agriculteurs, 4 p.
- Manios, T., Laux, D., Manios, V., Stentiford, E.I. (2003). Cattail plant biomass as a bulking agent in sewage sludge composting; Effect of the compost on plant growth. *Compost Sci. Util.*, 11 (3), 210-219. DOI : 10.1080/1065657X.2003.10702129.
- Mustin, M. (1987). Le compostage, gestion de la matière organique. François Dubusc (eds), Paris, France, 954 p.
- Ngnikam, E., Vermande, P., Rousseaux, P. (1993). Traitement de déchets urbains. Une unité de compostage des ordures ménagères dans un quartier d'habitat spontané à Yaoundé (Cameroun). *Cahiers Agricultures*, 2, 264-269.
- Pouech, P. (2006). La valeur agronomique des composts : Synthèse bibliographique. ADAESO-APESA, France, 42 p.

- Richard, T.L., Hamelers, H.V.M., Veeken, A., Silva, T. (2002). Moisture relationships in composting processes. *Compost Science & Utilization*, 10 (4), 286-302.
- Ruggieri, L., Cadena, E., Martinez-Blanco, J., Gasol, C.M., Rieradevall, J., Gabarrell, X., Gea, T., Sort, X., Sanchez, A. (2009). Recovery of organic wastes in the Spanish wine industry. Technical, economic and environmental analyses of the composting process. *Journal of Cleaner Production* 17, 830-838.
- Sawadogo, J., Bambara, D., Kaboré, A., Moutari, S.K., Coulibaly, V.J.A, Bougouma, M., Legma, J.B. (2018). Physicochemical analysis of crude waste waters from industrial and domestic sources in the Kossodo market garden site (Ouagadougou). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 24 (2), 534-545.
- Sénou, I., Gnankambary, Z., Somé, A.N., Sedogo, P.M. (2012). Phytoextraction du cadmium, du cuivre, du plomb et du zinc par *Vetiverianigriflora* en sols ferrugineux tropicaux et en sols vertiques au Burkina Faso (Afrique de l'Ouest). *Int. J. Biol. Chem. Sci.*, 6 (4), 1437-1452. DOI : <http://dx.doi.org/10.4314/ijbcs.v6i4.4>.
- Sidhu, J., Gibbs, R.A., Ho, G.E., Unkovich, I. (2001). The role of indigenous microorganisms in suppression of *Salmonella* regrowth in composted biosolids. *Water Research*, 35, 913-920.
- Sirven, J-B. (2006). Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS). Thèse de Doctorat, Université Sciences et Technologies, Bordeaux I, France, 253 p.
- Stentiford, E.I. (1996). Composting control: Principles and Practice. In: de Bertoldi M., Sequi P., Lemmes B., Papi T. (Eds.) *The science of composting: Part 1*. Blackie Academic & Professional, London, Glasgow, Weinheim, New-York, Tokyo, Melbourne, Madras, pp. 49-59.
- Temgoua, E., Ngnikam, E., Dameni, H., KouedouKameni, G.S. (2014). Valorisation des ordures ménagères par compostage dans la ville de Dschang, Cameroun. *Tropicultura*, 32 (1), 28-36.
- Toundou, O. (2016). Évaluation des caractéristiques chimiques et agronomiques de cinq composts de déchets et étude de leurs effets sur les propriétés chimiques du sol, la physiologie et le rendement du maïs (*Zeamays* L. Var. Ikenne) et de la tomate (*Lycopersiconesculentum* L. Var. Tropimech) sous deux régimes hydriques au Togo. Thèse de doctorat de l'Université de Lomé en cotutelle avec l'Université de Limoges, 213 p.
- Toundou, O., Agbogban, A., Simalou, O., Koffi, D.S.S., Awitazi, T., Tozo, K. (2017). Impact du compostage sur la réhabilitation de la carrière de calcaire de Sika-Kondji (Togo) : effets sur l'attraction des animaux et sur la performance du maïs (*Zeamays* L.). *Vertigo*, 17 (3), DOI : 10.4000/vertigo.18838. <http://journals.openedition.org/vertigo/18838>.
- Venglovsky, J., Sasakova, N., Vargova, M., Pacajova, Z., Placha, I., Petrovsky, M., Harichova, D. (2005). Evolution of temperature and chemical parameters during composting of the pig slurry solid fraction amended with natural zeolite. *BioresourceTechnology*, 96 : 181-189.
- Walsh, A. (1955). The application of atomic absorption spectra to chemical analysis. *Spectrochimica Acta*, 7, 108-117. DOI: 10.1016/0371-1951(55)80013-6.
- Waas, E., Adjademé, N., Bideaux, A., Deriaz, G., Diop, O., Guéné, O., Laurent, F., Meyer, W., Pfammatter, R., Schertenleib, R., Touré, C. (1996). Valorisation des déchets ménagers organiques dans les quartiers populaires des villes africaines. SKAT, Genève, Suisse, 142 p.
- Znaïdi, I.E.A. (2002). Etude et évaluation du compostage de différents types de matières organiques et des effets des jus de composts biologiques sur les maladies des plantes. Master de CIHEAM-CTAB, Tunisie, 104 p.
- Zougmoré, R., Ouattara, K., Mando, A., Ouattara, B. (2004). Rôle des nutriments dans le succès des techniques de conservation des eaux et des sols (cordons pierreux, bandes enherbées, zaï et demi-lunes) au Burkina Faso. *Sécheresse*, 15 (1), 41-88.