

Compostage des boues produites à la station d'épuration d'une huilerie, en mélange avec des déchets de jardin

N. Zaim¹, S. Souabi¹ et A. Aboulhassan¹, S. Aboulam², B. Morvan²

¹ : Laboratoire de Génie de l'Eau et de l'Environnement. FST Mohammedia, Maroc

² : Cemagref. Rennes, France

Pour toute correspondance : zaim1978@yahoo.fr

Résumé

Dans ce travail, nous avons étudié le compostage des boues provenant d'une station d'épuration d'une industrie agro-alimentaire. La caractérisation de ces boues est réalisée sur huit prélèvements hebdomadaires à la sortie de la station. Les paramètres physicochimiques obtenus durant plusieurs campagnes de prélèvement ont montré que la qualité des boues diffère d'une campagne à l'autre, ce qui peut rendre difficile le choix de la technique de traitement. En outre, ces résultats montrent que le pH varie entre 4,5 et 5 tandis que la concentration en carbone organique est importante par rapport à la teneur en azote. Le traitement des boues en mélange avec les déchets de jardin par compostage a permis d'améliorer le rapport C/N, ce qui favorise le développement de la biomasse et facilite la biodégradation des matières organiques. En outre, la porosité adéquate ainsi obtenue permet une bonne pénétration de l'oxygène au sein des déchets à composter.

Le traitement par compostage du mélange (boues + déchets de jardin) a duré 90 jours. Les résultats ont montré une augmentation progressive de la température au cours du temps pour atteindre son maximum (55 °C) vers le 21^e jour tandis que la teneur en matière organique diminue avec le temps et se stabilise au bout du 80^e jour. La teneur en matière organique passe de 845 mg/g de matière sèche à 590 mg/g à la fin du compostage. Le carbone organique dosé par la méthode ANNE diminue pour passer de 486 mg/g de matière sèche à 318mg/g, tandis qu'une légère diminution de la teneur en azote a été observée. Le compostage des boues de la station d'épuration de l'unité industrielle concernée en mélange avec les déchets de jardin permet d'aboutir à un produit stable, sans odeur et pouvant être valorisé en agriculture.

Mots clés : huileries, boues, déchets de jardin, traitement, compostage

Introduction

Le traitement des eaux usées est essentiellement un processus de concentration et de conversion des nutriments solubles ou particuliers et de divers polluants vers des formes décantables qui peuvent être séparées du liquide.

Ceci produit de grandes quantités de boues résiduelles riches en matière organique et en produits toxiques. L'épandage de ces boues sans traitement peut provoquer une immobilisation des nutriments nécessaires aux plantes et même être à l'origine de phytotoxicité (Butler et al., 2001 ; Fuchs, 2002 ; Cambardella et al., 2003).

En outre, les boues produites dans les stations d'épuration ne peuvent pas être admises dans les décharges puisque elles sont riches en polluants toxiques (matières organiques, métaux...). Surtout qu'au Maroc, la plupart des décharges publiques sont « sauvages » et reçoivent tous les types de déchets (aussi bien industriels que ménagers). Ceci montre qu'un traitement des boues est nécessaire afin de stabiliser et de réduire par la suite au maximum la teneur en matière organique toxique. Plusieurs techniques de traitement sont actuellement utilisées telles que l'incinération (Stasta et al, 2006 ; Autret et al, 2006 ; Khiari et al, 2006 ; Nadziakiewicz & Koziol, 2003), la méthanisation (Van der Zee et al, 2007 ; Garcia, 2006), le compostage (Cai et al, 2006 ; Amir et al, 2006)...

Le compostage des boues produites dans les stations d'épuration, est largement utilisé pour la stabilisation de ces déchets. Le compost qui en résulte peut améliorer la texture des sols utilisés pour l'agriculture et les rendre ainsi plus fertiles pour la croissance des plantes (Chen et al., 1992 ; Murwira et al., 1995 ; Esse et al., 2001). La succession de micro-organismes mésophiles et thermophiles promoteurs de la dégradation des polluants organiques est très importante pour la réussite du procédé (Beffa et al., 1996 ; Ishii et al., 2000). Les enzymes qu'ils synthétisent (cellulases, hemicellulases, protéases, lipases, phosphatases) interviennent dans la dépolymérisation des différents constituants des déchets organiques (Kandeler et al., 1999 ; Marx et al., 2001). En effet, des niveaux très élevés de l'activité de ces enzymes sont observés pendant la phase active du compostage (Hermann and Shann, 1993 ; Cunha Queda et al., 2002 ; Mondoni et al., 2004). En outre, la chaleur qu'ils génèrent lors de leur activité est responsable de la destruction des micro-organismes pathogènes (Golueke, 1977). Cependant, la teneur élevée en eau et la faible porosité, qui empêche les écoulements gazeux apportant l'oxygène nécessaire à l'activité des micro-organismes, constituent les principaux handicaps pour le bon fonctionnement du compostage.

L'objectif du présent travail est de réduire la pollution organique des boues produites dans les stations d'épuration par compostage d'un mélange des boues et des déchets de jardin riche en matière organique biodégradable.

Matériel et méthodes

Déchets à composter

Les boues proviennent de la station de traitement des eaux usées par boues activées d'une unité industrielle agro-alimentaire (Société Lesieur). Cette dernière a une production diversifiée (huiles de table, savons, eau de Javel, shampoing...). Par sa position de leader dans le marché des huiles au Maroc et sa très grande production, elle consomme et traite des quantités importantes d'eaux et génère des quantités élevées de boues résiduaires.

Ces boues ont une texture pâteuse et non poreuse, ce qui empêche et limite l'apport d'oxygène nécessaire à l'activité des micro-organismes promoteurs de la dégradation de la matière organiques des boues.

Le mélange étudié (traitement par compostage) est constitué de 40 % de boues et 60 % de déchets de jardin

Méthodes de conduite du compostage

L'essai de compostage a duré 90 jours. Durant cette période, l'aération a été assurée par des retournements hebdomadaires et le contrôle du procédé de compostage a été assuré par le suivi de certains paramètres de maturité (température, pH, matière organique...). Les prélèvements ont été réalisés à différents endroits du tas en compostage (bords, centre et sommet) et la température a été prise à l'intérieur du matériel composté.

Méthodes d'analyse

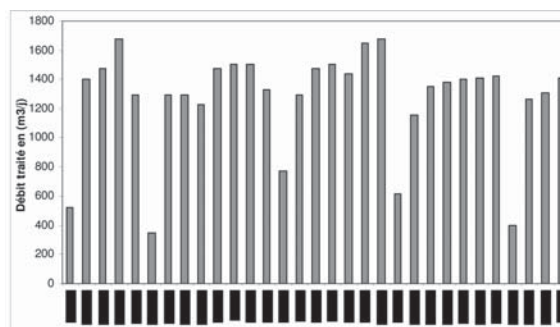
La température a été mesurée deux fois par semaine à différents endroits du compost. La détermination du pH et de la conductivité a été réalisée sur une suspension de 10 g de compost dans de l'eau distillée.

L'évolution de la matière organique et de la matière minérale a été mesurée par étuvage des échantillons à 105 °C jusqu'à poids constant, suivi d'une calcination à 550 °C pendant 4 heures. Pour suivre l'évolution du rapport C/N, le carbone organique a été dosé par la méthode ANNE (Aubert, 1970) et l'azote NTK est déterminé après une minéralisation d'une quantité de déchets suivie d'une distillation.

Résultats et discussion

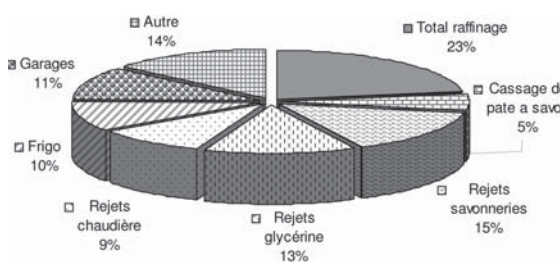
La variation du débit des eaux usées traitées à la station d'épuration de la société Lesieur est illustrée sur la figure 1. Le débit moyen d'eaux usées traitées est de l'ordre de 1 250 m³ par jour.

Figure 1 : Suivi journalier du débit des eaux usées traitées à la station d'épuration Lesieur (2006)



Les eaux usées traitées à la station d'épuration de la société Lesieur ont plusieurs origines (figure 2) telles que les procédés de raffinage des huiles, de production du savon, de l'eau de Javel, des shampoings, les rejets de chaudière, etc. La proportion des eaux usées de différentes origines varie d'un procédé à l'autre comme le montre la figure 2.

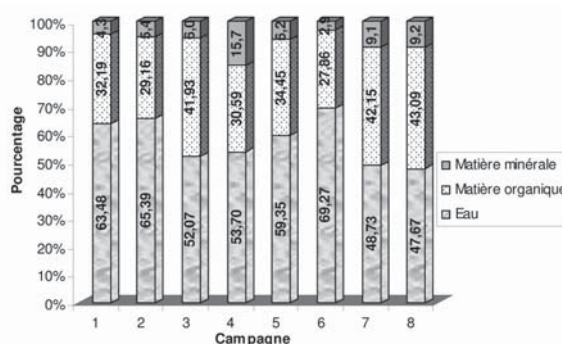
Figure 2 : Origine des eaux usées traitées à la station d'épuration de la société Lesieur



Caractérisation des boues

La caractérisation des boues montre une composition variable au cours du temps. En effet, le taux d'humidité n'est pas stable et les teneurs en matières organiques et minérales varient d'un prélèvement à l'autre (figure 3).

Figure 3 : Teneur en eau, en matière organique et en matière minérale des boues



En moyenne, les boues déshydratées contiennent 57 % d'eau, 35 % de matière organique et 8 % de matière minérale.

Le pH des boues est acide, il varie entre 4,5 et 5 pour toutes les campagnes de prélèvements. Ce sont des boues riches en carbone organique, moins riches en azote représenté par l'azote total de Kjeldahl (NTK), ce qui donne un rapport C/N supérieur 100 (tableau 1).

Tableau 1 : Caractérisation physicochimique des boues résiduelles générées à la station d'épuration de la société Lesieur (2005-2006)

Campagne	pH	Conductivité mS.cm-1	C Org mg/g MS	NTK mg/g MS	Phosphore total mg/g MS	C/N
1	4,5	0,23	366,00	3,04	0,96	120
2	5	0,51	456,00	3,89	1,45	117
3	4,5	0,43	485,98	3,35	0,87	145
4	4,7	0,35	367,03	3,42	0,78	107
5	4,5	0,55	470,77	4,26	1,07	110
6	5	0,39	503,77	2,63	0,94	192
7	4,8	0,79	456,75	4,89	0,88	93
8	4,7	0,47	457,49	4,54	1,27	101

Par ailleurs, la caractérisation des déchets de jardin utilisés durant le traitement par compostage est représentée sur le tableau 2.

Tableau 2 : Caractérisation physicochimique des déchets de jardin utilisés

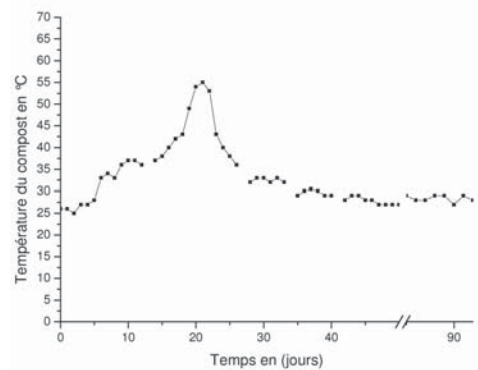
Teneur en eau	Matière organique (mg/g MS)	Matière Minérale (mg/g MS)	pH	Conductivité (mS.cm-1)	C Org (mg/g MS)	NTK (mg/g MS)	Phosphore Totale (mg/g MS)
78%	704	295	6.4	0.78	312	29	1.9

Compostage

Le compostage des boues a été réalisé en mélange avec des déchets du jardin. La figure 4 montre la variation de la température durant l'opération de compostage.

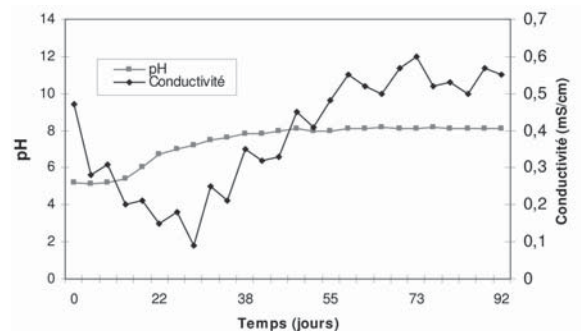
La température augmente progressivement au cours de la phase thermophile pour atteindre une valeur maximale de 55 °C vers le 21^e jour, qui constitue une température optimale pour le compostage (Wong et al., 2001). Au delà du 21^e jour, la température diminue et se stabilise entre 27-28 °C. Ce paramètre, facile à mesurer, permet d'évaluer l'équilibre biochimique dans le compost. En effet, c'est une mesure indirecte de l'activité microbienne qui peut être utilisée comme indice de maturité (Weppen, 2002 ; Ryckeboer et al., 2003). Les propriétés isolantes des déchets organiques permettent de stocker une partie de la chaleur générée par l'activité des micro-organismes dans la masse solide et les espaces lacunaires (Barrington et al., 2003). Trois gammes de températures peuvent être définies : 35 à 40 °C qui favorise la diversité microbiologique, 45 à 55 °C où la vitesse de biodégradation est maximale, et enfin une phase d'hygiénisation du compost qui se produit lorsque la température dépasse 55 °C (Stentiford, 1996 ; Mustin, 1987 ; Leton and Stentiford, 1990).

Figure 4 : Evolution de la température durant le compostage



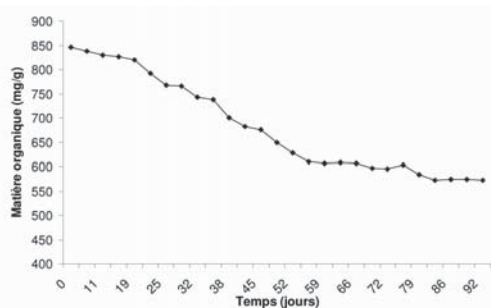
Le pH du mélange à composter varie entre 5,2 et 5,4 (figure 5) pendant les 15 premiers jours. Une augmentation est enregistrée pendant la phase thermophile pour se stabiliser vers le 45^e jour entre 7,9 à 8,1. Cette augmentation peut être due à la dégradation des produits acides et à la libération de l'ammoniac (Albuquerque et al., 2005). D'autre part, la conductivité électrique diminue durant la phase thermophile et augmente ensuite pour se stabiliser vers la fin du compostage. La chute de la conductivité durant le compostage est inhabituelle, elle est souvent attribuée à la diminution des ions nutritifs solubles fixés durant la prolifération rapide des micro-organismes aérobies et leur précipitation sous forme de sels minéraux insolubles ou par volatilisation ammoniacale (Raviv et al., 1987; Wong et al., 2001).

Figure 5 : Evolution du pH et de la conductivité électrique durant le compostage



Les méthodes de détermination de la teneur en matière organique par calcination et par la méthode ANNE donnent des résultats comparables. En effet, le suivi de l'évolution de la matière organique par la méthode de calcination montre une variation de la teneur qui passe de 845 mg/g de matière sèche au début du compostage à 590 mg/g à la phase de maturité. Par ailleurs, la méthode ANNE a montré que la matière organique passe de 826 mg/g de matière sèche pour se stabiliser à 540 mg/g en fin du compostage. Etant donné que la première méthode est plus précise, nous l'avons retenue pour suivre l'évolution de la matière organique durant le procédé de compostage (figure 6).

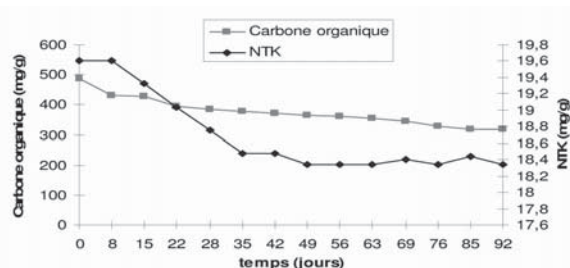
Figure 6 : Evolution de la teneur en matière organique durant le compostage



La diminution de la matière organique montre un profil en trois phases : la première phase coïncide avec la phase mésophile du compostage et dure jusqu'au 15^e jour ; une phase de dégradation intense commençant avec la phase thermophile ; et enfin une troisième phase de stabilisation de dégradation de la matière organique, due probablement à la cellulose et à la lignine des déchets de jardin qui réduit la biodisponibilité des substrats organiques (Lynch, 1993; Vikman et al., 2002).

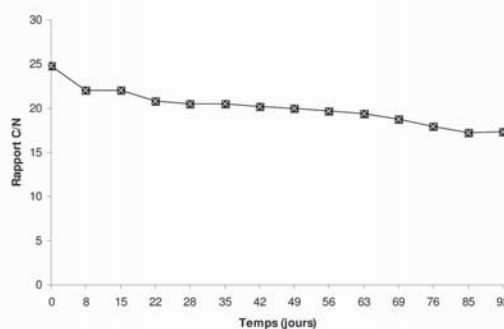
La teneur du compost en carbone organique diminue au cours du compostage. Elle passe de 486 mg/g de matière sèche au début du processus et se stabilise à environ 318 mg/g. Toutefois, la teneur en azote, représentée par NTK, enregistre une diminution moins importante qui est maximale pendant la phase thermophile. La teneur en azote total, qui est estimée à 19,6 mg/g de matière sèche du compost au début du compostage, s'est stabilisée à 18,3 mg/g vers la fin du procédé. Ces résultats peuvent être expliqués par le fait que la quasi-totalité de l'azote se trouvant dans le mélange est de nature organique, faisant partie de la structure des protéines et des peptides simples. Une petite partie de cet azote organique est minéralisée en ammoniac par les réactions d'ammonification résultant de l'activité microbienne. L'ammoniac ainsi formé peut suivre plusieurs processus selon les conditions du matériel à composter. Ainsi, il peut être solubilisé sous forme d'ammonium pour être utilisé par les micro-organismes comme source d'azote et retrouve ainsi la forme organique (Sanchez-Monedero et al., 2001). Cependant, dans des conditions de température élevée et de pH supérieur à 7,5, il peut se volatiliser (Witter and Lopez-Real, 1987). Cette volatilisation est réduite dans certaines conditions telles que l'apport en air froid de l'extérieur dû à une aération. En outre, l'ammoniac formé est retenu par la matière organique puisqu'il est dissous dans la vapeur d'eau. Dans notre cas, même si le pH est favorable à la volatilisation (figure 5), la température élevée où se produit la volatilisation est de courte durée. Elle commence du 8^e au 35^e jour (figure 4), ce qui coïncide avec la diminution de l'azote dans le compost (figure 7). L'azote peut être aussi perdu suite à la volatilisation du protoxyde d'azote (N_2O), qui est un produit intermédiaire de dénitrification et qui est produit durant la première phase du compostage (Aboulam, 2005). Cette volatilisation est de l'ordre de 0,1 à 2,2 % (Barton and Atwater 2002 ; Zeman et al, 2002).

Figure 7 : Evolution de la teneur en carbone organique et en azote total Kjeldahl durant le compostage



Ainsi, le rapport C/N est presque proportionnel à la chute de la teneur en carbone organique. Ces résultats sont confirmés par plusieurs auteurs. En effet, les micro-organismes consomment 15 à 30 fois plus de carbone que d'azote (Biocycle, 1989). Ceci est dû au fait que ces micro-organismes exigent du carbone organique comme source d'énergie au lieu du gaz carbonique et de la lumière pour les plantes (Larsen and McCartney, 2000).

Figure 8 : Evolution du rapport C/N durant le compostage



Le rapport C/N, qui exprime la proportion des quantités respectivement bio-disponibles en carbone et en azote, constitue un facteur important de la décomposition aérobie des produits organiques. La valeur optimale du rapport C/N qui peut garantir un bon démarrage et un bon déroulement du compostage se situe selon les auteurs entre 25 et 30 (Gootas, 1959 ; Mustin, 1987 ; Villebonnet, 1988). Si ce rapport est trop élevé, le temps requis pour la dégradation devient plus long, et s'il est plus faible, l'azote est, en grande partie, perdu sous forme d'ammoniac par voie de volatilisation (Soudi, 2001).

Conclusion

Les boues produites à la station d'épuration de la société Lesieur présentent une variation de leur qualité physico-chimique au cours du temps. Le compostage de ces boues résiduelles en mélange avec les déchets de jardin est un procédé intéressant pour rendre les boues stables et réduire ainsi la pollution organique.

Cette technique permet de faire passer la teneur en carbone organique de 486 à 318 mg/g, ce qui correspond à un rendement de réduction de la pollution organique du mélange de 35 %.

Le mélange étudié a permis d'avoir un compost avec des caractéristiques favorables au bon démarrage et au bon déroulement du procédé de traitement par compostage.

L'amélioration du rapport C/N et de la texture des boues à traiter, qui sont les principaux paramètres visés lors de cette étude, a permis d'activer la biodégradation microbienne qui était intense entre la deuxième et la quatrième semaine. Par conséquent, le produit final est stable, ne dégageant pas de mauvaises odeurs et ayant les caractéristiques d'un compost réussi vis-à-vis des paramètres étudiés.

Références

Aboulam, S. 2005. Recherche d'une méthode d'analyse du fonctionnement des usines de tri-compostage des déchets ménagers. Fiabilité des bilans matière. Thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Toulouse, France.

Alburquerque, J.A., Gonzalez, J., Garcia, D., Cegarra, J., 2005. Composting of a solid olive mill by-product ("alperujo") and the potential of the resulting compost for cultivating pepper under commercial conditions. *Waste Management*. 26, 620-626.

Amir, S., Hafidi, M., Lemee, L., Bailly, J.R., Merlina, G., Kaemmerer, M., Revel, J.C., Ambles, 2006. Structural characterization of fulvic acids, extracted from sewage sludge during composting, by thermochemolysis-gas chromatography-mass spectrometry. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*. 77, 149-158.

Aubert, G., 1970. Méthode d'analyses des sols. Centre régional de documentation pédagogique, Marseille, 171 p.

Autret, E., Berthier, F., Luszezanec, A., Nicolas, F., 2006. Incineration of municipal and assimilated wastes in France: Assessment of latest energy and material recovery performances. *Journal of Hazardous Materials*. Article in press.

Barrington, S., Choinière, D., Trigui, M., Knight, W. 2003. Compost convective airflow under passive aeration. *Bioressources technologies*. 86, 259-266.
Barton, P. K. and Atwater, J.W., 2002. Nitrous oxide emission and the anthropogenic nitrogen in wastewater and solid waste. *Journal of Environmental engineering*, February, 137-150.

Beffa, T., Blanc, M., Marilley, L., Fischer, J.L., Lyon, P.F., Arango, M., 1996. Taxonomic and metabolic microbial diversity during composting. In : de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.), *The science of composting*. Chapman and Hall, London, pp. 149-161.

Biocycle 1989. *The Biocycle guide to yard waste composting*. Edité par le personnel de Biocycle, Ed. Emmaus, Pennsylvania, 197 p.

Butler, T.A., Sikora, L.J., Steinhilber, P.M., Douglass, L.W., 2001. Compostage and sample storage effects on maturity indicators of biosolids compost. *J. Environ. Qual.* 30, 2141-2148.

Cai, Q.Y., Mo, C.H., Wu, T., Zeng, Q.Y., Katsoyiannis, A., Féraud, J.F., 2006. Bioremediation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs)-contaminated sewage sludge by different composting processes, *Journal of Hazardous materials*. Article in press.

Cambardella, C.A., Richard, T.L., Russel, A., 2003. Compost mineralization in soil as a function of composting process conditions. *Eur. J. Soil Biol.* 39, 117-127.

Chen, Y., Inbar, Y., Hadar, Y., 1992. Composted residues reduce pest and pesticide use. *Biocycle* 6, 48-51.

Cunha Queda, A.C., Vallini, G., Agnolucci, M., Coelho, C.A., Campos, L., de Sousa, R.B., 2002. Microbiological and chemical characterisation of composts at different levels of maturity, with evaluation of phytotoxicity and enzymatic activities. In : Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. (Eds.), *Microbiology of composting*. Springer Verlag, Heidelberg, pp. 345-355.

Ecole nationale de la santé publique (ENSP) 2002. Eléments pour la prise en compte des effets des unités de compostage de déchets sur la santé des populations riveraines. Rapport d'étude réalisé pour la FNADE et le Ministère français de l'Ecologie et du Développement durable (MEDD), 81 p.

Esse, P.C., Buerkert, A., Hiernaux, P., Assa, A., 2001. Decomposition of and nutrient release from ruminant manure on acid sandy soils in the sahelian zone of niger, West Africa. *Agri. Ecosyst. Environ.* 83, 55-63.

Fuch, J.G., 2002. Practical use of quality compost for plant health and vitality improvement. In : Insam, H., Riddech, N., Klammer, S. (Eds.), *Microbiology of composting*. Springer Verlag, Heidelberg, pp. 435-444.

Garcia, M.T., Campos, E., Sanchez-Leal, J., Ribosa, I., 2006. Effect of linear alkylbenzene sulphonates (LAS) on the anaerobic digestion of sewage sludge. *Water Research*. 40, 2958-2964.

Golueke, C.G., 1977. Biological reclamation of organic wastes. Rodale Press, Emmaus, PA, USA.

Gootas, H.B., Compostage et assainissement. Document préparé pour l'OMS. Genève, 206 p.

Hermann, R.F., Shann, J.R., 1993. Enzyme activities as indicators of municipal solid waste compost maturity. *Compost. Sci. Util.* 1 (4), 54-63.

Ishii, K., Fukui, M., Wu, Q.T., Zhou, L.X., Liao, X.D., Wong, J.W.C., 2001. Co-composting of pig manure with leaves. *Environ. Technol.* 22, 1203-1212.
Kandeler, E., Stemmer, M., Palli, S., Gerzabek, M.H., 1999. Xylanase, invertase and urease activity in particle size fractions of soil. In : Berthlin, J., Huang, P.M., Bollag, J.M. (Eds.), *Effect of mineral-Organic-Microorganism interactions on soil and fresh water environments*. Kluwer Academic/Plenum Publishers, New York, London, pp. 275-286.

Khiari, B., Marias, F., Zagrouba, F., Vaxelaire, J., 2006. Use of a transient model to simulate fluidized bed incineration of sewage sludge. *Journal of Hazardous Materials*. B135, 200-209.

Larsen, K.L. and McCarthey 2000. Effect of C/N ratio on microbial activity and N retention: Bench-scale study using pulp and paper biosolids. *Compost science & Utilization*, 8, 2: 147-159.

Leton, T.G., Stentiford, E.I., 1990. Control of aeration in static pile composting. *Waste manag. Res.* 8, 299-306.

Lynch, J.M., 1993. Substrate availability in the production of composts. In: Hoitink, H.A.J., Keener, H.M. (Eds.), *Science and Engineering of Composting: Design, Environmental, Microbiological and Utilization Aspects*. Renaissance Publications, Ohio, pp. 24-35.

Mondoni, C., Famasier, F., Sinicco, T., 2004. Enzymatic activity as a parameter for the characterization of the composting process. *Soil Biol. Biochem.* 36, 1587-1594.

Murwira, K.H., Swift, M.J., Frost, P.G.H., 1995. Manure as a key resource in sustainable agriculture. In : Powell, J.M., Fernandez-rivera, S., Williams, T.O., Renard, C. (Eds.), *livestock and sustainable nutrient cycling in mixed farming of Sub-Saharan Africa*, international Livestock Center for Africa (IL C.A.) Addis Ababa, Ethiopia, pp. 131-148.

Mustin, M., 1987. *Le compost, gestion de la matière organique*. F. Dubusc Eds., Paris, pp. 954.

Nadziakiewicz, J., Moziol, M., 2003. Co-combustion of sludge with coal. *Applied energy*. 75, 239-248.

Raviv, M., Tarre, S., Geler, Z., Shelef, 1987. Changes in some physical and chemical properties of fibrous solids from cow manure and digested cow manure during composting. *Biological Wastes* 19, 309-318.

Ryckeboer, J., Mergaert, J., Coosmans, J., Depriens, K., Swings, J., 2003. Microbial aspects of biowaste during composting in monitored compost bin. *J. Appl. Microbiol.* 94, 127-137.

Sanchez-Monedero, M.A., Roig, A., Paredes, C., Bernal, M.P. 2001. Nitrogen transformation during organic waste composting by the Rutgers system and its effects on pH, EC and maturity of the composting mixtures. *Bioresource Technology* 78, 301-308.

Soudi, B. 2001. Compostage des déchets ménagers et valorisation du compost. Cas des petites et moyennes communes au maroc. (Actes éditions), 102 p.

Stasta, P., Boran, J., Bebar, L., Stehlik, P., Oral, J., 2006. Thermal processing of sewage sludge. *Applied Thermal Engineering*, 26, 1420-1426.

Stentiford, E.I., 1996. Composting control: principles and practice, In: de Bertoldi, M., Sequi, P., Lemmes, B., Papi, T. (Eds.), *The science of composting*. Blackie Academic and professional, Glasgow, UK, pp. 49-59.

Van der Zee, F.P., Villarde, S., Garcia, P.A., Polanco, F.Fdz., 2007. Sulfide removal by moderate oxygenation of anaerobic sludge environments. *Bioresource Technology*, 98, 518-524.

Vikman, M., Karjomaa, S., Kapanen, A., Wallenius, K., Itävaara, M., 2002. The influence of lignin content and temperature on the biodegradation of lignocellulose in composting conditions. *Applied Microbiology and Biotechnology* 59 (4-5), 591-598.

Villebonnet, C. 1988. Etude quantitative des déchets d'espaces verts publics. Mémoire ENITRTS. 119 p.

Weppen, P., 2002. Determining compost maturity: evaluation of analytical properties. *Compost Science and Utilization* 10, 6-15.

Witter, E., Lopez-Real, J., 1987. The potential of sewage sludge and composting in a nitrogen recycling strategy for agriculture. *Biol. Agric. Hort.* 5, 123.

Wong, J.W.C., Mak, K.F., Chan, N.W., Lam, A., Zhou, L.X., 2001. Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresource technology* 76, 99-106.

Zeman, C. D. Depken and Rich, M., 2002. Research on how composting process impacts greenhouse gas emissions and global warming. *Compost Science and Utilization*, 10, 1:72-86.