



**VALORISATION DES BOUES DE VIDANGE
DESHYDRATEES ET DES DECHETS SOLIDES MENAGERS
ORGANIQUES PAR CO-COMPOSTAGE AU BURKINA FASO**

MEMOIRE POUR L'OBTENTION DU

MASTER D'INGENIERIE DE L'EAU ET DE L'ENVIRONNEMENT

OPTION : Eau et Assainissement

Présenté et soutenu publiquement le 29 juin 2018 par

SORE Ouindpouré Auguste Aristide

Travaux dirigés par :

Prof. Harouna KARAMBIRI, Professeur titulaire à 2iE

Dr.-Ing. Seyram K. SOSSOU, Maitre-Assistant à 2iE

Jury d'évaluation du stage :

Président : **Pr Yacouba KONATE**

Membres et correcteurs : **Dr. Harinaivo A. ANDRIANISA**

Dr.-ing. Seyram K. SOSSOU

Promotion [2015/2016]

CITATION

« Tout ce qui se conçoit bien s'énonce clairement et les mots pour le dire viennent aisément. »

N. Boileau

DEDICACE

Je dédie ce présent document à mes parents et à toute ma famille !

Merci de m’avoir soutenu pendant toutes ces années d’étude.

REMERCIEMENTS

Comme le dit l'adage moaga « Nùg bi yeng ka wùked zom ye » pour signifier littéralement « une seule main ne ramasse pas la farine », l'aboutissement de ce travail est le fruit de la contribution de plusieurs personnes et institutions et je profite leur présenter mes sincères remerciements.

Tout d'abord, je remercie le Seigneur pour les grâces quotidiennes que je reçois dans ma vie. Je remercie l'institution de la banque mondiale qui a financé, à travers le projet « Pôle d'Excellence Banque Mondiale », mes études à 2iE. Dans ce sens, je témoigne ma reconnaissance au Pr Harouna KARAMBIRI, coordonnateur du projet « Pôle d'Excellence Banque Mondiale » à 2iE.

Je remercie également l'Association Africaine de l'Eau (AAE) qui, à travers son programme « Recherche et Renforcement de Capacités », a financé le présent travail de recherche.

Je remercie grandement la direction de propreté de la ville de Ouagadougou qui m'a permis de travailler dans les locaux du Centre de Traitement et de Valorisation des Déchets (CTVD) de Ouagadougou.

Je remercie également la direction de l'assainissement de l'Office National de l'Eau et de l'Assainissement (ONEA) de Ouagadougou qui m'a ouvert les portes de la station de traitement des boues de vidange de Zagtoui.

Je remercie le premier responsable du LEDES, Dr Yacouba KONATE et tout le personnel du laboratoire notamment M. Boukary SAWADOGO et M. Moustapha OUEDRAOGO pour m'avoir reçu comme stagiaire et pour m'avoir donné les moyens et les conseils nécessaires pour la réalisation de ce travail de recherche.

J'adresse un merci particulier à mon encadreur, Dr-Ing Seyram SOSSOU qui, malgré ses multiples occupations, a toujours été là pour me donner les directives et les orientations nécessaires pour la réalisation de ce travail. Il a aiguisé en moi le goût de la recherche, et je lui témoigne grandement ma reconnaissance. Puisse Dieu lui donner quotidiennement la force nécessaire dans son travail.

Je remercie Dr Samuel OUOBA, Dr Jérôme COMPAORE, M. Karim SAVADOGO, M. Guy Noël TINDOURE, M. Siméon SAWADOGO pour leurs conseils et leurs soutiens multiformes. J'ai aussi une pensée particulière pour tous mes camarades d'étude, pour tous mes parents, amis et connaissances.

Trouver tous ici ma profonde gratitude !!!

RESUME

Trouver une solution pour la valorisation des boues de vidange déshydratées (BVD) est nécessaire en vue de compléter la filière « gestion des boues de vidange » au Burkina Faso. L'objectif de cette étude était d'effectuer des essais de co-compostage des BVD de la station de Zagtoui et des déchets solides ménagers (DSM) en vue d'une valorisation en agriculture. Pour y parvenir, les BVD et les DSM ont été caractérisés. Les résultats ont montré qu'ils sont de bons substrats pour être co-compostés. Deux andains A1 et A2 ont été constitués en combinant la partie biodégradable des DSM avec les BVD dans les rapports de mélange en volume de DSM/BVD de 2/1 et de 3/1 respectivement pour A1 et A2. Le compostage a duré 100 jours et les paramètres physico-chimiques (température, pH, CE, MO, C, N...) et microbiologiques (bactéries hétérotrophes, mycètes, actinomycètes) ont été suivis. Les rapports C/N de 14,01 et 12,18 respectivement pour A1 et A2 et l'indice de germination (IG) de 149,79% pour A1 et 159,49% pour A2 ont été décisifs pour déduire la stabilité et la maturité des composts à la fin du processus. Les résultats de l'étude de la qualité agronomique ont montré des teneurs en N, en P, en K, en Mg et en Ca respectivement de 0,72% , 1,99% , 1,6% , 0,07% et 0,28% pour A1 et 0,92% , 3,15% , 2,4% , 0,1% , 0,45% pour A2, montrant ainsi une qualité agronomique appréciable. L'étude de la qualité hygiénique a montré une élimination complète des streptocoques fécaux et des E-coli. Cependant la présence quoique faible d'œufs d'helminthes dans les composts mûrs (4 œufs/g pour A1 et 1 œuf/g pour A2) fait conclure que les composts produits sont de qualité hygiénique non satisfaisante. L'augmentation du volume des andains pourrait permettre de conserver davantage la chaleur dans les tas pendant la phase thermophile, ce qui pourrait permettre l'élimination complète des parasites. La comparaison des caractéristiques des composts de A1 et de A2 ont montré que le compost de A2 serait de qualité meilleure par rapport à celui de A1. Le rapport de mélange en volume de DSM/BVD de 3/1 pourrait donc être retenu pour réaliser le co-compostage des BVD de Zagtoui et des DSM.

Mots clés

- 1- Co-compostage**
- 2- Boues de vidange déshydratées et Déchets solides ménagers**
- 3- Stabilité et Maturité**
- 4- Qualité agronomique**
- 5- Qualité hygiénique**

ABSTRACT

Finding solutions in order to contribute to add value to the dewatered fecal sludge (DFS) and household solid waste (HSW) is essential for the completion of waste management sector in Burkina Faso. The aim of this research is to carry a pilot project for co-composting of DFS at Zagtouli plant and the HSW in Ouagadougou for better applications in agricultural sector. In order to achieve these goals, the DFS and the HSW have been identified and described. According to the results, they have been also proved to be good and reliable compost substrates. Two windrows A1 and A2 are made by combining the biodegradable parts of HSW and DFS in a mixture. The HSW/DFS volume ratios of 2/1 and 3/1 for A1 and A2 respectively are considered. The composting took 100 days, the physicochemical factors (temperature, pH, EC, OM, C, N) and the microbiological parameters such as the presence of heterozygous bacteria, fungi and actinomycetes have been all observed and reported. The ratios C/N of 14,01 and 12,18 for A1 and A2 respectively as well as the germination index of 149,79% and 159,49% for the same and respective windrows have been fundamental to draw conclusions regarding the stability and the maturity of the composts at the end of the process. The results of the agronomic study revealed a desirable agronomic quality level. In fact, for A1, the contents of N, P, K, Mg and Ca are found to be respectively 0,72% ; 1,99% ; 1,6% ; 0,07% and 0,28%, while for A2, they are A2 0,92% ; 3,15% ; 2,4% ; 0,1% and 0,45% respectively. From the hygienic quality aspect, the study showed a complete elimination of fecal streptococcus and the E-coli species. However, the presence of helminthes eggs, although in minor quantities (4 eggs/g in A1 and 1 egg/g in A2), in the composts leads to the conclusion that the hygienic quality of the compost products is unsatisfactory. As solution to improve the quality level, the increase in volume of windrows could help to better conserve heat in the piles during the thermophilic phase, and therefore contribute to completely eliminate the parasites. The comparison of the characteristics of A1 and A2 has shown a better quality for the A2. The HSW/DFS volume ratios of 3/1 could therefore be applied in the co-composting of the DFS in Zagtouli and the HSW in Ouagadougou

Keywords

- 1- Co-composting**
- 2- Dewatered fecal sludge and Household solid waste**
- 3- Stability and Maturity**
- 4- Agronomic quality**
- 5- Hygienic quality**

LISTE DES ABREVIATIONS

- AFNOR** : Agence Française de Normalisation
- BH** : Bactéries Hétérotrophes
- BV** : Boues de Vidange
- BVD** : Boues de Vidange Déshydratées
- CE** : Conductivité Electrique
- CF** : Coliformes Fécaux
- CREPA** : Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement
- CTVD** : Centre de Traitement et de Valorisation des Déchets
- COT** : Carbone Organique Total
- DP** : Direction de la Propreté
- DS** : Déchet Solides
- DSM** : Déchets Solides Ménagers
- EDTA** : Acide éthylène-diamino-tétraacétique
- IG** : Indice de Germination
- LEDES** : Laboratoire Eau Dépollution Ecosystème et Santé
- MO** : Matière Organique
- NTK** : Azote total Kjeldhal
- OMD** : Objectifs du Millénaire pour le développement
- OMS** : Organisation Mondiale de la Santé
- PNDES** : Programme National de Développement Economique et Social
- SF** : Streptocoques Fécaux

Table des matières

CITATION	i
DEDICACE	ii
REMERCIEMENTS	iii
RESUME	iv
ABSTRACT	v
LISTE DES ABREVIATIONS	vi
LISTE DES TABLEAUX	x
LISTE DES FIGURES	xi
INTRODUCTION	1
I. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	3
1. Définitions de mots et concepts	3
1.1 Les boues de vidange	3
1.2 Les déchets solides ménagers	4
1.3 Le compostage	4
2. Gestion des boues de vidange au Burkina Faso	5
2.1 Cadre juridique et réglementaire.....	5
2.2 Collecte et transport des boues de vidange	6
2.3 Traitement et valorisation des boues de vidange par épandage	7
2.4 Traitement des boues de vidange dans les stations de traitement	8
2.5 Caractéristiques des boues de vidange déshydratées et leur valorisation	10
3. Compostage et processus	12
3.1 Les caractéristiques du compostage.....	12
3.2 Les différents types de compostage	12
3.3 Le compostage aérobique et ses mécanismes	14
4. Les paramètres de suivi du compostage	15
4.1 La qualité des substrats à co-composter.....	15
4.2 L'aération.....	16
4.3 La granulométrie	17
4.4 La teneur en eau	17
4.5 La température	17
4.6 Le pH et la conductivité	18
4.7 Le rapport C/N	18
4.8 Le rapport N-NO ₃ ⁻ /N-NH ₄ ⁺	19
4.9 Microbiologie du compost	19

5. Qualité du compost	20
5.1 Stabilité du compost.....	20
5.2 Maturité du compost	21
5.3 Qualité hygiénique du compost	21
5.4 Qualité agronomique du compost	22
5.5 Comparaison entre un compost et l’engrais chimique classique NPK selon (OUEDRAOGO 2016).....	24
II. MATERIELS ET METHODES	25
1. Site de l’étude	25
2. Echantillonnage des intrants utilisés	25
2.1 Echantillonnage des BVD à la station de Zagtouli	25
2.2 Tri des déchets solides	27
3. Mise en andain	27
4. Echantillonnage dans les andains	28
5. Suivi des paramètres physico-chimiques au cours du compostage	29
5.1 Suivi de la température	29
5.2 Suivi du pH	29
5.3 Suivi de la conductivité.....	29
5.4 Suivi de la teneur en eau	29
5.5 Suivi de la matière organique totale (MO)	30
5.6 Suivi du carbone organique total (COT).....	30
5.7 Suivi de l’azote Kjeldhal (NTK).....	30
5.8 Suivi de l’azote ammoniacal N-NH ₄ , de l’azote nitrique N-NO ₃	31
5.9 Suivi de l’azote organique N _{org}	31
6. Suivi des paramètres microbiologiques au cours du compostage	31
7. Evaluation de la qualité hygiénique du compost final	32
8. Evaluation de la teneur en éléments fertilisants du compost final	32
9. Evaluation de la phyto-toxicité du compost final	33
III. RESULTATS ET DISCUSSIONS	34
1. Les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des BVD et DSM bruts	34
2. Evolution des paramètres physico-chimiques au cours du compostage	36
2.1 La température	36
2.2 Le pH	38
2.3 La conductivité électrique (CE).....	39
2.4 La teneur en eau (W).....	40

2.5	La matière organique (MO) et le carbone organique total (COT).....	41
2.6	Les changements dans les formes d'azote	43
2.7	Le rapport $N-NO_3^- / N-NH_4^+$	48
2.8	Le rapport C/N	49
3.	Evolution des paramètres microbiologiques au cours du compostage.....	50
4.	Evaluation de la Stabilité et Maturité des composts	52
4.1	Stabilité du compost.....	52
4.2	Evaluation de la phyto-toxicité à partir du test de germination	54
4.3	Maturité du compost	55
5.	Evaluation de la qualité hygiénique des composts	56
6.	Evaluation de la valeur agronomique des composts	58
7.	Comparaison des caractéristiques finales des composts des andains A1 et A2 avec celles des composts stables et matures selon différents sources et choix du compost optimal	60
CONCLUSION.....		63
RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES		64
BIBLIOGRAPHIE		65
ANNEXES.....		71

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Nutriments contenus dans l'urine et les fèces et la masse de nutriments nécessaire pour la croissance de 250 Kg de céréales selon Drangert (1998).....	8
Tableau 2 : Évolution de la teneur en coliformes fécaux à différents temps de séchage des boues à Dakar (Mbéguéré, Dodane, et Koné 2011).....	11
Tableau 3 : Composition en Helminthes des boues déshydratées à Dakar (Mbéguéré, Dodane, et Koné 2011)	11
Tableau 4 : Caractéristiques physico-chimiques des BVS et DSM bruts à co-composter (Cofie et al. 2009)	16
Tableau 5 : Caractéristiques d'un compost de qualité ADAS Consulting Limited (2005)	23
Tableau 6 : Comparaison entre compost et engrais chimique (NPK) selon (OUEDRAOGO 2016)	24
Tableau 7 : Composition des andains de compost.....	28
Tableau 8 : Récapitulatif des conditions d'ensemencement pour la microbiologie.....	31
Tableau 9 : Récapitulatif des conditions d'ensemencement pour la qualité hygiénique	32
Tableau 10 : Caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des BVD et DSM bruts..	34
Tableau 11 : Comparaison des paramètres physico-chimiques et microbiologiques du compost des andains A1 et A2 avec un compost stable selon Albrecht (2007)	53
Tableau 12 : Appréciation de la maturité des composts A1 et A2 en fonction des composts matures selon la littérature.....	55
Tableau 13 : Evolution des paramètres hygiéniques dans les andains A1 et A2	57
Tableau 14 : Teneur en éléments fertilisants dans les composts A1 et A2 comparativement aux valeurs optimales selon différentes sources.....	59
Tableau 15 : Comparaison des caractéristiques finales des composts A1 et A2 avec celles de compost stable et mature selon différentes sources et choix du compost optimal	61

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Déversement des boues brutes dans un champ à la périphérie de Ouagadougou OUEDRAOGO (2016).....	7
Figure 2 : Vue d'ensemble des techniques de traitement à faible coût des boues de vidange et leurs combinaisons envisageables (Zurbrugg 2013)	9
Figure 3 : Principe de fonctionnement d'un lit de séchage non planté (Klingel et al, 2002).....	10
Figure 4 : Boues de vidange séchées (Zurbrugg 2013)	11
Figure 5 : Allure théorique de l'évolution des températures au cours du compostage (KABORE 2010)	14
Figure 6 : caractérisation des DS de Ouagadougou (Direction de la Propreté 2015).....	16
Figure 7 : Vue de loin et de près du CTVD de Ouagadougou.	25
Figure 8 : Techniques de prélèvement (H. Saint Macary 2017).....	26
Figure 9 : Echantillonnage de BVD pour le compostage (septembre 2017)	26
Figure 10 : Prise de l'échantillon élémentaire (technique des 1/4).....	26
Figure 11 : Tri manuel et échantillonnage (septembre 2017)	27
Figure 12 : Les andains A1 et A2 (de gauche vers la droite)	28
Figure 13: Modèle utilisé pour l'échantillonnage du compost	28
Figure 14 : Evolution de la température dans l'andain A1	36
Figure 15 : Evolution de la température dans l'andain A2	37
Figure 16 : Comparaison de l'évolution de la température moyenne dans A1 et A2.....	37
Figure 17 : Evolution du pH dans les andains A1 et A2	38
Figure 18 : Evolution de la CE dans les andains A1 et A2.....	39
Figure 19 : Evolution de la W dans les andains A1 et A2	40
Figure 20 : Evolution de la MO dans les andains A1 et A2	42
Figure 21 : Evolution de la COT dans les andains A1 et A2	42
Figure 22 : Evolution du N-NH₄⁺ dans les andains A1 et A2	44
Figure 23 : Evolution du N-NO₃⁻ dans les andains A1 et A2	45
Figure 24 : Evolution du NTK dans les andains A1 et A2	46
Figure 25 : Evolution du Norg dans les andains A1 et A2	46
Figure 26 : Evolution du N_{total} dans les andains A1 et A2.....	47
Figure 27 : Evolution du rapport N-NO₃⁻/ N-NH₄⁺ dans les andains A1 et A2	48
Figure 28 : Evolution du rapport C/N dans les andains A1 et A2.....	49
Figure 29 : Evolution des paramètres microbiologiques dans l'andain A1	50
Figure 30 : Evolution des paramètres microbiologiques dans l'andain A2	51
Figure 31 : Test de germination	55

INTRODUCTION

Malgré les efforts des pays en voie de développement, le nombre de personnes sans ouvrages d'assainissement ne se réduit pas de façon drastique. Ce nombre est toujours estimé à environ un tiers de la population mondiale en 2017 (OMS et UNICEF 2017). Les travaux de Mbéguéré, Dodane, et Koné (2011) rapportent que 1,6 millions de personnes meurent par an par manque d'assainissement. Pour venir à bout de cette situation, les pays sub-sahariens font la promotion de l'assainissement autonome. 65 à 100% des citoyens de ces pays utilisent des latrines et fosses septiques (Montangero, Strauss, et Dembélé 2001). Ces villes sont souvent donc qualifiées de « villes-latrines » (UNICEF et WHO 2009). Pour le cas de la ville de Ouagadougou au Burkina Faso, plus de 95% de la population en 2009 avait recours à des ouvrages d'assainissement autonome pour la gestion des eaux usées et excréta (Bassan et al. 2012). Aujourd'hui la bonne gestion des boues de vidange est un défi majeur pour ces villes afin d'éviter le déversement anarchique des boues dans l'environnement ou leur utilisation de façon non hygiénique dans l'agriculture (Klingel et al. 2002).

Pour limiter les conséquences liées à la mauvaise gestion des boues de vidange, le Burkina s'est doté, au moins pour ce qui concerne ses grandes villes, de stations de traitement des boues de vidange. Le principal défi actuel de ces stations demeure la valorisation des sous-produits issus du traitement, notamment les boues de vidange déshydratées (BVD). Pour le cas des boues de vidange traitées par séchage dans les stations à Ouagadougou, une valorisation en compost agricole pourrait être envisageable comme l'a montré OUEDRAOGO (2016) qui a caractérisé les BVD de Zagtoui lors de ces travaux. Pour améliorer la qualité du compost produit à base de BVD, le CREPA-Bénin (2006) suggère un co-compostage avec les déchets solides ménagers (DSM).

La qualité du compost dépend grandement des substrats de départ (PORGO 2017). Il est donc nécessaire, avant même d'entamer le processus de co-compostage, de faire une caractérisation des BVD ainsi que des DSM à utiliser (Cofie et al. 2009). Cette caractérisation qui décrit les potentialités des substrats de départ donne également une idée sur la qualité du futur compost. D'autres facteurs, notamment le choix du type de compostage ainsi que le suivi approprié du processus de compostage sont également indispensables pour obtenir un produit final de qualité. Un compost de qualité est un compost stable, mature, avec une bonne qualité hygiénique et agronomique (Bromblet et Somaroo 2015). En fin de compte, dans le processus de gestion des

Valorisation des boues de vidange déshydratées et des déchets solides ménagers organiques par co-compostage au Burkina Faso

boues de vidange, si une place de choix est accordée à la valorisation, les BVD pourraient s'intégrer dans le cycle de gestion non plus comme déchets, mais comme une ressource pouvant contribuer à améliorer les conditions de vie des populations par l'accroissement de la production agricole (CREPA-Bénin, 2006).

Au Burkina Faso, Le Programme National d'Approvisionnement en Eau Potable et d'Assainissement à l'horizon 2015 (PN-AEPA, 2015) ainsi que la Politique et Stratégie Nationales d'Assainissement (PSNA, 2015) avaient fixé des objectifs clairs à atteindre concernant l'assainissement afin d'être en phase avec les OMD. Ces objectifs sont aujourd'hui poursuivis par le PNDES. Toutefois, même si les résultats sont encore embryonnaires en comparaison avec ce qui prévaut dans le secteur de l'assainissement et au regard des besoins, la ville de Ouagadougou a pu bénéficier de la construction de trois stations de traitement des boues de vidange. Cependant, la station de traitement des boues de vidange de Zagtouli, mise en fonction depuis septembre 2014, n'a pas encore, à l'instar des autres stations, intégré une filière de valorisation des BVD qui sont des sous-produits issus du traitement des boues de vidange. Ces BVD sont jusque-là stockées à l'air libre à côté des lits de séchage, faisant germer en nous quelques questions : ces boues ainsi gérées ne présentent-elles pas des risques pour l'homme et pour l'environnement ? Dans le souci d'une gestion convenable, n'est-il pas nécessaire de connaître les paramètres physico-chimiques et bactériologiques qui caractérisent ces boues stockées ? Compte tenu des réalités socio-économiques du Burkina, n'est-il pas possible d'envisager le compostage comme filière de valorisation de ces boues déshydratées ? Dans l'optique de dresser des pistes de réponses à ces différentes questions, notre stage de mémoire avait pour objectif global d'effectuer des essais de co-compostage des BVD et des DSM pour une valorisation en agriculture. Plus spécifiquement, il a consisté à :

- Faire une caractérisation physico-chimique et microbiologique des BVD et des DSM bruts
- Faire un suivi des essais de co-compostage des BVD et des DSM
- Evaluer la stabilité et la maturité du compost produit
- Evaluer la qualité hygiénique et la qualité agronomique du compost

Ce document présente notre travail en trois parties : la première qui fait une synthèse bibliographique autour de notre thème, la deuxième partie qui renseigne les matériels et les méthodes utilisés au cours de notre travail, et la dernière partie qui présente les résultats obtenus ainsi que l'analyse de ces résultats.

I. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

1. Définitions de mots et concepts

1.1 Les boues de vidange

L'Organisation Mondiale de la Santé désigne les boues de vidange comme « des produits issus du curage des fosses septiques ou des fosses recevant toutes les eaux provenant de l'assainissement individuel. Ces boues sont composées de matières décantables et flottées stockées dans l'ouvrage » (Franceys, Pickford, et Reed 1995). La concentration en matières sèches dans ces boues est « très variable et est fonction du taux de remplissage en boues de la fosse vidangée et plus particulièrement des eaux usées surnageant » (Ministère français de l'environnement, 2005).

Au Burkina Faso, les boues de vidange sont définies comme les matières issues des ouvrages de l'assainissement autonome individuel et public. (Direction générale de l'assainissement des eaux usées et excréta 2011). Cependant la gestion de ces boues demeure toujours un défi majeur pour le pays. Selon TSAMA et al. (2010) et Zurbrugg (2013), les boues de vidange sont des mélanges constitués d'excréments humains, d'urine et d'eaux usées qui proviennent des dispositifs d'évacuation autonome et semi-collectif comme les latrines, les toilettes publiques, les fosses septiques et les puisards.

Montangero et al. (2001) ajoutent que les boues de vidange sont des matériaux extrêmement concentrés et variables. Heinss et al. (1998) différencient les boues des toilettes publiques qui sont très concentrées et fraîches parce qu'elles sont stockées seulement pendant quelques jours ou semaines, des boues des fosses septiques peu concentrées et stables car elles sont généralement stockées pendant plusieurs années. Ces dernières se prêtent plus à la déshydratation que les premières.

Les boues de vidange déshydratées ou boues de vidange déshydratées ou encore boues de vidange traitées représentent la phase bio-solide des boues de vidange obtenues après séparation de « la phase liquide de la phase solide en utilisant des lits de séchage ou des bassins/lagunes de sédimentation par exemple » (Montangero, Strauss, and Dembélé 2001). Les recherches pour la valorisation des boues de vidange ont prouvé que les boues déshydratées, co-compostées avec les déchets solides ménagers, amélioreraient la fertilité des sols et permettraient de meilleurs rendements agricoles. (CREPA-Bénin, 2006)

1.2 Les déchets solides ménagers

En France, l'article R. 541-8 du code de l'environnement (2017) définit les déchets ménagers comme étant « tout déchet, dangereux ou non dangereux, dont le producteur est un ménage ». (L'Assemblée Nationale, 2017)

Au Burkina Faso, le Code de l'environnement (2013) désigne comme déchet, tout résidu de matière ou de substance abandonné ou destiné à l'abandon qu'il soit liquide, solide ou gazeux, issu d'un processus de fabrication, de transformation ou d'utilisation d'une matière ou d'un produit. Il appelle déchet ménager tout déchet produit par l'activité des ménages. (L'Assemblée Nationale, 2013)

Le dictionnaire environnement de la revue Actu-environnement (2017) définit les déchets ménagers comme des « déchets collectés dans le cadre du service public d'élimination des déchets. Ils comprennent la fraction résiduelle des ordures ménagères, les encombrants collectés en porte à porte, les collectes sélectives, les déchets collectés dans les déchèteries, les refus de tri et de compostage ». Le compostage est la filière de valorisation généralement proposée pour la partie biodégradable des déchets ménagers. (Sánchez et al. 2015).

1.3 Le compostage

Selon Haug (1993), le compostage est une décomposition biologique et une stabilisation des substrats organiques sous des conditions qui permettent le développement d'un milieu thermophile occasionnant une production biologique de chaleur pour aboutir à un produit final stable, exempt de pathogènes, et qui peut être bénéfique pour les plantes et le sol.

Le compostage peut également être défini comme une biodégradation de la matière organique solide en présence d'oxygène à travers un processus qui génère de la chaleur et produit une matière solide résiduelle stable et hygiénique avec une masse et un volume réduits. (ADAS Consulting Limited, 2005).

Kaboré et al. (2009) définissent le compostage comme un processus de biodégradation partielle à travers laquelle, de la matière organique hautement hétérogène dans sa partie solide est transformée en humus. Pour améliorer la qualité du produit final, on peut faire un co-compostage.

Le co-compostage pourrait être défini comme une combinaison de différents déchets au départ en vue d'avoir des conditions optimales pour la croissance des micro-organismes qui aideront à obtenir un compost de qualité améliorée. Dans ce sens, le co-compostage est inhérent à tout

véritable compostage et il est présent dans tous les processus de compostage. (Sánchez et al. 2015). Pour améliorer la gestion des boues de vidange au Burkina, un co-compostage des boues traitées avec les déchets ménagers pourrait être envisagé.

2. Gestion des boues de vidange au Burkina Faso

2.1 Cadre juridique et réglementaire

2.1.1 Des dispositions législatives

- On peut citer les articles 29, 30 et 101 de la Constitution du Burkina Faso qui stipulent que :
 - **Article 29** : le droit à un environnement sain est reconnu, la protection, la défense et la promotion de l'environnement sont un devoir pour tous.
 - **Article 30** : tout citoyen a le droit d'initier une action ou adhérer à une action collective sous forme de pétition contre les actes, lésant le patrimoine public, lésant les intérêts des communautés sociales, portant atteinte à l'environnement ou au patrimoine culturel ou historique.
 - **Article 101** : la loi détermine les principes fondamentaux de la protection et de la promotion de l'environnement.

Par ailleurs, plusieurs autres textes législatifs interviennent dans la gestion de l'environnement, l'hygiène et l'assainissement du cadre de vie englobant ainsi la gestion des boues de vidange. Ces textes sont entre autres :

- **Le code de l'environnement**

Il s'agit de la loi N°005/97/ADP du 30 janvier 1997 portant code de l'environnement au BURKINA FASO modifié par la LOI N°006-2013/AN en séance publique par l'Assemblée le 02 avril 2013. L'article 50 de cette loi précise que les pouvoirs publics doivent prendre les mesures nécessaires pour la gestion des boues de vidange.

- **Le code de santé publique**

Il découle de la loi n°23/94/ADP du 19 mai 1994 portant Code de la Santé Publique. En ce qui concerne l'assainissement, l'article 53 de cette loi insiste sur la bonne gestion des systèmes d'assainissement autonome.

- **Le code de l'hygiène publique**

Il s'agit des dispositions réglementaires qui régissent l'hygiène publique avec pour objectif de préserver et de promouvoir la santé publique. Il découle de la loi N°022-2005/AN du 24 mai

2005 portant code de l'hygiène publique. L'article 8 de cette loi stipule par exemple que les autorités des communes ou autres collectivités décentralisées veillent à l'élimination régulière et hygiénique des ordures ménagères, excréta, eaux usées. Elles peuvent requérir l'appui des structures compétentes chargées de l'hygiène et de l'assainissement.

2.1.2 Des dispositions réglementaires

Il s'agit des textes d'application des différentes lois et aussi des décrets émanant directement des décisions gouvernementales. Nous pouvons retenir les :

- DECRET N°2001-185/PRES/PM/MEE du 7 Mai 2001 portant fixation des normes de rejets de polluants dans l'air, l'eau et le sol ;
- DECRET N°2001-342/PRES/PM/MEE du 17 juillet 2001 portant champ d'application, contenu et procédure de l'EIE et de la NIE.

2.1.3 Des obligations internationales

Le Burkina Faso a signé et ratifié un certains nombres d'accords internationaux relatifs à la préservation de l'environnement et l'assainissement du cadre de vie. Concernant la gestion des BV nous pouvons retenir :

- La résolution de l'assemblée générale de l'ONU à sa soixante-quatrième session qui a reconnu le droit à l'eau et à l'assainissement comme droit de l'homme.
- Les objectifs du développement durable dont l'objectif 6 précise de garantir, d'ici à 2030, l'accès à tous à des services d'alimentation en eau et d'assainissement gérés de façon durable.
- Les directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta, et des eaux ménagères qui précisent les normes de traitement dans les stations d'épuration et de traitement des BV (OMS 2012).

Toutes ces dispositions juridiques contribuent à encadrer la filière gestion des BV, en précisant comment on pourrait dans des conditions hygiéniques organiser la collecte, le transport, le traitement et la valorisation des BV.

2.2 Collecte et transport des boues de vidange

La Direction générale de l'assainissement des eaux usées et excréta (2011) précisait que « dans beaucoup de villes au Burkina, la vidange des ouvrages d'assainissement autonome n'est pas effectuée de façon hygiénique ». Outre les grands centres urbains où il y a quelques sociétés de

vidangeurs, la vidange se fait de façon manuelle et les boues sont déversées à proximité des habitations nonobstant tous les risques associés (DINGAMNAYEL, 2014). Particulièrement pour la ville de Ouagadougou, les camions vidangeurs acheminent les boues vers les stations de traitement des BV, même si les sites traditionnels de dépotage dans les périphéries sont toujours sollicités compte tenu de la capacité insuffisante des stations (figure 1). Dans les autres villes, les camions vidangeurs déversent les boues sur des sites traditionnels de dépotage ou dans les champs. Le coût de la vidange mécanique varie entre 8000 FCFA et 16000 FCFA, ce qui n'est pas accessible à tous, justifiant ainsi le développement de la vidange manuelle (DINGAMNAYEL, 2014). Tout cela a amené Mbéguéré, Dodane, et Koné (2011) à formuler cette question pertinente : « Est-il raisonnable de construire en premier des réseaux d'égout pour une minorité de la population urbaine au lieu d'équiper les villes de moyens adéquats de collecte, de transport et de traitement des boues de vidange ? ».



Figure 1 : Déversement des boues brutes dans un champ à la périphérie de Ouagadougou OUEDRAOGO (2016)

2.3 Traitement et valorisation des boues de vidange par épandage

Au Burkina Faso, la vidange manuelle étant très répandue, le traitement des boues par épandage est le plus utilisé. Il existe dans les périphéries des villes des sites où de grandes quantités de boues de vidange tirées des installations sanitaires sont déversées de façon non contrôlée dans l'environnement suite au manque de systèmes d'élimination adéquats. En zone rural et même quelques fois en ville, comme nous l'avons déjà illustré en figure 1, les BV sont directement déversées dans les champs pour servir d'amendements (Montangero, Strauss, et Dembélé 2001). Strande, Ronteltap, et Brdjanovic (2014) ont d'ailleurs montré en se basant sur les travaux de Drangert (1998) que les BV d'une personne par an contiennent assez de nutriments pour assurer la croissance de 250 Kg de céréales (tableau 1).

Tableau 1 : Nutriments contenus dans l'urine et les fèces et la masse de nutriments nécessaire pour la croissance de 250 Kg de céréales selon Drangert (1998)

Nutriments	Urine ¹ (Kg)	fèces ² (Kg)	Total (Kg)	Besoin en nutriments pour 250 Kg de céréales (Kg)
N	4	0,5	4,5	5,6
P	0,4	0,2	0,6	0,7
K	0,9	0,3	1,2	1,2
Total N+P+K	5,3	1	6,3	7,5

¹500L/hab./an ; ²50L/hab./an

Le traitement et la valorisation des boues par épandage, bien que répandus, ne sont pas sans risques énormes pour les populations et pour l'environnement. Ils permettent la transmission de maladies liées aux excréta et accentuent la pollution des eaux. Ils sont responsables, en outre, de nuisances esthétiques et olfactives. Des systèmes de traitement des BV adaptés aux conditions locales comme les lits de séchage doivent être alors développés (Montangero, Strauss, et Dembélé 2001).

2.4 Traitement des boues de vidange dans les stations de traitement

Les BV sont des matières extrêmement dangereuses par leur teneur en germes pathogènes pour l'homme et pour l'environnement (TSAMA et al. 2010). Il est nécessaire de les traiter avant leur rejet dans la nature en vue de les valoriser. Compte tenu de l'importante variabilité de ce fluide, la conception d'un système de traitement ne devrait pas se baser sur des caractéristiques standardisées, mais plutôt sur des données recueillies au lieu même où la station de traitement est planifiée (Montangero et al. 2001).

Il existe principalement deux technologies de traitement des boues de vidange à savoir les technologies sophistiquées ou intensives et les technologies à faibles coûts ou extensives. Les technologies intensives sont celles généralement utilisées dans les pays industrialisés. Les plus répandues sont entre autre l'aération prolongée, la digestion anaérobie, l'épaississement mécanique avec agitation, les filtres à bandes, la pasteurisation, le séchage thermique, la centrifugation et les filtres presses à vide. Ces techniques sont cependant inadaptées au contexte habituel des PVD car elles nécessitent de fortes capacités financières et techniques tant au niveau de l'acquisition, de l'exploitation que de la maintenance (Klingel et al. 2002).

Les technologies extensives sont celles qui sont jusque-là expérimentées dans les PVD.

Valorisation des boues de vidange déshydratées et des déchets solides ménagers organiques par co-compostage au Burkina Faso

La figure 2 montre les différentes technologies extensives avec leurs combinaisons possibles.

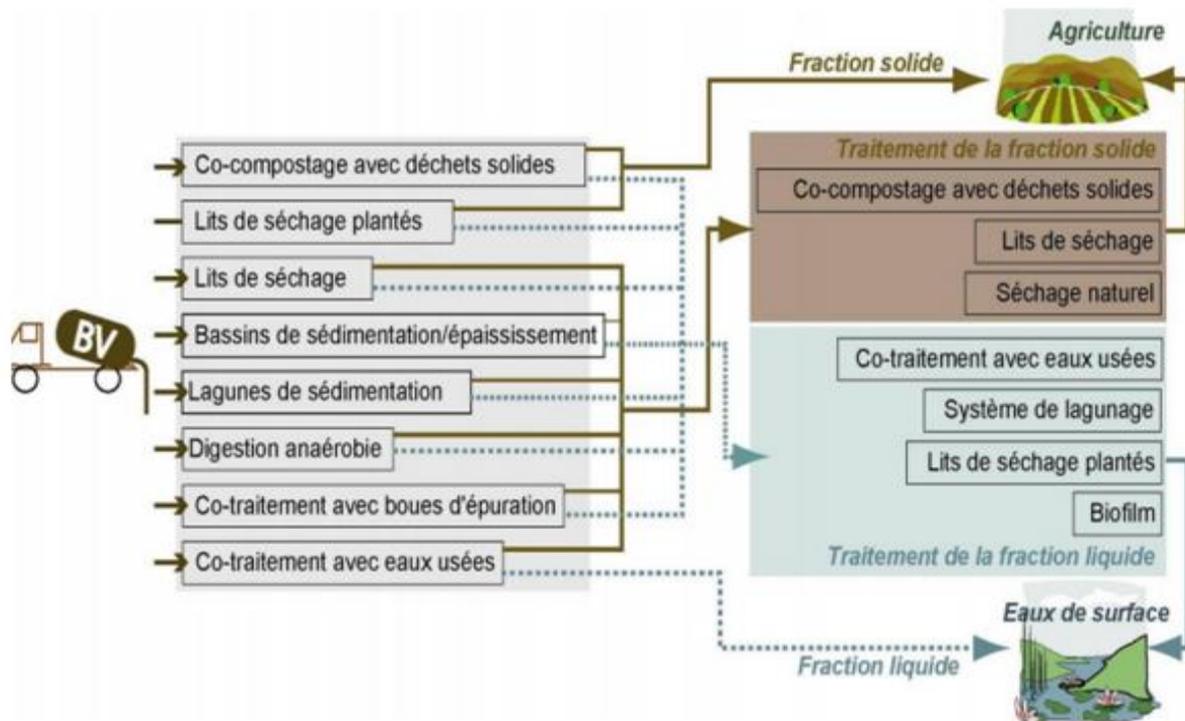


Figure 2 : Vue d'ensemble des techniques de traitement à faible coût des boues de vidange et leurs combinaisons envisageables (Zurbrugg, 2013)

Le Burkina Faso a fait l'option du traitement par lits de séchage non plantés. C'est un système de lit simple et perméable qui, une fois chargé avec la boue, draine la partie liquide et permet à la boue de sécher par évaporation (Miss, 2007). Le séchage des boues permet leur réduction jusqu'à 50 % ainsi que la diminution des pathogènes (TALON, 2014). Le percolât est traité dans des bassins avant son rejet ou sa réutilisation. Les boues déshydratées peuvent être soit directement mises en décharge soit soumises à un traitement d'hygiénisation si une valorisation agricole est envisagée (Montangero et al. 2001). Cependant, nous retenons avec Zurbrugg (2013) que « Jusque-là, la plupart des stations de BV construites en Afrique ou en Asie ont souvent échoué ! Pas seulement à cause des problèmes techniques, mais à cause du manque de gestion idoine. L'assainissement n'est pas seulement une affaire de technologie ».

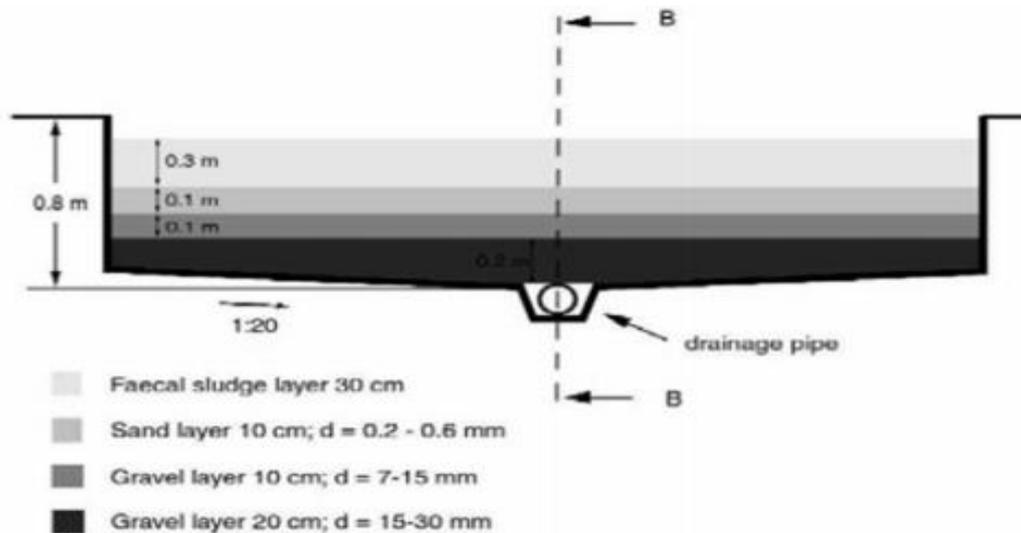


Figure 3 : Principe de fonctionnement d'un lit de séchage non planté (Klingel et al, 2002)

2.5 Caractéristiques des boues de vidange déshydratées et leur valorisation

Il est important de connaître les caractéristiques des BVD pour pouvoir envisager une filière de valorisation. A partir d'une simple observation, comme illustrée à la figure 4, on constate que les BVD peuvent contenir « du sable, des déchets solides comme des tissus, des tessons de bouteilles, des piles, des sachets et bouteilles plastiques, des métaux, et des produits pharmaceutiques » (Zurbrugg, 2013). Les travaux au laboratoire de Mbéguéré, Dodane, et Koné (2011) ont montré que les BVD sont chargées en coliformes fécaux et en œufs d'helminthes. Pour les CF, les rendements obtenus à la fin du séchage sont proches de 3 Ulog. Cependant, les concentrations en CF sont supérieures aux recommandations de 10^3 UFC/100g de MS établies pour l'utilisation restreinte en agriculture par l'OMS (2012). Le nombre d'œufs varie entre 0 et 4 Nb/g de MS. Il dépend aussi bien de la prévalence et de l'intensité de l'infection à travers la population dont les boues ont été collectées que des autres facteurs (température, rayons UV) influençant la survie des parasites (Koné et al. 2007). L'étude de Mbéguéré, Dodane, et Koné (2011) montrant l'évolution de la teneur en coliformes fécaux ainsi que l'abattement en œufs d'helminthes au cours du séchage des boues dans la ville de Dakar est mentionnée dans les tableaux 2 et 3.



Figure 4 : Boues de vidange séchées (Zurbrugg 2013)

Tableau 2 : Évolution de la teneur en coliformes fécaux à différents temps de séchage des boues à Dakar (Mbéguééré, Dodane, et Koné 2011)

	Type de boues	Charge en CF (UFC/100g)	Abattement (Ulog)	Nombres d'échantillons
Lit 1	Boues en séchage 1 ^{er} jour	2,70E+07	-	01
	Boues en séchage 15 ^{ème} jour	5,00E+04	2,7	01
Lit 2	Boues en séchage 1 ^{er} jour	6,50E+07	-	01
	Boues en séchage 15 ^{ème} jour	6,50E+04	3	01
Lit 3	Boues en séchage 1 ^{er} jour	1,70E+08	-	01
	Boues en séchage 15 ^{ème} jour	9,00E+04	3,2	01

Tableau 3 : Composition en Helminthes des boues déshydratées à Dakar (Mbéguééré, Dodane, et Koné 2011)

	Type de boues	Œufs d'helminthes (Nb/g)	Abattement (%)	Larves d'helminthes (Nb/g)	Abattement (%)	Nombre d'échantillons
Lit 1	Boues sèches 15 ^{ème} jour	0	-	72 (Ascaris I.)	-	01
	Boues entreposées 30 ^{ème} jour	0	-	88 (Ascaris I.)	-22	01
Lit 2	Boues sèches 15 ^{ème} jour	0	-	18 (Ascaris I.)	-	01
	Boues entreposées 30 ^{ème} jour	4 (2 Ascaris I, 2 Trichirus)	-	6 (Ascaris I.)	67	01
Lit 3	Boues sèches 15 ^{ème} jour	2 (Trichirus)	-	26 (Ascaris I.)	-	01
	Boues entreposées 30 ^{ème} jour	2 (Trichirus)	00	6 (Ascaris I.)	77	01

L'analyse de ces tableaux montrent que « les boues séchées ne sont pas hygiéniquement sûres et doivent passer par un système de compostage pour être utilisable en agriculture » (Mbégué, Dodane, et Koné 2011). Les recherches menées par le CREPA-Bénin (2006) pour la valorisation des BV « ont prouvé que les boues séchées co-compostées améliorent la fertilité des sols et concourent à de meilleurs rendements ». La matière organique dans les BVD peut augmenter la capacité de rétention en eau du sol, consolider la structure du sol, réduire l'érosion et peut constituer une source de nutriments (azote, phosphore, potassium) pour les plantes (Strande, Ronteltap, et Brdjanovic 2014).

3. Compostage et processus

3.1 Les caractéristiques du compostage

Une simple reproduction des pratiques de compostage ne donne pas toujours le meilleur résultat. En effet, la diversité des régions, des climats, des caractéristiques physico-chimiques et biologiques sont des paramètres qui influencent le processus de compostage (Misra, Roy, et Hiraoka 2005). Mais de façon générale, selon PORGO (2017) citant Leclerc (2012), le compostage se caractérise par :

- **Une production de chaleur** au début du processus (températures couramment observées comprises entre 40 et 70 °C) due à la forte activité des micro-organismes aérobies décomposeurs (oxydations exothermiques). Cette chaleur est à l'origine de l'élimination des micro-organismes pathogènes.
- **Une perte de masse et de volume** due à la perte de matière (CO₂ et H₂O produits à partir des molécules de matières organiques), à l'évaporation de l'eau sous l'effet de la chaleur et au tassement (perte de structure).
- **Une transformation des matières premières organiques** par voies chimique, biochimique (microbienne) et physique (changement de couleur, d'aspect, de granulométrie), notamment avec la production de composés humiques stabilisés.

Les caractéristiques se ressemblent, mais il existe différents types ou procédés de compostage.

3.2 Les différents types de compostage

Suivant la nature du processus de décomposition, on peut retenir trois types de compostage : le compostage aérobie, le compostage anaérobie et le vermicompostage (Misra, Roy, et Hiraoka 2005).

Le compostage aérobie a lieu en présence d'une grande quantité d'oxygène. Au cours de ce processus, les micro-organismes aérobies décomposent la matière organique et produisent du gaz carbonique (CO₂), de l'ammoniac, de l'eau, de la chaleur et de l'humus, qui est le produit organique final relativement stable. De plus, ce processus détruit de nombreux micro-organismes qui sont des pathogènes pour les humains ou les plantes, ainsi que les graines d'adventices, dans la mesure où la température atteinte est suffisamment élevée. Le compostage aérobie renferme les techniques telles que les andains retournés, les andains aérés passivement et les tas statiques aérés (PORGO 2017). Bien que les éléments nutritifs soient perdus en quantité plus importante lors du compostage aérobie, celui-ci est considéré plus efficace et utile que le compostage anaérobie pour la production agricole (Misra, Roy, et Hiraoka 2005).

Le compostage anaérobie se produit quand l'oxygène (O) est absent ou présent en quantité limitée. Dans ce processus, les microorganismes anaérobies dominent et élaborent des composés intermédiaires comme du méthane, des acides organiques, du sulfure d'hydrogène et d'autres substances. En l'absence d'oxygène, ces composés s'accumulent et ne sont pas métabolisés. Un grand nombre de ces composés ont des odeurs fortes et certains d'entre eux présentent une phyto-toxicité (Misra, Roy, et Hiraoka 2005). Le compostage anaérobie regroupe des techniques telles que le compostage en casier, en lits rectangulaires remués, en silos et en tambour rotatif (Misra, Roy, et Hiraoka 2005). Comme le compostage anaérobie est un processus s'effectuant à basse température, les graines d'adventices et les pathogènes ne sont pas affectés. De plus, le processus nécessite souvent plus de temps que le compostage aérobie. Ces inconvénients contrebalancent les avantages de ce processus, à savoir le peu de travail nécessaire et la perte limitée d'éléments nutritifs au cours du processus (Misra, Roy, et Hiraoka 2005).

Le vermicompostage (ou lombricompostage) est une approche récemment introduite. Pour Misra, Roy, et Hiraoka (2005), il ne s'agit pas d'un « compostage en tant que tel car les matières organiques ne sont pas décomposées par les micro-organismes, mais par dégradation enzymatique via le système digestif des vers de terre. Ce sont les déjections des vers qui sont utilisées ». Le vermicompostage donne un compost de haute qualité et ne nécessite pas un retournement physique du tas de compost. Cependant il présente un rendement plus faible par rapport aux autres méthodes.

Au Burkina Faso, le procédé de compostage le plus adopté est le compostage aérobie par andain retourné. C'est un procédé adapté aux PVD car il nécessite peu de moyens et permet de gagner du temps.

3.3 Le compostage aérobie et ses mécanismes

Le processus de compostage aérobie débute par la formation du tas ; ensuite les différentes phases du processus se succèdent. L'évolution de la température qui exprime l'activité de la succession de populations microbiennes liées aux modifications du milieu est la manifestation la plus perceptible de la dynamique du compostage. Elle permet de distinguer 4 phases comme l'indique la courbe de température en figure 5.

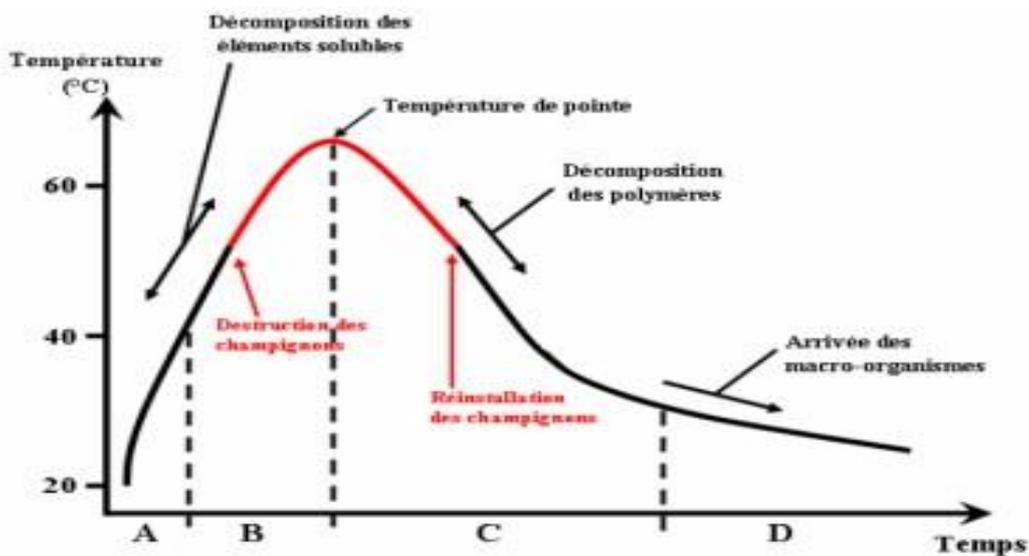


Figure 5 : Allure théorique de l'évolution des températures au cours du compostage (KABORE 2010)

La phase mésophile (A) : elle marque le point de départ du processus. Des micro-organismes mésophiles (bactéries et champignons dont la température de croissance optimale est comprise entre 20 et 45°C) se multiplient rapidement grâce aux sucres et acides aminés facilement disponibles. On constate une acidification et un dégagement important de CO₂ qui entraîne la diminution du rapport C/N (KABORE, 2010). Les bactéries mésophiles produisent de la chaleur par leur propre métabolisme et élèvent la température à un point tel que leurs propres activités sont inhibées. Alors, quelques champignons ainsi que de nombreuses bactéries thermophiles poursuivent le processus (Misra, Roy, et Hiraoka 2005).

La phase Thermophile (B) : Elle correspond au développement des actinomycètes et des bactéries thermophiles (dont la température de croissance optimale est comprise entre 50 et 70°C). Cette phase s'observe surtout au centre du tas où les températures peuvent atteindre 60 à 70°C (Cofie et al. 2009). Klingel et al. (2002) ont montré que lors du co-compostage des BVD avec les déchets organiques, « la température atteint 55°C à 60°C dans les andains lors de la phase thermophile ». L'augmentation de la température est cruciale pour la qualité du compost car la chaleur tue les pathogènes et les graines d'adventices. Cette phase s'accompagne

également des pertes en azote qui se minéralise sous forme ammoniacale (NH_4), pouvant par la suite être volatilisé sous forme d'ammoniac (NH_3) dans certaines conditions (ZNAÏDI, 2002).

La phase de refroidissement (C) : après les phases actives du compostage, succède la phase de maturation en passant par la phase de refroidissement. Cette dernière est la phase intermédiaire entre la phase thermophile et la phase de maturation. Le début de cette phase est identifiable lorsque le retournement ne provoque plus d'augmentation de la température du mélange. A ce stade, un autre groupe de champignons mésophiles apparaît. Ils sont responsables d'une étape importante de décomposition des matériaux composant les membranes cellulaires végétales comme la cellulose et l'hémicellulose. Elle prend fin avec le retour à la température ambiante (KABORE, 2010). Certains documents assimilent déjà cette phase à la maturation du compost.

La phase de maturation (D) : c'est la phase qui présente peu d'activités microbiologiques mais est adaptée à la colonisation par la macrofaune, en particulier les lombrics lorsque ceux-ci sont présents dans l'environnement du tas. Quand le compost est prêt, le tas devient plus homogène et moins biologiquement actif bien que des organismes mésophiles recolonisent le compost. Le matériau devient brun foncé ou noir. Les particules sont plus petites et homogènes, et la texture ressemble à celle d'un sol. Au cours du processus, la quantité d'humus augmente, le rapport entre le carbone et l'azote (C/N) diminue, le pH devient neutre, et la capacité d'échange du matériau augmente (Misra, Roy, et Hiraoka 2005).

Les trois premières phases sont relativement rapides par rapport à la phase de maturation et interviennent plusieurs fois en cycle après chaque retournement du tas. Leur durée ainsi que l'amplitude des variations dépendent cependant des matériaux de départ et des conditions techniques dans lesquelles s'effectue le compostage. La compréhension des mécanismes qui se succèdent au cours du compostage est importante surtout lorsqu'on ambitionne suivre les différents paramètres qui influencent la qualité du compost.

4. Les paramètres de suivi du compostage

4.1 La qualité des substrats à co-composter

La qualité finale du compost ne dépend pas seulement de la technique mise en œuvre pour le compostage. Elle dépend surtout de la qualité des substrats de départ. Si les caractéristiques des intrants montrent qu'ils sont favorables au compostage, on est déjà plus ou moins confiant en ce qui concerne la qualité du produit final. Dans le cas contraire, même si le compostage se passe dans de bonnes conditions, le compost ne saurait être de qualité. Cofie et al. (2009) en

caractérisant les BVD et les DS de la ville de Kumassi au Ghana ont montré qu'ils sont de bons intrants pour un compost de qualité (tableau 4). Les essais de co-compostage qu'ils ont réalisés ont confirmé leur hypothèse. DINGAMNAYEL (2014) en étudiant les performances des lits de séchage à Ouagadougou a estimé que les BVD sur ces lits se prêteraient au compostage. Le rapport de la direction de propreté de la ville de Ouagadougou en 2015 montre également que les DSM de la ville contiennent plus de 28% de déchets biodégradables notamment les déchets verts et putrescibles et les papiers cartons (Figure 6). Les BVD ainsi que les DSM de Ouagadougou se prêteraient donc bien au compostage.

Tableau 4 : Caractéristiques physico-chimiques des BVS et DSM bruts à co-composter (Cofie et al. 2009)

Parameters	Unit	Household waste	Market waste	Dewatered faecal sludge
pH		8.44 ± 0.68	9.04 ± 0.37	6.21 ± 0.99
Acidity	cmol/kg	1.03 ± 1.27	2.15 ± 1.48	2.30 ± 1.61
Moisture	%	50.65 ± 0.92	68.05 ± 1.34	42.30 ± 0.42
Carbon (C)	%	30.20 ± 14.90	32.81 ± 19.08	11.39 ± 7.70
Nitrogen (N)	%	1.43 ± 0.33	1.25 ± 0.93	1.05 ± 1.02
C:N		31.44 ± 6.93	28.49 ± 6.00	18.22 ± 11.12
Potassium	%	1.30 ± 0.64	0.94 ± 0.03	0.39 ± 0.41
Calcium	%	5.37 ± 3.77	6.17 ± 2.64	0.76 ± 0.54
Magnesium	%	2.32 ± 0.73	3.20 ± 2.93	3.29 ± 3.07
Phosphorus	%	0.46 ± 0.30	0.54 ± 0.07	1.02 ± 0.36

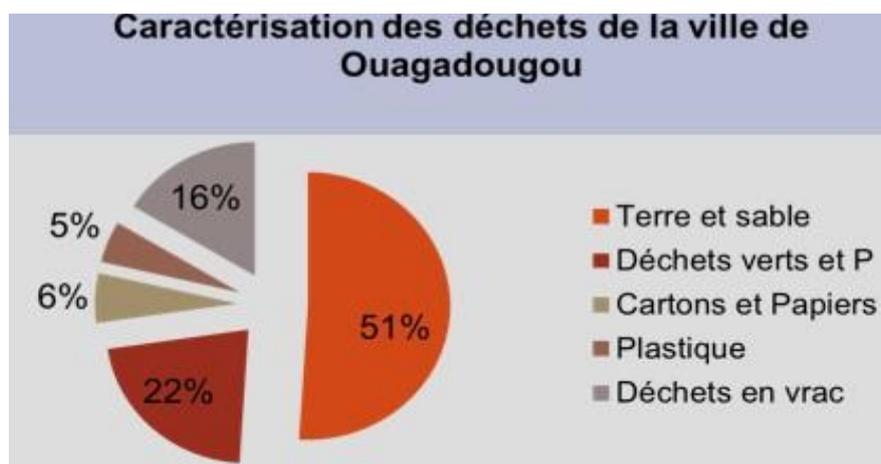


Figure 6 : caractérisation des DS de Ouagadougou (Direction de la Propreté, 2015)

4.2 L'aération

Le compostage aérobie nécessite d'importantes quantités d'oxygène, tout particulièrement lors du stade initial, car c'est elle qui déclenche le processus de compostage (Misra, Roy, et Hiraoka 2005). D'une part, quand l'approvisionnement en oxygène n'est pas suffisant, la croissance des

micro-organismes aérobies se trouve limitée, ce qui ralentit la décomposition. D'autre part, une aération régulière permet d'atténuer les pourrissements et les odeurs d'acidité dans les andains. Les systèmes d'aération sont entre autres les retournements manuels ou mécaniques et l'aération passive ou forcée. Dans les PVD, c'est le retournement manuel qui est le plus sollicité. La fréquence de retournement nécessaire pour une aération efficace est fonction du taux de décomposition, de la porosité des matériaux et de la durée désirée de compostage.

4.3 La granulométrie

La granulométrie des substrats compostés détermine la vitesse de décomposition. La réduction de la taille ou le déchiquetage/broyage des matières est une technique très utilisée qui augmente la surface disponible pour l'action des micro-organismes et offre une meilleure aération (Misra, Roy, et Hiraoka 2005). On retient cependant qu'une granulométrie trop fine diminue la circulation de l'air, provoquant ainsi une insuffisance d'oxygène (Charnay, 2005) ; par contre, une granulométrie trop élevée contribue à des apports en oxygène trop importants qui assèchent le compost, et qui réduisent la montée en température.

4.4 La teneur en eau

Une bonne humidité des substrats à composter est nécessaire pour assurer l'activité métabolique des micro-organismes. L'humidité optimale pour le compostage est généralement comprise entre 50 et 60% (Filemon 2008) ou entre 40 et 60% (Kaboré et al. 2009). Si la teneur en eau du tas baisse en dessous de 30%, le processus de décomposition de la matière organique ralentit considérablement, alors qu'au-dessus de 65% d'humidité, les échanges d'oxygène deviennent difficiles, créant ainsi des conditions anaérobies (Misra, Roy, et Hiraoka 2005). En pratique, il est conseillé d'arroser le tas en cours de décomposition pour maintenir son humidité entre 50 et 60% (Klingel et al. 2002).

4.5 La température

L'activité optimale des micro-organismes qui décomposent les déchets s'effectue à des plages de température bien définies. La température idéale pour les bactéries mésophiles se situe entre 20 et 45°C, tandis que les organismes thermophiles sont très actifs entre 50 et 70°C (Misra, Roy, et Hiraoka 2005). Les températures élevées caractérisent les processus de compostage aérobie et sont les indicateurs d'une activité microbiologique importante. Pour la destruction des germes pathogènes et des parasites présents dans les déchets, une température de 55°C

pendant cinq (5) jours consécutifs est nécessaire (Charnay, 2005). Par ailleurs le suivi de la température est une mesure indirecte de l'intensité de la biodégradation tout au long du processus de compostage (Bromblet et Somaroo 2015). De plus, une baisse de la température indiquerait une carence en oxygène qui pourrait ainsi être corrigée par un retournement du tas.

4.6 Le pH et la conductivité

Le pH conditionne l'activité microbiologique. Un pH acide est propice au développement des bactéries et des champignons en début de compostage, alors qu'en pH basique se développent plutôt les actinomycètes et les bactéries alcalines. L'optimum de pH se situe entre 5.5 et 8 et une extrême variation de la valeur du pH indiquerait des problèmes de décomposition pendant le processus (Guanzon et Holmer 2003).

La conductivité électrique témoigne de la qualité nutritive du compost. Une conductivité élevée pourrait être due à la dissolution du chlorure de sodium qui n'est pas bénéfique aux plantes. Ceci est particulièrement important pour l'application du compost dans l'agriculture, car une salinité élevée du sol peut inhiber la germination et la croissance des plantes. Cofie et al. (2009), en citant l'Association des Usines de Compostage Suisses (VKS), soulignent que la valeur maximale de la conductivité dans le compost final devrait être inférieure à 4 mS/cm pour une utilisation en jardinage de paysage par exemple.

4.7 Le rapport C/N

Le rapport C/N est l'un des facteurs le plus important qui affecte le processus de compostage et la qualité du compost. En effet, les bactéries utilisent le carbone comme source d'énergie et l'azote comme source protéique. Le procédé de compostage entraîne une décomposition de la matière organique, donc une consommation du carbone et de l'azote correspondant à la diminution du rapport carbone sur azote (C/N). Le rapport optimal C/N des substrats à composter se situe entre 25 et 30 (Fong et al., 1999) cité par (Zhu, 2006). Un rapport très élevé (supérieur à 40/1) ou très faible (inférieur à 20/1) des substrats perturberait le processus biologique de décomposition.

Le rapport C/N a été utilisé par de nombreux auteurs comme l'un des indicateurs de maturité du compost. Cependant, il ne peut pas être utilisé comme un indicateur absolu de la maturité en raison de sa variation qui dépend des matériaux de départ (Cofie et al. 2009). Le rapport C/N dans les composts est comparé au rapport C/N, proche de 10, des sols humiques (Charnay

,2005). Néanmoins, Wong et al. (2001) ont trouvé qu'une valeur autour ou en dessous de 20 est satisfaisante. Selon Albrecht (2007), l'ajout au sol d'un compost avec un rapport C/N inférieur à 15 ne pourrait pas altérer l'équilibre microbologique du sol.

4.8 Le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$

Les formes d'azote minéral sont des critères importants permettant de déterminer la qualité et la maturité des composts (Aylaj et Lhadi 2008). Lors de la décomposition des protéines, de l'ammonium est libéré. Vers la fin de la phase de chaleur, cet ammonium, en présence d'oxygène, est transformé en nitrite puis en nitrate (Larbi 2006). Fuchs et al. (2001) exigent un rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+ > 2$ concernant un compost mûr pour une utilisation en horticulture. Bernal et al. (1998) proposent un rapport plus strict de $NH_4^+/NO_3^- < 0,16$ pour un compost mûr. Ceci correspond à un rapport converti de $N-NO_3^-/N-NH_4^+ > 6,25$ (Cofie et al. 2009). Un compost mûr est pauvre en ammonium et riche en nitrate (Aylaj and Lhadi 2008). Une quantité de nitrite trop élevée reflète soit un compost jeune en pleine phase de nitrification, soit un compost mûr mal stocké, c'est-à-dire manquant d'aération. Dans ce cas, le nitrate est réduit en nitrite par certaines bactéries, ce qui diminue fortement sa qualité biologique (Fuchs 2002).

4.9 Microbiologie du compost

La décomposition de la matière organique en compost est régie essentiellement par les microorganismes et leur action enzymatique. Le compostage est l'une des biotechnologies la plus complexe au regard des diverses transformations physiques et biologiques qui ont lieu au cours de son processus. Pour le compostage aérobie, trois principaux groupes de microorganismes animent l'activité microbologique au cours des différents stades du compostage.

Les bactéries hétérotrophes (ou micro-organismes aérobies revivifiables) sont déjà généralement présentes en grande quantité dans tous les substrats qui peuvent être compostés. Le processus de compostage démarre donc généralement tout seul, sauf les cas particuliers de substrats stériles ou de conditions de milieu défavorables (trop sec ou trop acide). Les bactéries hétérotrophes oxydent les composés organiques afin de récupérer le carbone qui les composent. La prolifération de ce type de bactéries reflète de façon directe l'état d'activité du tas de compost (Misra, Roy, et Hiraoka 2005).

Les mycètes (champignons) sont majoritairement mésophiles et se développent entre 5 et 37°C avec une température optimale de 25-30°C ; ce qui explique qu'on les retrouve plus particulièrement en périphérie du compost. Ils préfèrent un environnement acide, mais tolèrent

un large éventail de pH, excepté les espèces *Coprinus* qui se développent presque exclusivement en environnement alcalin (Albrecht, 2007). Les mycètes agissent surtout sur les matières organiques complexes qui résistent aux bactéries, les dégradent en substances organiques simples et en molécules inorganiques pendant la phase de maturation (Charnay, 2005).

Un autre sous-groupe, les **actinomycètes**, a une grande importance au sein du compost. Ce sont des bactéries à filaments multicellulaires qui apparaissent pendant la phase thermophile et la phase de maturation (Tuomela et al. 2000). Les actinomycètes tolèrent des pH légèrement basiques mais leur croissance est lente. Ils peuvent cependant dégrader la cellulose et le lignite tout en tolérant des températures et un pH plus élevés que les champignons. L'activité de ces micro-organismes contribue grandement à la qualité du compost.

5. Qualité du compost

La qualité d'un compost est une notion difficile à définir. La principale exigence pour qu'un compost soit utilisé comme amendement efficace pour le sol et comme source de nutriments pour les plantes demeure son degré de stabilité et de maturité (Bernal et al. 1998). La stabilité fait référence à l'activité microbiologique tandis que la maturité témoigne de l'efficacité du compost à faire germer et croître les plantes sans effet phyto-toxique (Ocaña-Oviedo et al. 2015). Certains auteurs comme Zucconi, et al. (1985) ne distinguent pas explicitement la stabilité et la maturité en soutenant que les substances phyto-toxiques sont produites par les micro-organismes d'un compost instable. D'autres par contre suggèrent qu'un compost stable ne signifie pas nécessairement qu'il soit mature puisqu'il peut encore avoir un effet inhibiteur ou phyto-toxique sur la croissance des plantes (Tiquia and Tam 1998). La valeur agronomique et la qualité hygiénique du compost sont également déterminantes pour la qualité du compost.

5.1 Stabilité du compost

Selon ADAS Consulting Limited (2005), la stabilité d'un compost se réfère exclusivement à la résistance de la matière organique du compost à autre dégradation. Un compost est donc considéré comme stable dès que les réactions de dégradation à l'intérieur n'existent plus. Le degré de stabilité du compost est alors estimé par la biodégradabilité des matières organiques et par leur humification (Albrecht, 2007). Pour Bernal et al. (1998), La stabilité se réfère généralement à l'activité microbiologique qui est à la base de la dégradation de la matière organique. Le degré de stabilité peut donc être mesuré par des tests de respiration comme

l'évolution du dioxyde de carbone et des tests de consommation d'oxygène. Le suivi d'autres paramètres tels que le degré de décomposition, la teneur en eau, la température, la consommation d'azote, la couleur, les odeurs... permettent également d'apprécier la stabilité d'un compost (ADAS Consulting Limited, 2005).

5.2 Maturité du compost

Selon ADAS Consulting Limited (2005), un compost mature est un compost qui ne présente aucun effet négatif sur la germination et la croissance des plantes. Bernal et al. (1998) démontrent qu'un compost mature sous-entend un compost stable dont les substances phytotoxiques et les organismes pathogènes pour la plante sont absents. La maturité témoigne donc de l'efficacité du compost à faire germer et croître les plantes sans effet inhibiteur. La maturité d'un compost est donc déterminée par un test de germination et de croissance des plantes. Pour Zucconi, et al. (1985), un indice de germination $IG > 80\%$ témoignerait d'un compost très mature. Les rapports C/N et NO_3^-/NH_4^+ ont été également utilisés par de nombreux auteurs comme des indicateurs de maturité du compost. Charnay (2005) propose un rapport C/N proche de 10 et les Fuchs et al. (2001) suggèrent un rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+ > 2$ pour une utilisation du compost en horticulture par exemple. Pour ces auteurs qui insistent sur les rapports carbone/azote et nitrates/ammonium, en plus d'être dépourvus d'effets inhibiteurs pour les plantes, un compost mature ne devrait pas perturber l'équilibre microbiologique du sol. C'est dans ce sens que Albrecht (2007) démontrait qu'un rapport C/N inférieur à 15 ne peut pas altérer l'équilibre microbiologique du sol. Cependant, ces rapports ne peuvent pas être utilisés comme des indicateurs absolus de la maturité en raison de leurs variations qui dépendent des matériaux de départ, d'où la nécessité d'adjoindre toujours un test de germination (Cofie et al. 2009).

5.3 Qualité hygiénique du compost

La qualité hygiénique du compost décrit la teneur dans le compost en agents pathogènes pour les hommes, les animaux et pour les plantes. La recherche des coliformes et streptocoques fécaux ainsi que des parasites tels les œufs d'helminthes, les kystes, les salmonelles... dans le compost donne une idée de sa qualité hygiénique. L'élévation de la température pendant le processus de compostage est le facteur déterminant pour la qualité hygiénique du compost. Pour la destruction des germes pathogènes et des parasites présents dans les déchets, une température de 55°C pendant cinq (5) jours consécutifs est nécessaire (Charnay, 2005). Douma (2013), lui, parle « d'effet hygiéniste » du compost.

5.4 Qualité agronomique du compost

La qualité agronomique du compost témoigne de la quantité d'éléments fertilisants présents dans le compost. Les fertilisants majeurs (N, P et K) et les fertilisants mineurs (Ca, Mg, Na) sont des sels minéraux nécessaires pour une bonne croissance des plantes.

L'azote (N) : c'est l'élément fertilisant qui influence le plus la productivité végétale (Charnay 2005). Il est prélevé dans le sol sous forme, soit nitrique (NO_3^-), soit ammoniacal (NH_4^+) et joue plusieurs rôles dans le développement de la plante. L'azote est le moteur de la croissance végétale et contribue au développement végétatif de toutes les parties aériennes de la plante (feuilles, tiges et formation des graines).

Le phosphore (P) : il est un autre élément très important pour la croissance des plantes. Son action se concentre sur les racines dont il assure le bon développement. Il favorise également la résistance aux maladies et la fécondation (donc floraison, reproduction et fructification) (Larbi, 2006).

Le potassium (K) : c'est le troisième élément fertilisant majeur pour les plantes. Il contribue à favoriser la floraison et le développement des fruits. Il a également une action de renforcement de la résistance aux maladies et au froid, de la limitation de l'évapotranspiration, de la rigidité de la tige, et de la constitution de la réserve nutritive.

Le calcium (Ca) : il a un rôle extrêmement important dans la constitution des tissus végétaux et permet aux plantes de mieux se développer. Il permet également l'augmentation de la résistance des tissus végétaux, la meilleure tenue de la tige et le développement normal du système racinaire.

Le magnésium (Mg) : élément de base de la chlorophylle, il joue par conséquent un rôle important sur la photosynthèse. Il permet à la plante d'effectuer les transformations chimiques des éléments nutritifs, d'assurer l'assimilation et la migration du phosphore dans la plante.

Le Sodium (Na) : bien que le sodium joue un rôle mineur dans l'alimentation des plantes, un amendement au sodium a des effets positifs. Il règle la pression osmotique des cellules végétales et conduit à une utilisation plus efficace de l'eau. Il peut aider également à la synthèse de la chlorophylle et chez certaines plantes il peut être utilisé comme substitue du potassium.

Le tableau 5 résume les différents paramètres qui caractérisent un compost de qualité selon (ADAS Consulting Limited, 2005)

Tableau 5 : Caractéristiques d'un compost de qualité ADAS Consulting Limited (2005)

QUALITY PARAMETERS FOR FINISHED COMPOST	DESIRABLE VALUES
TOTAL NITROGEN	0-6%
TOTAL PHOSPHORUS	0.25%
TOTAL POTASSIUM	0.20%
CALCIUM	3.0%
MAGNESIUM	0.3%
TOTAL ORGANIC MATTER	>30
AVAILABLE ORGANIC MATTER	
CARBON/NITROGEN RATIO	12-22
TOTAL SALT CONDUCTIVITY	<3.5
SAR	<5
PH	5.5-8.5
MOISTURE	30-50
ARSENIC	<13 mg/kg
CADMIUM	<3.0
CHROMIUM	<210
COBALT	<34
COPPER	<400
LEAD	<150
MERCURY	<0.8
MOLYBDENUM	<5
NICKEL	<62
SELENIUM	<2
ZINC	<700
PCB	<0.5

5.5 Comparaison entre un compost et l'engrais chimique classique NPK selon OUEDRAOGO (2016)

Les différents aspects qui différencient une fertilisation à l'aide de compost et une fertilisation strictement par engrais minéraux sont résumés dans le tableau 6.

Tableau 6 : Comparaison entre compost et engrais chimique (NPK) selon (OUEDRAOGO, 2016)

Compost à base de BVD et de DS	Engrais Chimique
Très riche en matières organiques	Ne contient pas de matières organiques
Riche en NPK	Très riche en NPK
Nourrit le sol et les cultures	Nourrit seulement les cultures
Les éléments nutritifs sont libérés progressivement avec un impact positif à long terme sur le sol	Agit rapidement et pendant un temps très bref dans le sol
Améliore la structure du sol et sa perméabilité	Dégrade la structure du sol et sa perméabilité
Contient le calcium, le magnésium et les oligoéléments, indispensables à la croissance des plantes.	Ne contient ni calcium, ni magnésium et n'apporte pas d'oligo-élément aux plantes
Favorise la vie des micro-organismes du sol	Pas d'action en faveur de la vie des micro-organismes du sol
Produit naturel	Produit chimique de synthèse
Produit local	Produit importé

II. MATERIELS ET METHODES

1. Site de l'étude

Les différents essais de compostage se sont déroulés au CTVD de Ouagadougou situé précisément dans l'arrondissement de Nongr-mâassom à Polesgo (Figure 7). Il s'étale sur une superficie de soixante-dix (70) hectares et a commencé à accueillir ses premiers déchets le 15 avril 2005.

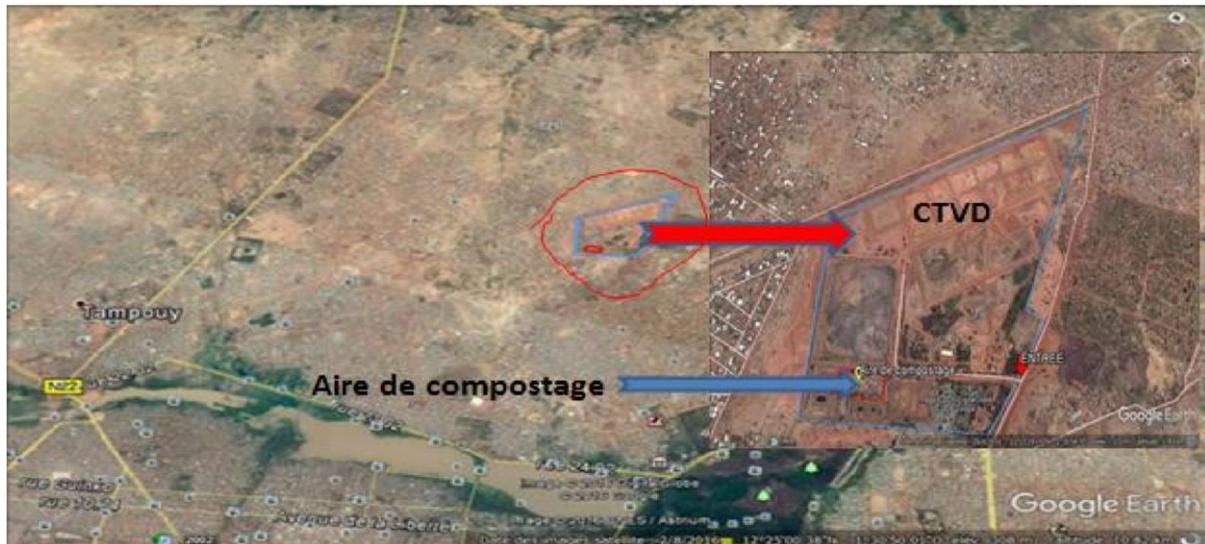


Figure 7 : Vue de loin et de près du CTVD de Ouagadougou.

2. Echantillonnage des intrants utilisés

2.1 Echantillonnage des BVD à la station de Zagtoui

L'objectif était non seulement de prélever une quantité de BVD représentatif du tas de BVD disponible afin de réaliser le compostage, mais aussi de caractériser les BVD. Pour ce faire, la méthode « d'échantillonnage dans un tas » proposée par Lambert et Cugnon (2017) et la méthode d'échantillonnage « pour analyse au laboratoire » de H. Saint Macary (2017) ont été utilisées. La première méthode suggère un prélèvement à différentes profondeurs (au moins 3) du tas répété au moins à dix endroits. La seconde complète la première en proposant les techniques de prélèvement en diagonale ou en zigzag (figure 8). Afin d'avoir un échantillon de 1m^3 qui serait le plus représentatif possible du tas de BVD, trois sous-échantillon de $0,5\text{m}^3$ chacun ont été prélevés par la technique de prélèvement en diagonale, puis en zigzag, et de façon aléatoire. Le mélange de ces sous-échantillons a constitué l'échantillon pour le compostage (figure 9). Pour obtenir l'échantillon élémentaire à analyser au laboratoire, la méthode des « 1/4 » proposée par Lambert et Cugnon (2017) (Figure 10) a été utilisée.

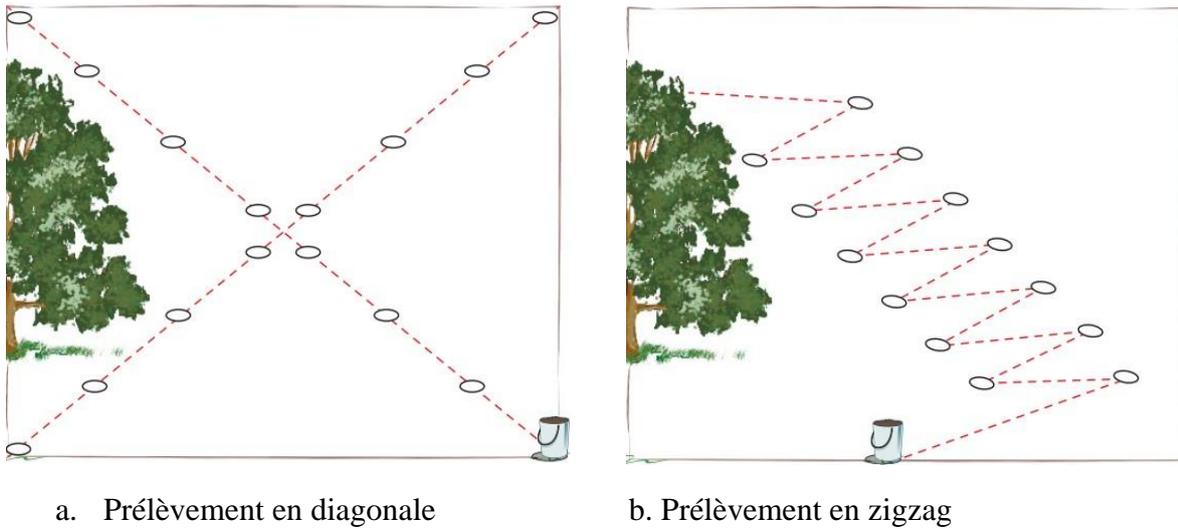


Figure 8 : Techniques de prélèvement (H. Saint Macary 2017)



Figure 9 : Echantillonnage de BVD pour le compostage (septembre 2017)

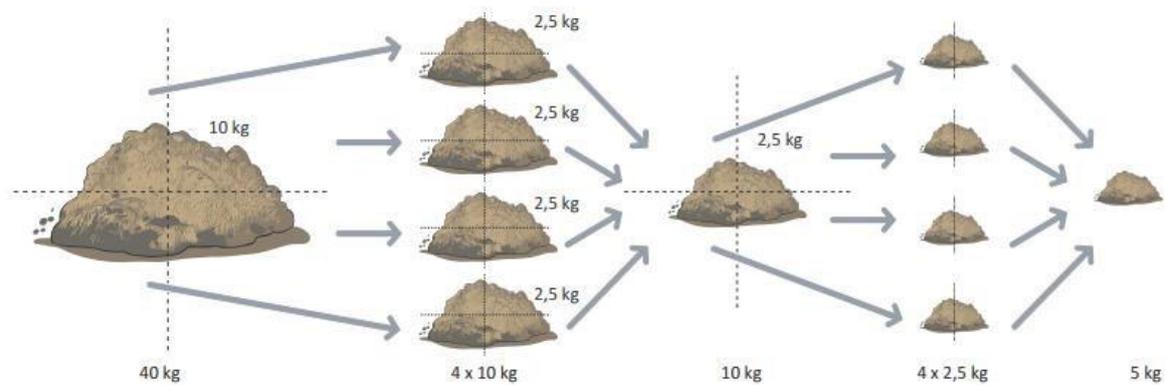


Figure 10 : Prise de l'échantillon élémentaire (technique des 1/4)

2.2 Tri des déchets solides

Les DSM à co-composter ont été obtenus à partir d'un bac d'ordures ménagères provenant d'un centre de pré-collecte de la ville de Ouagadougou. Un tri manuel de ces déchets a été réalisé afin de séparer la partie biodégradable nécessaire pour le compostage (figure 11.a). L'échantillon élémentaire à apporter au laboratoire a été prélevé suivant la technique des « 1/4 » de Lambert et Cugnon (2017) (figure 11.b)



a. Tri manuel



b. Prise de l'échantillon élémentaire

Figure 11 : Tri manuel et échantillonnage (septembre 2017)

3. Mise en andain

La méthode retenue est celle du compostage aérobie. La mise en andain a été réalisée en tenant compte des recommandations de Misra, Roy, et Hiraoka (2005) qui précisent que lorsque le tas est trop grand, des zones anaérobies peuvent se former à proximité du centre, ce qui ralentirait le processus ; par contre quand l'andain est de petite taille, elle perd rapidement sa chaleur. Ils suggèrent donc les dimensions minimales de 90 cm × 90 cm × 90 cm. Deux andains différents A1 et A2 ont été réalisés. Pour chaque andain, la partie biodégradable des DSM a été combinée avec les BVD dans les rapports de mélange en volume de DSM/BVD de 2/1 et de 3/1 respectivement pour A1 et A2. Les andains ainsi formés ont été recouverts d'un film plastique noir pour conserver l'humidité et la chaleur (figure 12). Les dimensions des andains, ainsi que les volumes d'intrants utilisés sont résumés dans le tableau 7.



Figure 12 : Les andains A1 et A2 (de gauche vers la droite)

Tableau 7 : Composition des andains de compost

	Andain 1 (A1)	Andain 2 (A2)
Dimensions (m)	1,2 × 1 × 0,9	1,5 × 1,15 × 0,9
Volume de DSM (m³)	0,7	1,05
Volume de BVD (m³)	0,35	0,35
Volume d'eau (m³)	0,9	0,13

4. Echantillonnage dans les andains

Les andains constitués ont été suivis pendant cent (100) jours. Ils ont été soumis à une prise de température journalière ainsi qu'à un retournement chaque semaine. L'humidité a été suivie et les andains ont régulièrement été arrosés lors des retournements pour maintenir leur humidité entre 50 et 60% surtout pendant la phase thermophile (Klingel et al. 2002). A chaque retournement, un échantillon représentatif de chaque andain est envoyé au laboratoire pour l'analyse des paramètres physico-chimiques et microbiologiques. Les échantillons représentatifs ont été constitués à partir d'un mélange de plusieurs prélèvements présentés sur la figure 13.

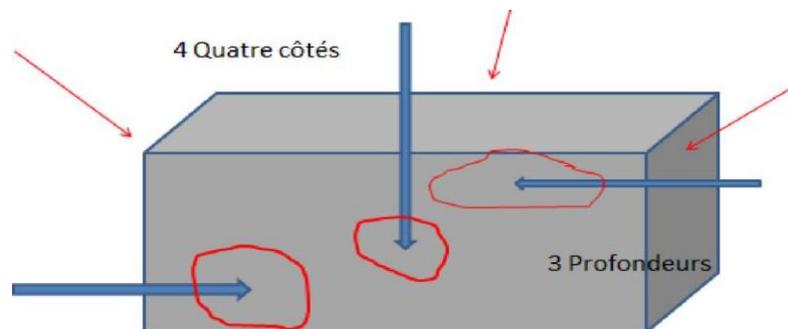


Figure 13: Modèle utilisé pour l'échantillonnage du compost dans les andains

5. Suivi des paramètres physico-chimiques au cours du compostage

5.1 Suivi de la température

La prise de température a été effectuée chaque jour autour de midi, à l'aide d'une sonde de température EcoScan Temp JKT à trois points de la diagonale de l'andain (les deux bouts et le centre). A chaque point, une prise a été effectuée à trois positions différentes sur l'axe vertical : une mesure à 30 cm sous le sommet du tas (sub-surface), une mesure au milieu et une dernière mesure à 30 cm au-dessus de la base du tas. Pour finir, la température moyenne a été déduite à partir des différentes valeurs obtenues.

5.2 Suivi du pH

Le pH a été mesuré à chaque retournement à l'aide d'une sonde pH-mètre pH WTW 3310 SET 2 plongée dans une solution mère de 10 ml d'eau distillée contenant un échantillon de 4 g de compost et agitée pendant 10 mn.

5.3 Suivi de la conductivité

La conductivité a été mesurée à chaque retournement à l'aide d'un conductimètre Cond WTW 3310 SET 1 plongé dans une solution mère de 20 ml d'eau distillée contenant un échantillon de 4 g de compost et agitée pendant 10 mn.

5.4 Suivi de la teneur en eau

La teneur en eau a été mesurée après chaque retournement par passage d'un échantillon de 1 g de compost à l'étuve (Memert 871629) à 105 °C pendant 24 h. L'équation suivante a permis de faire le calcul de la teneur en eau :

$$\%W_{H_2O} = \frac{m_0 - m_1}{m_0} \times 100$$

- $\%W_{H_2O}$: teneur en eau de l'échantillon
- m_0 (g) : masse initiale de l'échantillon avant passage à l'étuve
- m_1 (g) : masse de l'échantillon après étuvage

5.5 Suivi de la matière organique totale (MO)

La matière organique totale (MO) ou matière volatile en suspension (MVS) a été déterminée par passage de l'échantillon sorti de l'étuve au four (Carbolite) à 550 °C pendant 2 h. La fraction de matière organique a ainsi été déduite par la relation suivante :

$$\%MO = \frac{m_1 - m_2}{m_1} \times 100$$

- $\%MO$: teneur en matière organique totale
- m_1 (g) : masse d'échantillon étuvé avant son passage au four
- m_2 (g) : masse d'échantillon après passage au four

5.6 Suivi du carbone organique total (COT)

Le Carbone Organique Total (COT) a été estimé à partir de la matière organique. Nelson et Sommers (1982) proposaient de diviser la matière organique par un facteur de 1,76 pour obtenir la teneur en carbone. Pour ce présent travail, le facteur de 2 défini sur la base des travaux de Giroux et Audesse (2004) qui ont permis d'atteindre une meilleure appréciation concernant des amendements organiques a été utilisé.

$$\%COT = \frac{\%MO}{2}$$

- $\%COT$: teneur en carbone organique total
- $\%MO$: teneur en matière organique

5.7 Suivi de l'azote Kjeldhal (NTK)

Ce paramètre s'obtient après trois étapes :

- une minéralisation dans un tube Kjeldhal de 100 ml d'échantillon et 10 ml d'acide sulfurique concentré dans un minéralisateur BUCHI K-435 aux températures 180 °C pendant 2 h, 250 °C pendant 2 h, 340 °C pendant 2 h, suivis d'un refroidissement pendant 24 h.
- une distillation (au distillateur BUCHI K-355)
- un dosage par titrimétrie avec l'acide chlorhydrique à 0,04 mol/l.

La teneur en azote est finalement obtenue par la relation suivante :

$$\%NTK = \frac{0,014 \times 0,1 \times (V_1 - V_2)}{V_{PE}} \times 10$$

- $\%NTK$: teneur en azote total Kjeldhal V
- V_1 (ml HCl) : volume utilisé pour le dosage

- V_2 (ml HCl) : volume utilisé pour le blanc
- V_{PE} (ml) : volume de la prise d'essai

5.8 Suivi de l'azote ammoniacal N-NH₄, de l'azote nitrique N-NO₃

Préparer une solution mère de 5g de compost dans 50 ml d'eau distillée. Après filtration, remplir une cuve de 25 ml du filtrat. Y ajouter respectivement les réactifs de Nessler pour le N-NH₄, et Nitruver N-NO₃. Agiter le contenu et laisser réagir. Introduire les cuves dans le Spectrophotomètre DR 2000 pour la lecture. Le spectrophotomètre peut convertir automatiquement, lorsqu'on le souhaite, les valeurs de N-NH₄ et de N-NO₃ en respectivement NH₄⁺ et NO₃⁻.

5.9 Suivi de l'azote organique N_{org}

L'azote organique s'obtient en soustrayant l'azote ammoniacal de l'azote Kjeldhal.

$$\%N_{org} = \%NTK - \%N-NH_4$$

6. Suivi des paramètres microbiologiques au cours du compostage

Le suivi des paramètres microbiologiques au cours du compostage a été effectué par la mesure de la flore bactérienne ou bactéries hétérotrophes, des actinomycètes et des mycètes. Une solution mère a été obtenue à partir de 10 g d'échantillon de compost et 90 ml d'eau peptonée tamponnée. Un échantillon de 1 ml a été prélevé dans la solution mère, dilué dans 9 ml d'eau distillée (dilution 10⁻¹) et agitée au vortex. Des dilutions successives ont été effectuées à l'aide du réactif de Ringer et 1 ml de chaque dilution a étéensemencé dans une boîte de Pétri contenant des milieux de culture spécifiques (Tableau 8). Les différentes Unités Formant Colonie (UFC) ont été mesurées et exprimées en UFC/g de compost.

Tableau 8 : Récapitulatif des conditions d'ensemencement pour la microbiologie

Groupe cultivé	Température	Temps d'incubation	Milieu de culture	Références
BH	30°C, 37°C	18-24 h	Nutri agar Sabouraud	(Parthasarathi et al. 2007)
Actinomycètes	30°C, 37°C	10-12 jours	agar Sabouraud	(Parthasarathi et al. 2007)
Mycètes	25°C, 28°C	4-7 jours	agar	(Parthasarathi et al. 2007)

7. Evaluation de la qualité hygiénique du compost final

C'est la recherche des coliformes et streptocoques fécaux ainsi que des parasites tels les œufs d'helminthes et les kystes de protozoaires dans le compost qui donne une idée de sa qualité hygiénique. Cette évaluation s'est faite au début et à la fin du processus de compostage. A l'exemple du suivi des paramètres microbiologiques, la recherche de coliformes et streptocoques s'est faite à partir d'une solution mère de 10 g d'échantillon de compost et 90 ml d'eau peptonée tamponnée, diluée successivement avec de la solution de Ringer, puis ensemencée en profondeur dans des boîtes de Pétri contenant des milieux sélectifs (Tableau 9). Le dénombrement des œufs d'helminthes dans les BVD ainsi que dans le compost au début et à fin du processus a été réalisé en suivant la méthode modifiée de l'Agence Américaine de la Protection de l'Environnement US-EPA (Schwartzbrod J. et al 1998).

Tableau 9 : Récapitulatif des conditions d'ensemencement pour la qualité hygiénique

Bactéries	Milieu de culture	Méthode d'ensemencement	Temps et T° d'incubation	Références
Coliformes fécaux <i>Escherichia coli</i>	Chromocult et coliformes ES gélose	En profondeur	44 °C, 24h	9215A (APHA, AWWA, 1998)
Streptocoques fécaux	Slanetz Bartley gélose	En profondeur	37 °C, 48h	9215A (APHA, AWWA, 1998)

8. Evaluation de la teneur en éléments fertilisants du compost final

C'est l'appréciation de la teneur en éléments fertilisants qui permet d'apprécier la qualité agronomique du compost. Elle a porté sur le calcium (Ca), le magnésium (Mg), le potassium (K) et le phosphore (P).

La mesure du calcium (Ca) et du magnésium (Mg) a été effectuée par volumétrie à partir de la dilution de 1ml de solution mère dans 100 ml d'eau distillée. La solution mère a été préparée à partir de 1 g d'échantillon de compost dilué 10 ml d'eau distillée. Le titrage a été effectué à EDTA 0,02N.

La teneur en potassium (K) a été obtenue par mesure au multi-paramètre HANNA HI 4222 à partir d'une solution mère de 1g de compost dans 10 ml d'eau distillé.

Le phosphore a été mesuré au spectrophotomètre après une minéralisation d'une solution mère de 5 g de compost dans 25 ml d'eau distillée.

9. Evaluation de la phyto-toxicité du compost final

L'évaluation de la phytotoxicité a été effectuée à travers des essais de germination de graines de gombo (*Abelmoschus esculentus*) immergées dans une solution composée de 4g de compost dans 20ml d'eau distillée. Les tests ont été réalisés avec 10 graines de gombo placées sur du papier Whatman dans des boîtes de Pétri. L'eau déminéralisée a été utilisée comme témoin. Toutes les expériences ont été effectuées en triple. Les boîtes de Pétri ont été d'abord scellées avec du Parafilm pour minimiser les pertes en eau tout en permettant la pénétration de l'air, puis ont été maintenues dans l'obscurité pendant 72 h à 26 °C. L'indice de germination (IG) a été calculé par la formule de Zucconi et al. (1981) :

$$IG = \frac{nVSS \times RLS}{nVSC \times RLC} \times 100$$

- IG (%) : indice de germination
- nVSS : nombre de graines viables dans l'échantillon
- nVSC : nombre de graines viables dans le témoin
- RLS (mm) : longueur des racines dans l'échantillon
- RLC (mm) : longueur des racines dans le témoin

III. RESULTATS ET DISCUSSIONS

1. Les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des BVD et DSM bruts

Les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des BVD et DSM bruts sont résumées dans le tableau 10.

Tableau 10 : Caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques des BVD et DSM bruts.

Paramètres	Unités	BVD	DSM
pH		6,12 ± 0,01	7,85 ± 0,01
CE	mS/cm	3,50 ± 0,25	5,25 ± 0,75
Teneur en Eau	%	34,00 ± 2	20,00 ± 3
Matière Organique (MO)	%	25,62 ± 2,59	58,42 ± 5,1
Carbone C	%	12,81 ± 1,29	29,21 ± 2,55
NTK	%	1,22 ± 0,32	1,67 ± 0,08
N-NH4	%	0,43 ± 0,05	0,61 ± 0,02
N-NO3	%	0,47 ± 0,06	2,76 ± 0,79
Norg	%	0,79 ± 0,27	1,06 ± 0,1
C/N		18,99 ± 8,12	28,03 ± 5,05
Potassium K	%	0,74 ± 0,03	4,97 ± 0,35
Calcium Ca	%	0,36 ± 0,07	0,39 ± 0,04
Magnésium Mg	%	0,16 ± 0,02	0,17 ± 0,03
Phosphore	%	4,07 ± 1,12	5,30 ± 0,55
Coliformes Fécaux CF	UFC/g	1,20E+03 ± 3,47E+02	76,00 ± 19
E-Coli	UFC/g	3,99E+02 ± 1,16E+02	25,50 ± 6,5
Streptocoques Fécaux			
SF	UFC/g	37,00 ± 9	4,50 ± 1,5
œufs d'helminthes	oeufs/g	21,00 ± 2	

L'observation du Tableau 10 montre que les BVD et les DSM brutes ont un pH légèrement alcalin. Ces substrats qui ne sont donc pas acides permettraient un bon développement des bactéries. La teneur en matière organique est supérieure à 25% pour les BVD et supérieure à 58% pour les DSM. Il y a donc une bonne quantité de matières organiques pour permettre la

prolifération des populations de bactéries et de champignons. Le rapport C/N supérieur au moins à 20 pour l'ensemble des deux substrats laisse présager un produit final avec un rapport C/N inférieur au moins à 15, compte tenu de la consommation de C par les micro-organismes qui conduirait également à une production de N tout au long du compostage. Les caractéristiques des BVD ainsi que des DSM bruts répondent également aux critères des normes recommandées par les laboratoires canadiennes pour les substrats de qualité pour un compostage (A&L Canada Laboratories, 2005). La présence de minéraux tels que le calcium, le magnésium, le potassium ainsi que le phosphore qui sont nécessaires pour les plantes, conforte davantage la qualité de ces substrats.

Cependant, une faible teneur en eau des BVD et des DSM est constatée. Elle serait due au fait que les BVD et les DSM sont exposés au soleil. Mais elle a été corrigée tout au long du processus de compostage par arrosage comme le préconise Klingel et al. (2002) afin de maintenir l'humidité entre 50 et 60% pour permettre une bonne décomposition. En outre, la teneur en azote est faible dans les deux substrats. Les DSM contiennent plus d'azote que les BVD. Cela s'expliquerait par la perte d'azote pendant le processus de déshydratation lors du traitement des BV.

Il y a également une présence d'œufs d'helminthes estimée à plus de 20 œufs dans 1 g de BVD. OUEDRAOGO (2016) en caractérisant les BVD de Zagtoui en 2015 dénombrait en moyenne autour de 100 œufs d'helminthes et kystes de protozoaires par gramme. L'exposition de ces BVD au soleil, aurait réduit le nombre de parasites car comme le soutient Klingel et al. (2002), le séchage naturel même s'il ne permet pas d'atteindre une siccité suffisante pour assurer la destruction totale des pathogènes, peut favoriser leur élimination lors d'un stockage de longue durée. Mais les résultats trouvés concernant les caractéristiques hygiéniques des BVD brutes au cours de ce travail restent loin des limites recommandées par l'OMS qui sont de 0 œuf dans 1g pour une valorisation directe des BVD en agriculture. Cependant, avec l'élévation de la température lors du compostage, le produit final pourrait être hygiénique.

De façon globale, les caractéristiques présentées dans le tableau 10 montrent que les BVD et les DSM bruts constituent de bonnes matières premières pour la production d'un compost de qualité. Cofie et al. (2009) au Ghana ont abouti à un compost de qualité en utilisant des substrats dont les caractéristiques physico-chimiques et microbiologiques étaient proches de celles des BVD et des DSM bruts utilisés pour notre travail.

Une fois les BVD et les DSM caractérisés, nous avons procédé à la mise en andains et nous avons commencé le suivi de l'évolution des paramètres physico-chimiques dans ces andains pendant la durée du processus de compostage.

2. Evolution des paramètres physico-chimiques au cours du compostage

La température, le pH, la conductivité électrique, la teneur en eau, la matière organique, le carbone organique total, l'azote sous ses différentes formes, les rapports C/N et N-NO₃/N-NH₄ sont entre autres les paramètres physico-chimiques que nous avons suivis au cours du processus de co-compostage (annexes 1 et 2).

2.1 La température

L'évolution de la température dans les deux andains est présentée dans Les figures 14 et 15. La figure 16 montre l'évolution de la température moyenne dans les deux andains pendant le compostage.

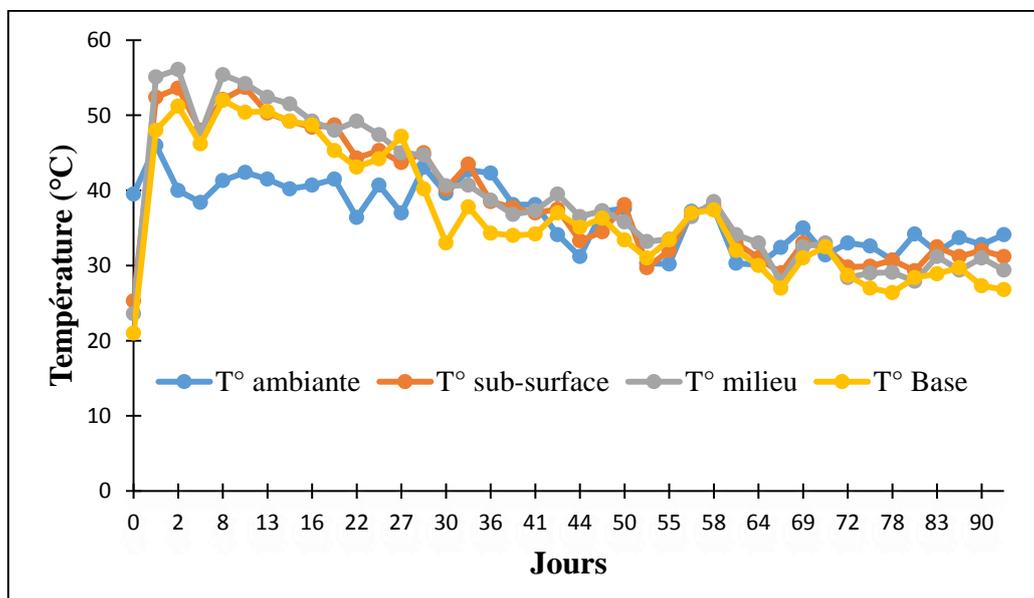


Figure 14 : Evolution de la température dans l'andain A1

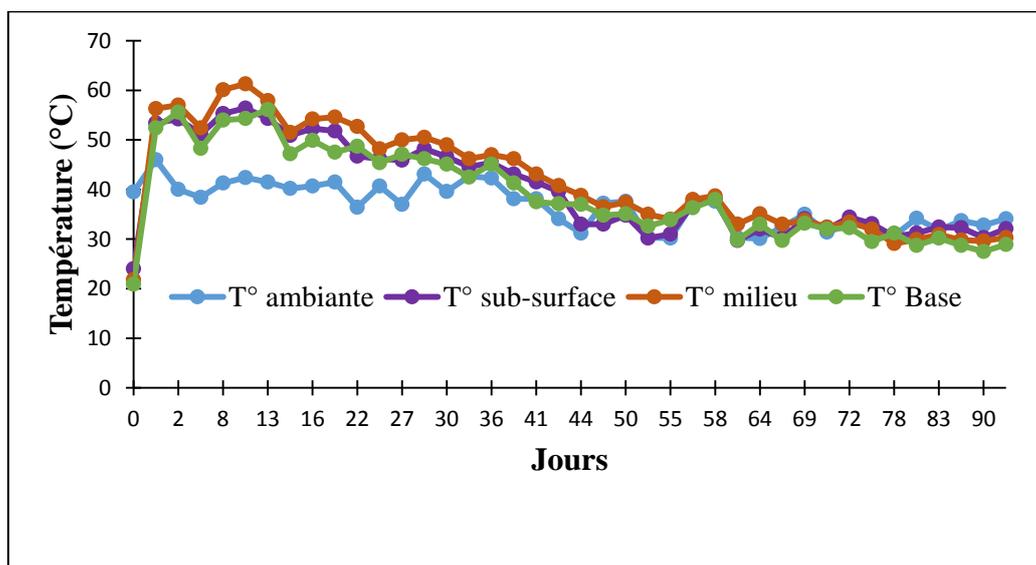


Figure 15 : Evolution de la température dans l'andain A2

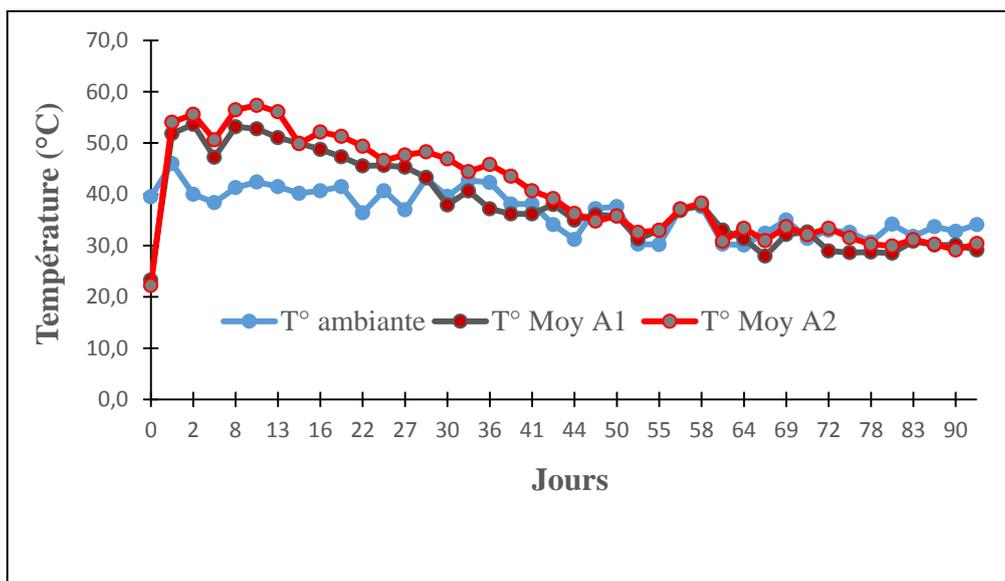


Figure 16 : Comparaison de l'évolution de la température moyenne dans A1 et A2

Ces trois figures présentent toutes, trois phases. Une première phase marquée par une élévation rapide de la température, une deuxième marquée par le maintien des températures élevées et une dernière phase qui montre une chute progressive de la température jusqu'à une stabilisation vers le 36^{ème} jour pour A1 et le 50^{ème} jour pour A2. Au cours de la majeure partie du processus, la température à l'intérieur des tas reste au-dessus de la température ambiante et le centre du tas reste la partie la plus chaude pendant la phase thermophile avec des pics de températures de 56°C et de 61°C respectivement pour les andains A1 et A2.

La phase des températures élevées ($\geq 50^{\circ}\text{C}$) est la phase thermophile. Elle débute après un jour dans les deux tas et se maintient pendant quinze (15) jours dans l'andain A1 et pendant vingt et un (21) jours dans l'andain A2. Misra, Roy, et Hiraoka (2005) soulignaient d'ailleurs que dans les pays chauds, la phase thermophile débute au plus tard après deux jours de mise en tas. Cette élévation brusque de la température serait due aux réactions d'oxydation de la matière organique et des composés azotés en début de compostage par les micro-organismes.

En outre, le contact de la surface et de la base du tas avec l'air justifierait le fait que ces parties sont moins chaudes que le centre du tas. Par ailleurs, l'élévation de la température se déporte vers le haut pendant la maturation. Cet effet serait dû au glissement des particules les plus petites (déjà dégradées) depuis le sommet et le milieu vers la base du tas, entraînant la formation d'une zone plus tassée et moins aérée en base avec une activité microbienne réduite.

La diminution progressive de la matière organique entraîne la diminution de l'activité microbiologique, ce qui expliquerait la baisse progressive de la température dans les tas jusqu'à stabilisation.

En comparant les températures moyennes dans les deux tas, en plus du fait que la phase thermophile a duré plus longtemps dans l'andain A2 que dans A1, on observe que les pics de températures moyennes de A2 sont supérieurs à ceux de A1 (figure 16). L'activité microbiologique a donc été plus intense dans A2 que dans A1. Cela s'explique par le fait que A2 est plus grand en volume que A1 et que le rapport en volume de DSM/BVD donne plus de DSM biodégradables en A2 par rapport à A1. Cofie et al. (2009) ont obtenu des résultats similaires lors de leurs essais de co-compostage de BVD et de DSM au Ghana. Cependant, bien que n'ayant pas réussi à conserver une température de 55°C pendant cinq (5) jours consécutifs comme l'exige Charnay (2005) pour s'assurer de l'élimination de la majorité des pathogènes, la durée de plus de deux semaines de la phase thermophile laisse présager un compost final de qualité hygiénique acceptable comme le soulignent Misra, Roy, et Hiraoka (2005), et comme l'ont montré les travaux de Albrecht (2007), KABORE (2010) et SEBGO (2016).

2.2 Le pH

L'évolution du pH dans les deux andains est présentée dans la figure 17.

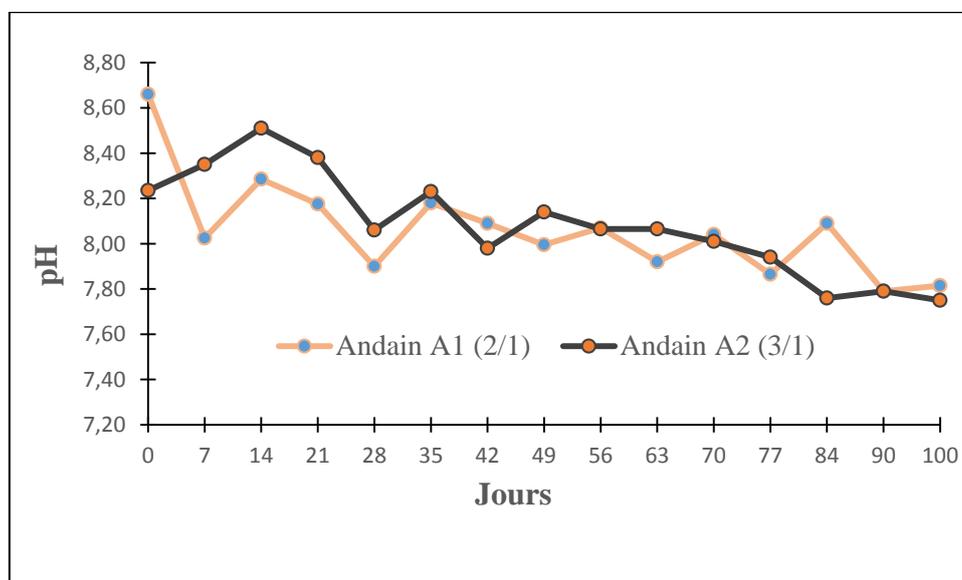


Figure 17 : Evolution du pH dans les andains A1 et A2

L'andain A1 présente un pH alcalin qui diminue pendant les sept (7) premiers jours du processus, puis qui remontent légèrement jusqu'au quatorzième jour, avant de tendre vers la

neutralité. L'andain A2 montre un pH alcalin les quatorze premiers jours, puis des valeurs de pH qui baissent jusqu'au vingt-huitième jour, suivies d'une légère remontée de ces valeurs avant de tendre enfin vers un pH neutre. La valeur maximale du pH de A1 est 8,66 et est mesurée le premier jour. Celle de A2 est 8,51 et est mesurée le quatorzième jour.

La baisse du pH s'expliquerait par la production d'acides organiques pendant la phase mésophile comme l'indique Larbi (2006).

Ces acides produits sont ensuite dégradés ou volatilisés. En même temps, de l'ammonium est formé par hydrolyse et désamination des protéines (ammonification). Ces deux processus combinés conduisent à une nouvelle élévation du pH pendant la phase thermophile.

Lors de la nitrification (phase de maturation), l'ammonium est transformé en nitrate, ce qui a pour effet de faire retomber légèrement le pH (Larbi 2006). Les valeurs finales de pH sont 7,82 et 7,75 respectivement pour A1 et A2.

Les résultats de nos travaux corroborent ceux de Albrecht (2007) qui fixe le pH optimum d'un compost mature entre 7 et 9. Cofie et al. (2009) ont également obtenu des résultats similaires en suivant le co-compostage de BVD et de DSM au Ghana.

2.3 La conductivité électrique (CE)

L'évolution de la CE dans les deux tas est présentée dans la figure 18.

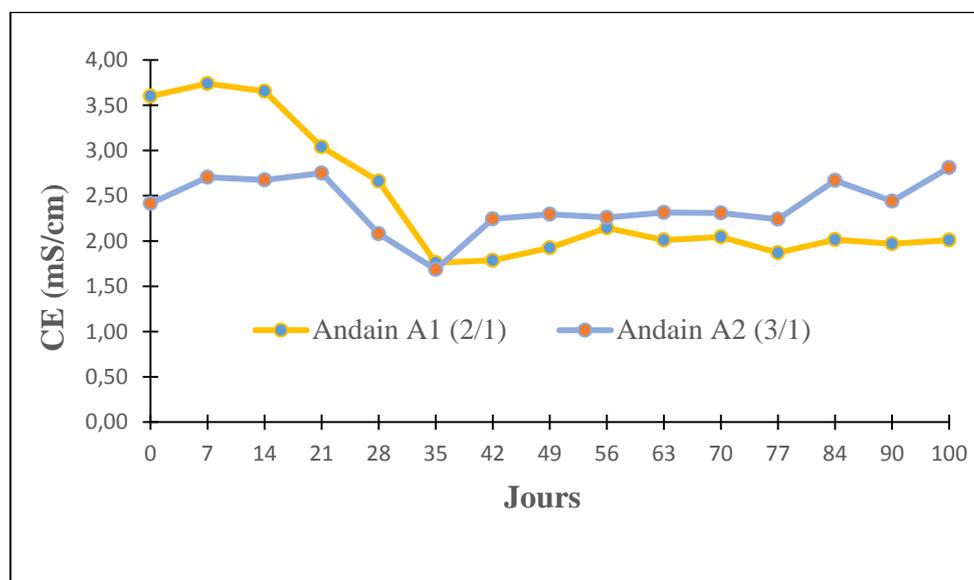


Figure 18 : Evolution de la CE dans les andains A1 et A2

L'observation de la figure 18 montre une même variation du CE dans les deux andains. Jusqu'au 35^{ème} jour, la CE diminue sensiblement de 3,6 mS/cm à 1,79 mS/cm pour A1 et de 2,75 mS/cm à 1,68 mS/cm pour A2. Au de-là du 35^{ème} jour, la CE remonte progressivement pour se stabiliser

autour d'une valeur de 2 mS/cm et de 2,3 mS/cm respectivement pour A1 et A2. Après le 84^{ème} jour, la CE remonte légèrement en A2 jusqu'à 2,81 mS/cm en fin de processus.

Les valeurs élevées de CE au début du processus seraient dues à la salinité des intrants, notamment les BVD, ce qui expliquerait du même coup la valeur plus élevée de CE dans A1 qui contient en moyenne plus de BVD que A2. La diminution de la CE s'expliquerait par la précipitation des sels minéraux ou par le lessivage des sels suite aux arrosages du compost avec de l'eau du robinet à faible salinité. Cette diminution de la valeur de la CE a été rapportée également par ZNAÏDI (2002) et PORGO (2017) pendant leurs travaux de mémoire de master.

La remontée progressive de la valeur de CE pourrait s'expliquer par la production de N-NO₃ pendant la maturation. En effet des corrélations directes significatives ont été trouvées entre les concentrations de nitrates et les valeurs de conductivité électrique dans différents mélanges de compostage par Sánchez-Monedero et al. (2001). La concentration des nutriments (calcium, magnésium, potassium, sodium et phosphore) pourrait expliquer également l'élévation de la CE (Aylaj et Lhadi 2008). On pourrait admettre donc que la valeur finale de CE qui est plus élevée dans A2 est due au fait que le compost de A2 est plus riche en nutriments que celui de A1.

La même variation de CE a été rapportée par Charnay (2005) et Albrecht (2007) lors de leurs travaux de thèse.

2.4 La teneur en eau (W)

La teneur en eau (W) a été évaluée dans les deux andains après chaque retournement. L'évolution de la W dans les deux tas est présentée par la figure 19.

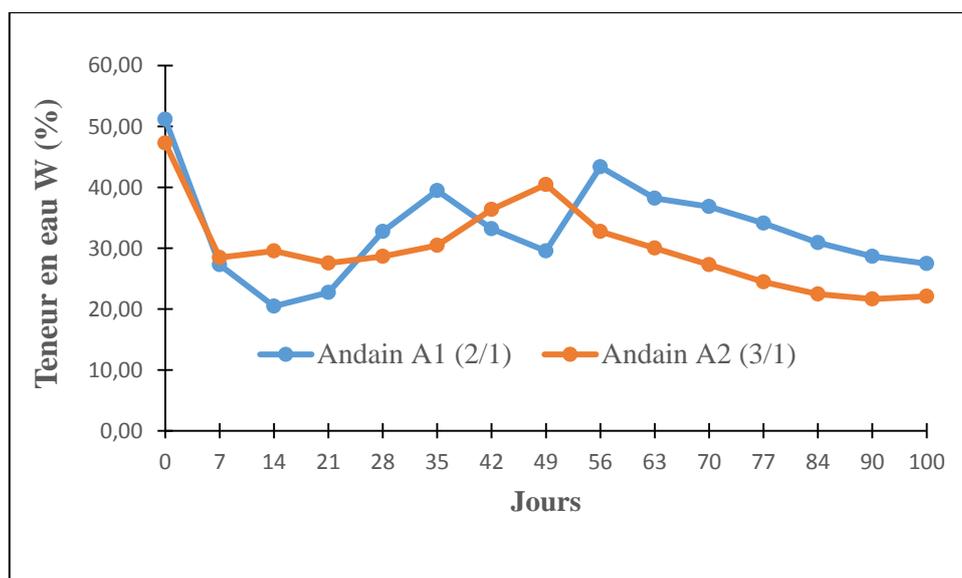


Figure 19 : Evolution de la W dans les andains A1 et A2

L'observation de la figure 19 montre des variations similaires de la W dans les deux andains. Lors de chaque retournement (une fois par semaine) les andains étaient arrosés afin de conserver une humidité comprise entre 50 et 60% qui est la valeur optimum pour permettre une bonne activité microbiologique (KABORE 2010). Cependant, les valeurs de W sont faibles (autour de 20%) les premiers jours du compostage. A partir du 21^{ème} jour les W ont progressivement augmenté jusqu'au 49^{ème} jour pour A2 et au 56^{ème} jour pour A1. Puis la W diminue progressivement jusqu'à des valeurs finales de 27,45 et 22,09 respectivement pour A1 et A2. La perte rapide d'eau les vingt premiers jours du processus, bien que les andains soient régulièrement arrosés, pourrait s'expliquer par la forte activité des micro-organismes thermophiles qui élève considérablement la température à l'intérieur des tas. Elle pourrait être attribuée également à la porosité du compost au début ainsi qu'à l'effet de l'évaporation.

La reprise de la croissance de la W serait due au ralentissement de l'activité microbiologique. La phase thermophile tirant vers sa fin, l'élévation de la température à l'intérieur du tas diminue progressivement.

La phase de baisse progressive de la W serait due non seulement à l'évaporation naturelle, mais surtout au fait qu'après le 49^{ème} jour pour A1 et du 56^{ème} jour pour A2, les tas n'étaient plus arrosés.

Douma (2013) a mesuré des semblables chutes de l'humidité allant de 65 % à 36 % pour un co-compostage en andain en étudiant l'influence du retournement au cours du compostage et il explique les pertes d'eau par les mêmes raisons.

2.5 La matière organique (MO) et le carbone organique total (COT)

L'évolution de la MO est présentée dans la figure 20 et celle du COT dans la figure 21.

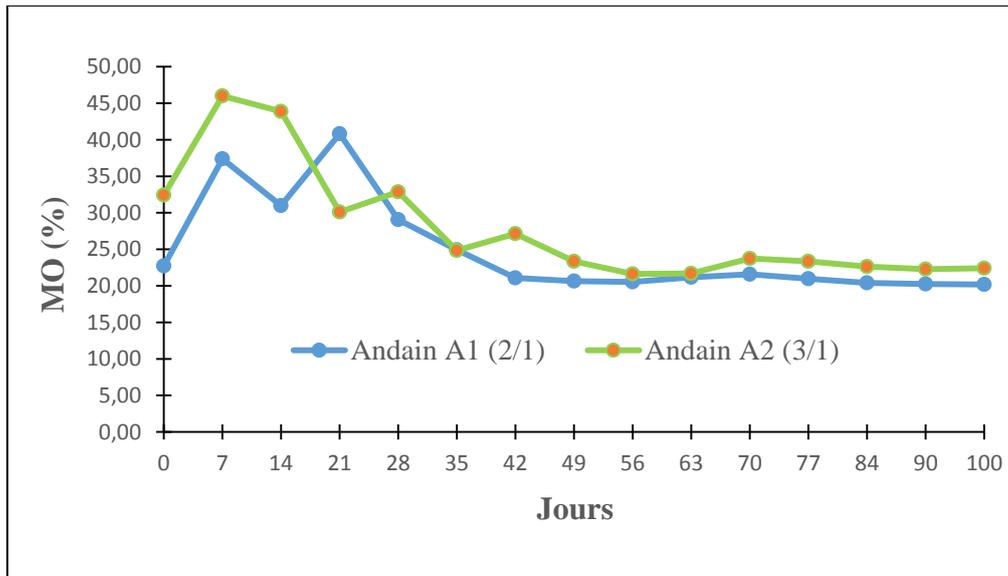


Figure 20 : Evolution de la MO dans les andains A1 et A2

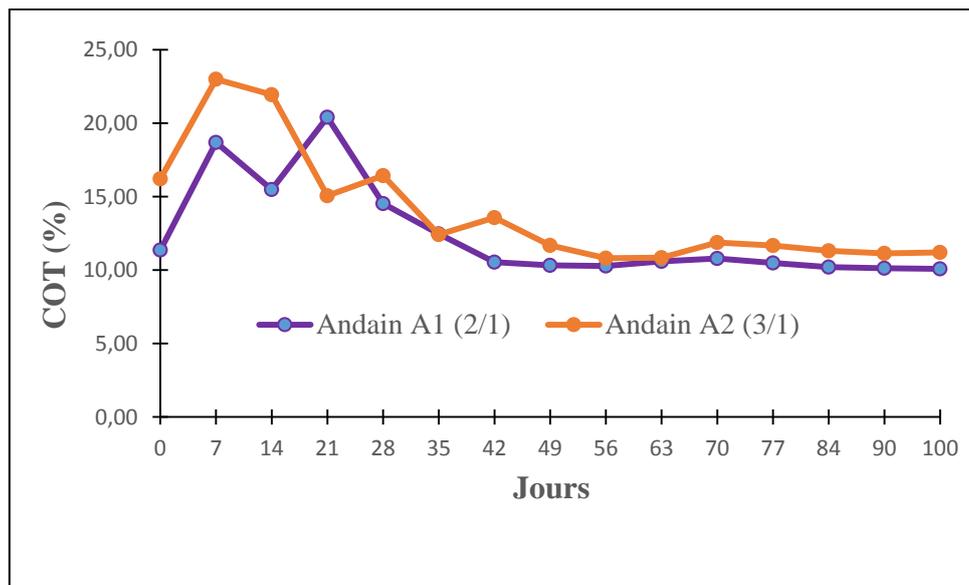


Figure 21 : Evolution du COT dans les andains A1 et A2

L'observation des figures 20 et 21 montre que la MO et le COT ont eu une évolution similaire dans les deux andains au cours du processus avec des teneurs en MO et en COT généralement plus élevées en A2 qu'en A1. La MO et le COT ont varié sensiblement jusqu'au 49^{ème} jour pour A1 et jusqu'au 70^{ème} jour pour A2, puis ils ont une tendance à la stabilisation. Avec des teneurs maximales les premiers jours de 40,82% pour A1 et 46% pour A2, la MO décroît vers des teneurs finales de 20,18 et 22,40% respectivement pour A1 et A2. Le COT a diminué de 20,41% à 10,09% et de 23% à 11,20% respectivement pour A1 et A2.

La baisse de la teneur en matière organique au cours du compostage pourrait s'expliquer par la minéralisation des substrats. En début de compostage, la dégradation de la matière organique présente est rapide sous l'action des micro-organismes présents. Par la suite, cette décomposition est ralentie du fait qu'il y a de moins en moins de matière organique à dégrader. Cofie et al. (2009) ont observé une baisse de la MO de pratiquement 40% à 21% en étudiant le co-compostage des BVD et des DSM au Ghana. Douma (2013) explique cette diminution par la minéralisation de la MO sous l'action des micro-organismes. Par ailleurs, le ralentissement de la minéralisation à partir du quarante-neuvième jour marquerait le début de la phase de maturation du compost, car plus la matière organique est stable, plus l'activité microbienne est faible (Douma 2013). La teneur finale de la MO dans nos deux andains respecte les limites ($MO \geq 20$) fixées par Albrecht (2007) lors de ces travaux de thèse. Cependant, en considérant les valeurs ($MO \geq 30$) fixées par ADAS Consulting Limited (2005), les composts des deux andains ont une faible teneur en MO.

2.6 Les changements dans les formes d'azote

Au cours du processus de compostage, l'azote subit plusieurs transformations. Il passe de la forme ammoniacale ($N-NH_4^+$) à la forme nitrique ($N-NO_3^-$) en passant par sa forme nitreuse ($N-NO_2^-$). L'azote total dans le compost est la somme de l'azote réduit ou azote total Kjeldahl (NTK) qui comprend l'azote organique (N_{org}) et le $N-NH_4^+$ et de l'azote oxydé ($N_{oxydé}$) qui comprend le $N-NO_2^-$ et le $N-NO_3^-$. Le $N-NO_2^-$ étant une forme très instable, il n'a pas fait l'objet d'une analyse poussée dans notre cas. Nous l'avons simplement déterminé à chaque moment en vue d'estimer l'azote total (N). Les autres formes d'azote ont été suivies et étudiées.

2.6.1 L'azote ammoniacal ($N-NH_4^+$)

L'évolution du $N-NH_4^+$ au cours du compostage dans les deux andains est présentée dans la figure 22.

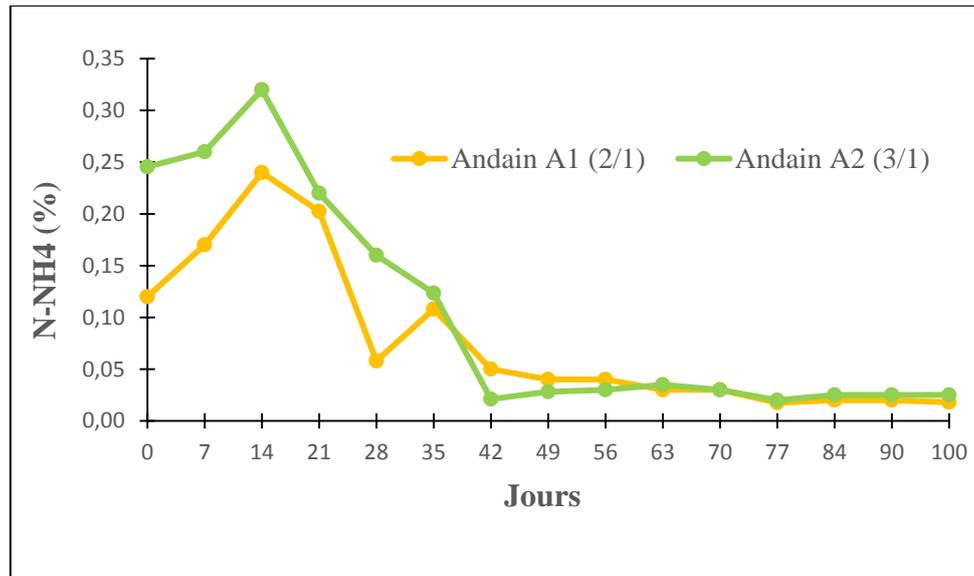


Figure 22 : Evolution du N-NH₄⁺ dans les andains A1 et A2

La figure 22 montre une variation similaire de la teneur du N-NH₄⁺ dans les deux andains A1 et A2. Les premiers jours du processus, le N-NH₄⁺ croit vers des concentrations maximales de 32% et de 24% respectivement pour A2 enregistrées le quatorzième jour du compostage. Ensuite, les concentrations ont diminué continuellement jusqu'au 42^{ème} jour et se sont stabilisées enfin vers une valeur finale de 0,02% dans les deux andains.

L'augmentation de la concentration de N-NH₄⁺ les premiers jours serait due à la dégradation intense de la matière qui entraîne la production d'ammonium suite à la minéralisation de l'azote organique. L'activité microbiologique qui était plus intense dans A2 que dans A1 du fait de la quantité plus abondante de DSM biodégradables en A2, expliquerait les valeurs plus élevées de N-NH₄⁺ en A2.

La diminution des concentrations de N-NH₄⁺ serait due à l'oxydation progressive du N-NH₄⁺ en N-NO₃⁻ en passant par le N-NO₂⁻.

Aylaj et Lhadi (2008) ont observé, en étudiant la stabilité et la maturité d'un compost obtenu à partir de déchets ménagers et de déchets de poulets, une décroissance de la concentration de N-NH₄⁺ de 0,21% à 0,05% après deux semaines de compostage. L'oxydation du N-NH₄⁺ pendant la maturation a été utilisée par ces auteurs pour expliquer cette décroissance du N-NH₄⁺. Les résultats de nos travaux corroborent également ceux de Cofie et al. (2009) qui ont constaté une diminution puis une stabilisation de la valeur de N-NH₄⁺ à 0,01% après 50 jours de co-compostage de BVD et de DSM au Ghana.

2.6.2 L'azote nitrate (N-NO₃⁻)

L'évolution de la concentration de N-NO₃⁻ au cours du compostage dans les deux tas est résumée dans la figure 23.

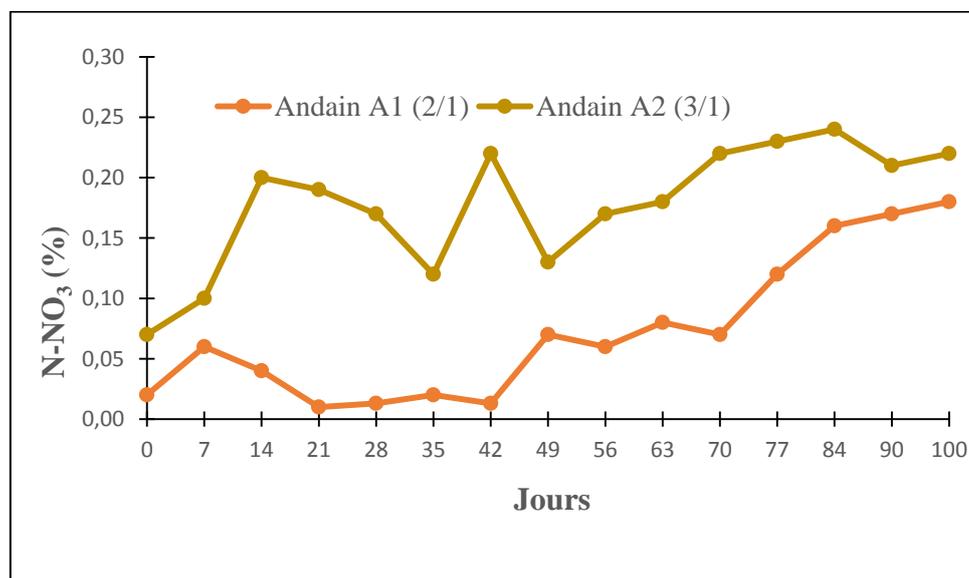


Figure 23 : Evolution du N-NO₃⁻ dans les andains A1 et A2

L'observation de la figure 23 montre pour A1 une faible teneur de N-NO₃⁻ en début de processus. Après le 42^{ème} jour, cette teneur augmente progressivement pour passer de 0,01% à 0,18% à la fin du processus. Pour A2, les concentrations en N-NO₃⁻ ne sont pas négligeables en début de processus comme pour A1. Elles atteignent déjà 0,2% le 14^{ème} jour. Ces concentrations vont légèrement diminuer jusqu'au 35^{ème} jour puis reprendre à croître jusqu'à 22% en fin de processus.

Les faibles valeurs de N-NO₃⁻ les premiers jours surtout en A1 seraient dues au fait que l'oxydation du N-NH₄⁺ n'a pas encore commencé. En A2, les valeurs de N-NO₃⁻ les premiers jours ne sont pas négligeables comme en A1, mais demeurent inférieures aux valeurs de N-NH₄⁺ (figure 22). Les fortes teneurs de N-NH₄⁺ en A2 en début de processus rendraient sensible le début de nitrification en la faveur de l'apport en oxygène lors des retournements. Cela expliquerait les concentrations sensibles de N-NO₃⁻ les premiers jours de compostage. Selon Aylaj et Lhadi (2008), le N-NH₄⁺ en présence d'oxygène peut « être oxydé en nitrates et nitrites, par les organismes fixants d'azote ».

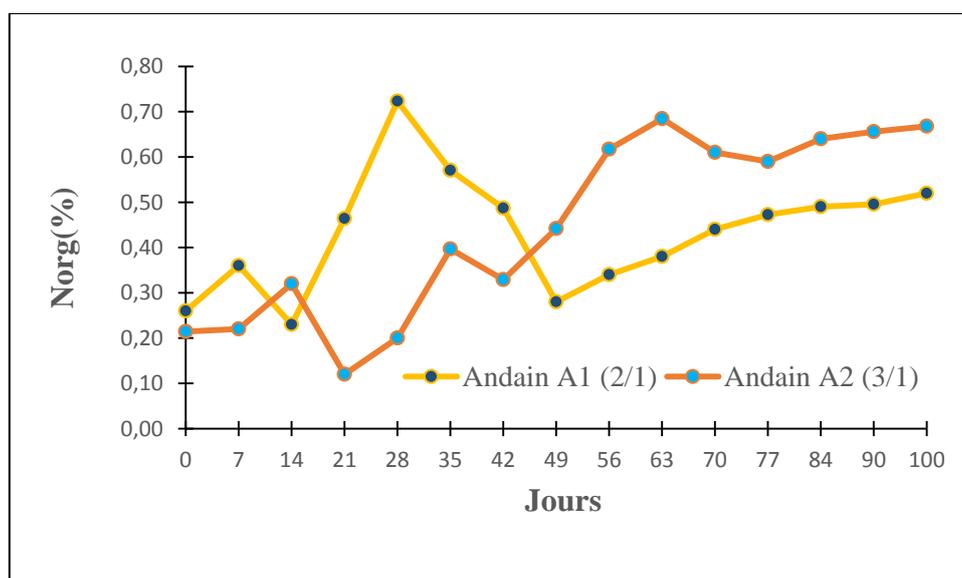
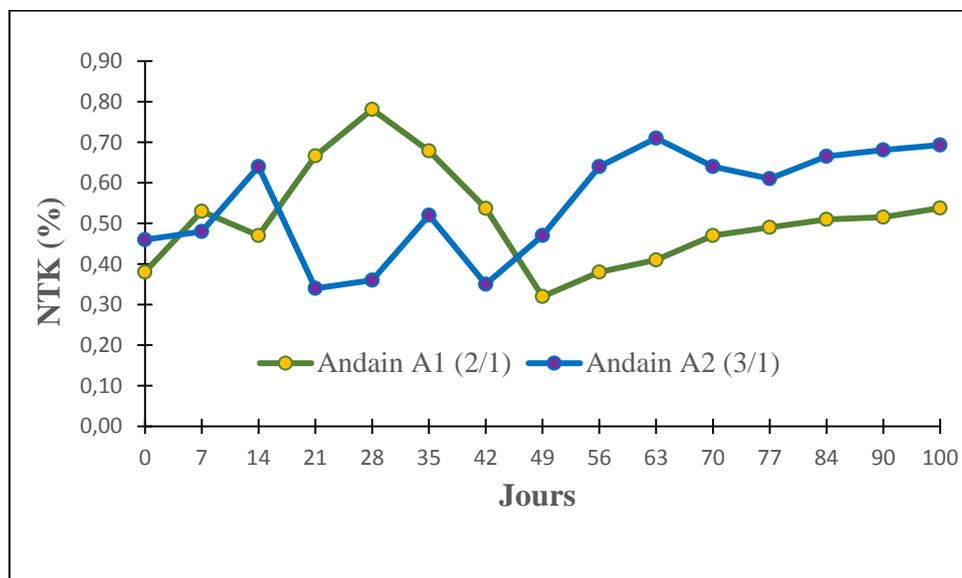
L'augmentation sensible de N-NO₃⁻ après le 42^{ème} jour pour A1 et le 49^{ème} jour pour A2 serait due à la transformation de l'ammonium en nitrites, puis en nitrates pendant la phase de maturation. Larbi (2006) a observé les mêmes variations de N-NO₃⁻ lors de ces travaux et il

justifiait également la forte teneur de $N-NO_3^-$ en fin de compostage par la nitrification du $N-NH_4^+$ pendant la maturation.

Les résultats de nos travaux corroborent également ceux de Cofie et al. (2009) qui ont constaté une croissance de la valeur de $N-NO_3^-$ de 0,04% à 0,12% après 60 jours de co-compostage de BVD et de DSM au Ghana.

2.6.3 L'azote Kjeldhal (NTK), L'azote organique (N_{org}) et l'azote total (N_{total})

Les figures 24, 25 et 26 montrent respectivement l'évolution du NTK, du N_{org} et du N_{total} au cours du compostage dans les deux andains.



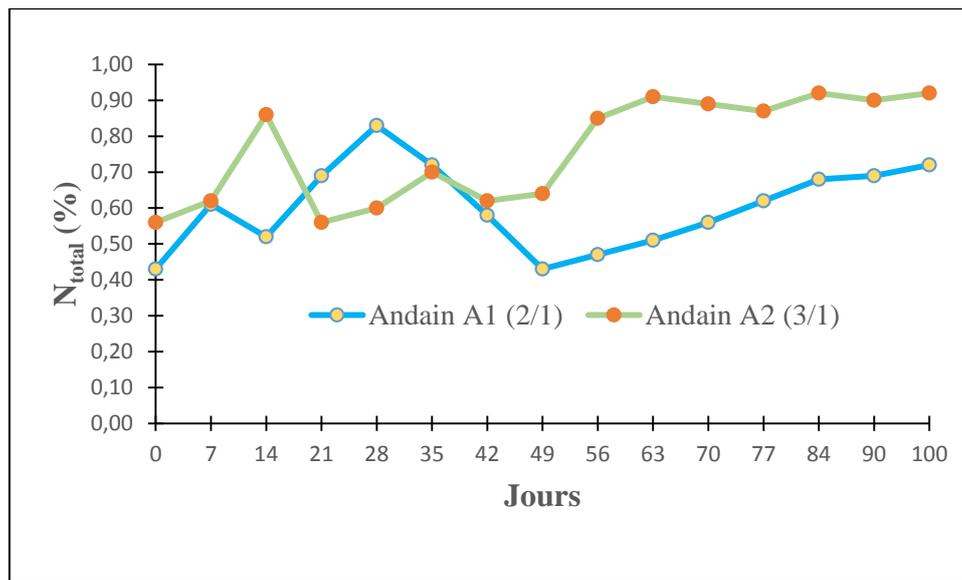


Figure 26 : Evolution du N_{total} dans les andains A1 et A2

Les figures 24, 25 et 26 montrent que le NTK, le N_{org} ainsi que le N_{total} ou N présentent tous des évolutions similaires, seulement avec des concentrations différentes. Pour A1, les concentrations de NTK, de N_{org} et de N_{total} connaissent une croissance jusqu'à un pic le 28^{ème} jour, puis une chute continue de la concentration jusqu'au 49^{ème} jour, avant de reprendre une croissance continue jusqu'à la fin du processus.

Pour A2, les différents teneurs d'azote augmentent jusqu'au 14^{ème} jour, puis diminuent jusqu'au 21^{ème} jour, avant d'amorcer une nouvelle phase de croissance jusqu'à la fin du processus.

En général il y a donc eu dans les deux andains une grande production d'azote pendant la phase thermophile qui a diminué au fur et à mesure avant de reprendre une bonne croissance pendant la phase de maturation. On constate également en comparant les trois figures, que les valeurs de N_{total} sont toujours supérieures à celles de N_{org} qui sont à leur tour inférieures à celles du NTK. L'augmentation rapide des concentrations d'azote les premiers jours serait due à la forte activité microbiologique minéralisant la MO en $N-NH_4^+$ qui est de l'azote organique. Le ralentissement progressif de l'activité microbiologique notamment celle des BH après la phase thermophile expliquerait la diminution des concentrations de N. La nouvelle augmentation des concentrations d'azote serait due à l'activité des microorganismes notamment les mycètes et les actinomycètes qui prennent le relais des BH pendant la maturation pour minéraliser les MO complexes comme le lignite ou la cellulose qui n'auraient pas encore été décomposés.

Les concentrations de N_{total} sont restées supérieures aux autres car N_{total} est la somme de NTK, $N\text{-NO}_3^-$ et $N\text{-NO}_2^-$. Les concentrations de N_{org} restent en dessous de celle du NTK, car le NTK est la somme de $N\text{-NH}_4^+$ et de N_{org} .

Aylaj and Lhadi (2008) et Cofie et al. (2009) ont tous noté la croissance d'azote pendant la phase de maturation et l'on expliquée par la minéralisation de la MO sous l'action des microorganismes pendant le processus de compostage.

2.7 Le rapport $N\text{-NO}_3^-/N\text{-NH}_4^+$

L'évolution du rapport $N\text{-NO}_3^-/N\text{-NH}_4^+$ tout au long du processus de compostage dans les deux andains est présentée dans la figure 27.

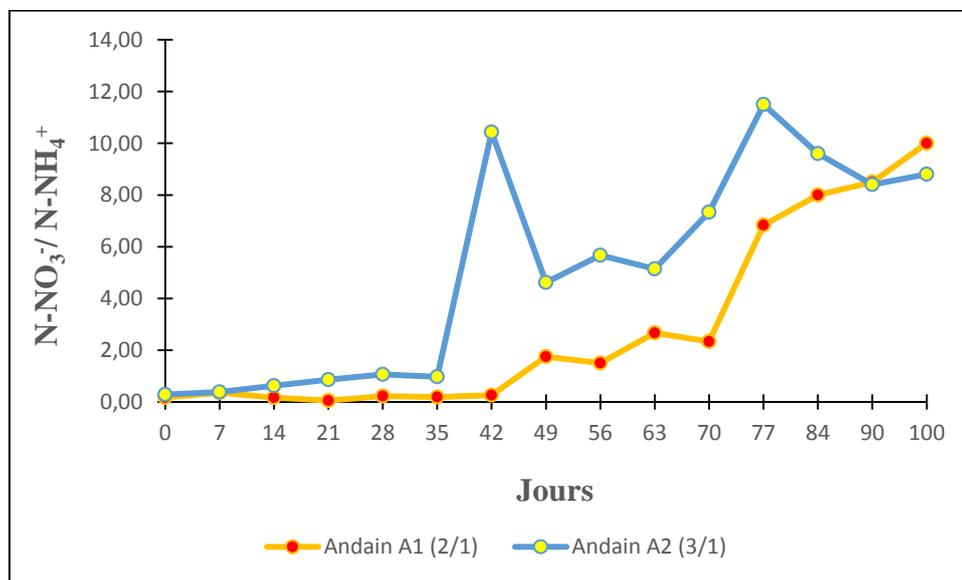


Figure 27 : Evolution du rapport $N\text{-NO}_3^-/N\text{-NH}_4^+$ dans les andains A1 et A2

L'observation de la figure 27 montre que le rapport $N\text{-NO}_3^-/N\text{-NH}_4^+$ est insignifiant les premiers jours du compostage dans les deux andains. Après le 35^{ème} jour, ce rapport augmente brusquement dans A2 jusqu'à un premier pic de 10,43. Ensuite le rapport chute brusquement puis reprend son évolution jusqu'à un second pic de 11,50 le 77^{ème} jour avant de régresser légèrement vers une valeur finale de 8,80 en fin de processus. Dans A1, le rapport $N\text{-NO}_3^-/N\text{-NH}_4^+$ augmente progressivement après le 42^{ème} jour pour atteindre une valeur finale de 10 à la fin du compostage.

L'analyse faite concernant l'évolution du $N\text{-NO}_3^-$ et du $N\text{-NH}_4^+$ pendant le processus explique en même temps le comportement du rapport $N\text{-NO}_3^-/N\text{-NH}_4^+$ pendant le compostage. Le rapport est faible les premiers jours car avec la décomposition intense de la matière lors de la

phase thermophile, il y a une grande production de $N-NH_4^+$ suite à la minéralisation de l'azote organique.

A la maturation, l'activité de nitrification qui oxyde le $N-NH_4^+$ en $N-NO_3^-$ s'intensifie, ce qui entrainerait la diminution du $N-NH_4^+$ et l'augmentation du $N-NO_3^-$ d'où l'évolution très sensible du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$.

Aylaj et Lhadi (2008) ont obtenu la même variation du rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ lors de leurs travaux et ils conclurent qu'un « compost mûr est pauvre en ammonium et riche en nitrates ».

2.8 Le rapport C/N

L'évolution du rapport carbone/azote total (C/N) est présentée à la figure 28

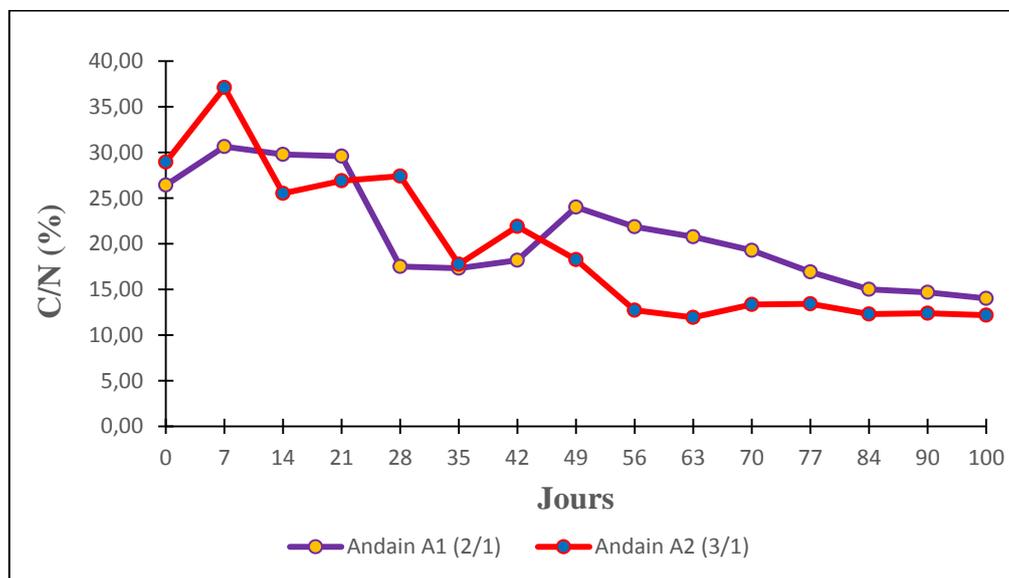


Figure 28 : Evolution du rapport C/N dans les andains A1 et A2

L'observation de la figure 27 montre que le rapport C/N dans les deux tas a progressivement diminué au cours du processus de compostage avec des valeurs qui ont varié de 30,64 à 14,01 pour A1 et de 37,09 à 12,18 pour A2. Cette décroissance du rapport C/N a été très sensible pendant les 42 premiers jours pour A1 et pendant les 56 premiers jours pour A2.

La diminution du rapport C/N dans les deux andains serait due à l'activité microbologique qui décompose la matière organique et la minéralise en azote.

Bromblet et Somaroo (2015) qui ont noté la même diminution du rapport C/N pendant leurs travaux sur le compostage justifiaient cette diminution par le fait que les « bactéries utilisent le carbone comme source d'énergie et l'azote comme source protéique ».

Nos résultats corroborent également ceux de Giroux et Audesse (2004) qui soutenaient d'ailleurs que le procédé de compostage entraîne une décomposition de la matière organique, donc une consommation du carbone et de l'azote correspondant à la diminution du rapport carbone sur azote (C/N). Le rapport C/N a été utilisé par de nombreux auteurs comme l'un des indicateurs de stabilité et de maturité du compost. A la suite des paramètres physico-chimiques, les paramètres microbiologiques ont été également suivis pendant le processus de compostage.

3. Evolution des paramètres microbiologiques au cours du compostage

Les principales populations microbiennes qui colonisent les tas pendant le processus de compostage sont entre autres les bactéries hétérotrophes (BH), les mycètes et les actinomycètes. Les figures 29 et 30 montrent l'évolution de ces microorganismes dans les andains A1 et A2.

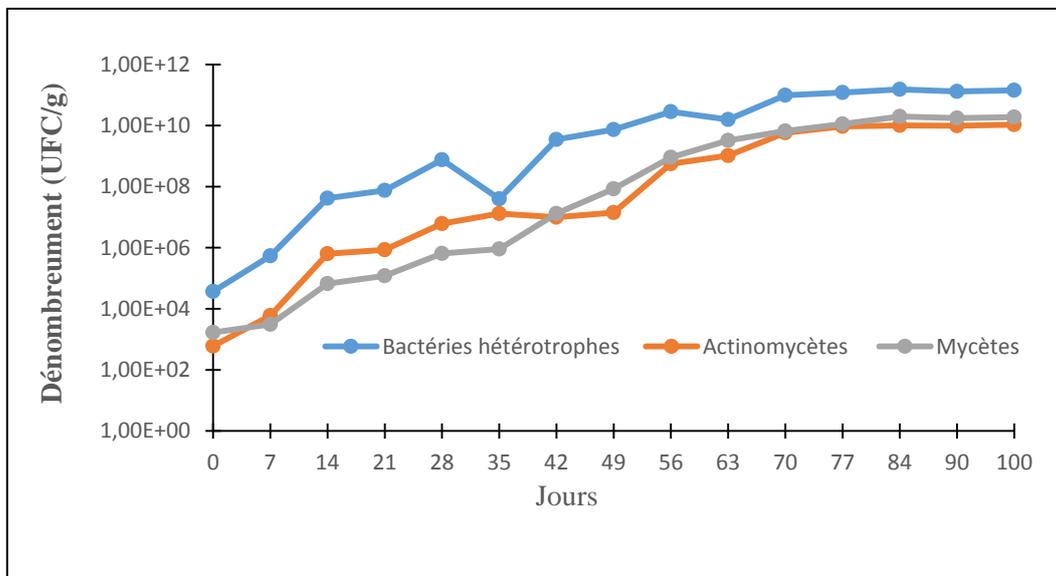


Figure 29 : Evolution des paramètres microbiologiques dans l'andain A1

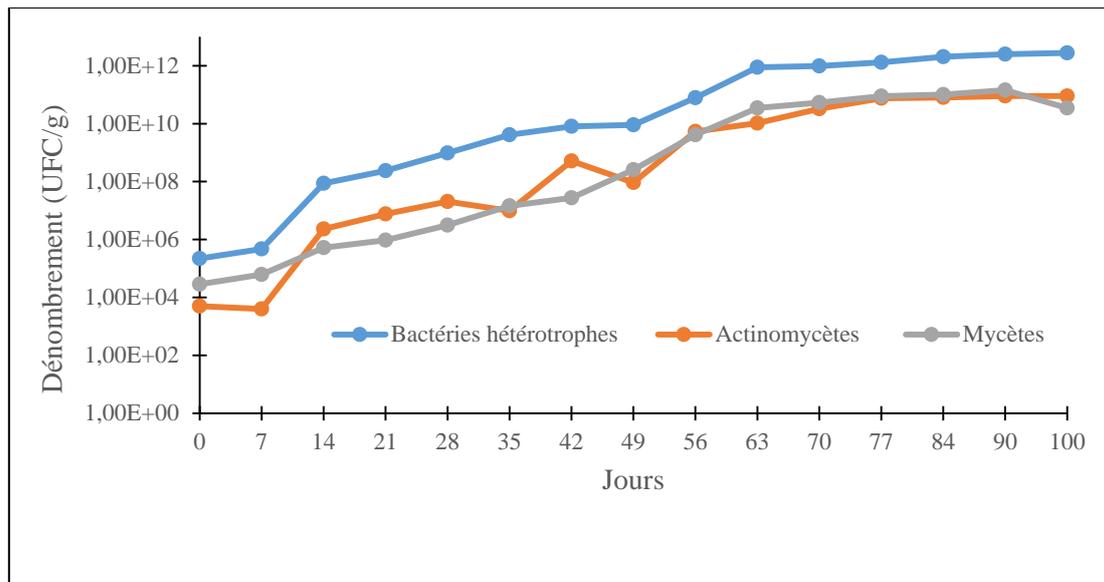


Figure 30 : Evolution des paramètres microbiologiques dans l'andain A2

L'observation des figures 29 et 30 montre une tendance croissante de la population bactérienne durant le compostage dans les deux tas, avec une dominance de la flore hétérotrophe. Dès le premier jour, les BH atteignent $3,7E+04$ UFC/g dans A1 et $2,2E+05$ dans A2. Elles évoluent sensiblement pour se stabiliser vers le 70^{ème} jour pour A1 et autour du 63^{ème} jour pour A2 avec une population finale qui atteint $1,43E+11$ UFC/g pour A1 et $2,78E+12$ pour A2. Les actinomycètes et les mycètes se développent un peu plus tardivement. Dans les deux tas, la population des actinomycètes est plus abondante pendant les premiers jours (phase thermophile) que celle des mycètes, mais elle est rattrapée dans sa croissance par les mycètes pendant la maturation. La population d'actinomycètes croît de $6E+02$ UFC/g à $1,07E+10$ dans A1 et de $5E+03$ UFC/g à $9E+10$ dans A2. La population de mycètes croît de $1,67E+03$ UFC/g à $1,88E+10$ dans A1 et de $2,87E+04$ UFC/g à $3,48E+10$ dans A2. Les actinomycètes et les mycètes se stabilisent pratiquement au même moment que les BH, soit autour du 70^{ème} jour pour A1 et autour du 63^{ème} jour pour A2 (annexe 3).

La dominance de la flore hétérotrophe dès le début du compostage pourrait s'expliquer, d'une part par le fait que les BH sont déjà présentes en quantité dans les substrats destinés à être compostés (Charnay 2005) et (Albrecht 2007) ; et d'autre part, par le fait que les BH sont des organismes responsables de la dégradation des matières facilement biodégradables, ce qui expliquerait leur prolifération dès le début du compostage. Le volume plus important des substrats en A2 serait à la base de la nette différence de la population microbienne entre A1 et A2.

La population des actinomycètes est plus considérable que celle des mycètes pendant la phase thermophile car les mycètes sont à majorité des champignons mésophiles. De plus, les actinomycètes tolèrent des pH légèrement basiques tandis que les mycètes préfèrent un environnement acide. Les actinomycètes et les mycètes sont responsables de la dégradation des matières organiques complexes comme la cellulose et le lignite qui résistent aux BH (Charnay 2005). Avec la baisse de la température et légèrement du pH pendant la phase de maturation, la population de mycètes se développe pour rattraper et même dépasser celle des actinomycètes. Selon Bernal et al. (1998) et Brewer et Sullivan (2001), la stabilisation de l'activité microbiologique indique que le compost est stable.

4. Evaluation de la Stabilité et Maturité des composts

4.1 Stabilité du compost

Selon ADAS Consulting Limited (2005), la stabilité d'un compost se réfère exclusivement à la résistance de la matière organique du compost à autre dégradation. Pour Albrecht (2007), le degré de stabilité peut être mieux apprécié par des tests de respiration incluant les tests d'évolution du dioxyde de carbone ou les tests de consommation d'oxygène. Cependant, à défaut des tests de respirométrie, l'observation de certains paramètres physico-chimiques et microbiologiques peuvent permettre d'apprécier la stabilité d'un compost Brewer et Sullivan (2001), (Albrecht 2007) et (Sánchez et al. 2015). Pour le présent travail, la stabilité a été appréciée à partir de l'évolution des paramètres physico-chimiques et microbiologiques. Cette évolution est présentée dans le tableau 11.

Tableau 11 : Comparaison des paramètres physico-chimiques et microbiologiques du compost des andains A1 et A2 avec un compost stable selon Albrecht (2007)

Paramètres		A1		A2		Référence	Stabilité	
		Date	Valeur	Date	Valeur	Albrecht (2007)	A1	A2
Physico-chimiques	T°C moyenne	36ème jour	37,2	50ème jour	35,8	valeur ambiante	Oui	Oui
	MO (%)	42ème jour	21,09	70ème jour	23,75	>20%	Oui	Oui
	C/N (%)	90ème jour	14,68	56ème jour	12,72	≤ 15	Oui	Oui
Microbiologiques	BH (UFC/g)	70ème jour	9,80E+10	63ème jour	8,78E+11	Stabilisation	Oui	Oui
	Actinomycètes (UFC/g)	70ème jour	5,79E+09	63ème jour	1,04E+10	Stabilisation	Oui	Oui
	Mycètes (UFC/g)	70ème jour	6,63E+09	63ème jour	3,45E+10	Stabilisation	Oui	Oui

L'observation du tableau 11 montre d'une part, pour ce qui concerne les paramètres physico-chimiques, qu'à partir du 36^{ème} jour pour A1 et du 50^{ème} jour pour A2, la température dans le compost est restée stable. Pour Albrecht (2007), lorsqu'une élévation de la température au-dessus de la température ambiante n'est plus constatée après les retournements des andains, cela indiquerait un début de stabilisation du compost.

La stabilisation de la matière organique serait également un bon indicateur de stabilité du compost. A partir du 42^{ème} jour pour A1 et du 70^{ème} jour pour A2, la MO reste stable. Selon les travaux de Albrecht (2007), lorsque la MO se stabilise au-dessus de 20%, le compost pourrait être considéré comme stable.

Albrecht (2007) utilise également le rapport C/N comme un indicateur de stabilité. Selon ses travaux, un rapport C/N inférieur à 15 indiquerait un compost mûr donc nécessairement stable. A partir du 90^{ème} jour pour A1 et du 56^{ème} jour pour A2, les rapports C/N des deux composts sont restés inférieurs à 15. Les composts pourraient donc être considérés stables.

D'autre part, les paramètres microbiologiques sont également utilisés comme indicateur de stabilité. Les paramètres microbiologiques notamment les BH, les actinomycètes et les mycètes se sont stabilisés autour du 70^{ème} jour pour A1 et du 63^{ème} jour pour A2. Selon Albrecht (2007), la stabilisation de l'activité microbiologique est indicateur de stabilité du compost. Le compost des andains A1 et A2 serait donc stable à partir des dates de stabilisation de l'activité microbiologique.

L'analyse des paramètres physico-chimiques et microbiologiques en rapport avec les travaux de Albrecht (2007), indiquerait une stabilité des composts des andains A1 et A2 en fin de processus. Une autre caractéristique importante du compost est la maturité. Elle est déterminée à partir de l'analyse de certains paramètres physico-chimiques, mais surtout à partir de l'évaluation de la phyto-toxicité du compost.

4.2 Evaluation de la phyto-toxicité à partir du test de germination

Afin d'évaluer la maturité du compost final, un essai de germination a été réalisé (figure 31). Tenant compte du fait qu'il n'est pas très conseillé d'utiliser le compost produit à base de BVD pour la culture de tubercules ou des légumes que l'on peut consommer crues (Klingel et al. 2002), le gombo (*Abelmoschus esculentus*) a été retenu pour le test comme dans les travaux de SEBGO (2016). Les résultats indiquent un IG de 149,79% pour le compost de A1 et de 159,49% pour le compost de l'andain A2 (annexe 4). Selon Zucconi et al. (1985) un IG inférieur à 50% indiquerait un compost de haute phyto-toxicité, un IG compris entre 50% et 80% indiquerait un compost de phyto-toxicité modérée, un IG supérieur à 80%, indiquerait un compost dépourvu

de phyto-toxicité ; et lorsque l'IG dépasse 100%, le compost est considéré comme phyto-stimulant. Tenant compte des études de Zucconi et al. (1985), les composts des andains A1 et A2 seraient donc dépourvus de phyto-toxicité et seraient même phyto-stimulants. Barral et Paradelo (2011) au cours de leurs travaux ont obtenu des IG de 125% avec des graines de seigle. Cependant, Cofie et al. (2009) ont obtenu, après 90 jours de co-compostage de BVD et de DSM au Ghana, un IG inférieur à 80% avec du cresson. L'évaluation de la phyto-toxicité du compost a été déterminante pour déduire la maturité du compost produit.



Figure 31 : Test de germination

4.3 Maturité du compost

La maturité est évaluée d'une part à partir des paramètres physico-chimiques notamment les rapports C/N et $N-NO_3^- / N-NH_4^+$ et d'autre part à partir de l'indice de germination. Les valeurs finales des rapports C/N et $N-NO_3^- / N-NH_4^+$ ainsi que les IG des composts des andains A1 et A2 sont résumés dans le tableau 12. Ces différentes valeurs sont comparées à des valeurs de référence de composts matures.

Tableau 12 : Appréciation de la maturité des composts A1 et A2 en fonction des composts matures selon la littérature.

Paramètres	A1	A2	Compost mature	Références	Maturité	
					A1	A2
C/N (%)	14,01	12,18	≤ 15	Albrecht (2007)	Oui	Oui
$N-NO_3^- / N-NH_4^+$	10	8,8	$>6,25$	Sánchez et al. (2015)	Oui	Oui
IG (%)	149,79	159,49	>80	ADAS Consulting Limited (2005)	Oui	Oui

L'observation du tableau 12 montre d'abord des rapports finaux de C/N de 14,01 et de 12,18 respectivement pour les andains A1 et A2. Selon les travaux de Albrecht (2007), un compost mûr aurait un rapport C/N inférieur à 15. Wong et al. (2001) ont trouvé qu'une valeur autour ou en dessous de 20 indiquerait un compost mature. En prenant ces études pour références, le compost des andains A1 et A2 pourrait être considéré comme mûr à la fin du compostage. Cependant, ces valeurs semblent être un peu au-dessus de la valeur de 10 suggérée par Charnay (2005) en comparaison avec le rapport C/N des sols humiques.

Ensuite, le tableau 12 présente les rapports de $N-NO_3^- / N-NH_4^+$ du compost des andains A1 et A2 en fin de compostage. Ces rapports sont estimés à 10 pour A1 et 8,8 pour A2. Pour conclure la maturité d'un compost, Sánchez et al. (2015) suggèrent un rapport $N-NO_3^- / N-NH_4^+$ supérieur à 6,25. Fuchs et al. (2001) proposaient un rapport au-dessus de 2 pour conclure qu'un compost est mûr. Ces différentes références permettent de dire qu'à la fin du processus de compostage, les composts des andains A1 et A2 seraient mûrs. Cofie et al. (2009) ont abouti à la même conclusion après 90 jours de co-compostage des BVD et des DSM au Ghana.

Enfin le tableau 12 présente les IG des graines de gombo en présence des composts des andains A1 et A2 en fin de processus. Les IG sont respectivement de 149,79% et de 159,49% pour A1 et pour A2. ADAS Consulting Limited (2005) en travaillant sur des propositions de normes sur le compost précisait que le compost serait dit immature lorsque l'IG est inférieur à 80%, il serait mature lorsque l'IG est compris entre 80 et 90% et il serait considéré très mature lorsque l'IG dépasse 90%. On pourrait donc considérer que les composts produits par A1 et A2 sont tous mature après cent jours de compostage. Ces résultats corroborent ceux de Larbi (2006) qui a obtenu avec un compost mûr un IG de 146,1% avec des graines de haricot. Cependant, Cofie et al. (2009) ont obtenu après 90 jours de co-compostage de BVD et de DSM au Ghana un IG inférieur à 80% avec du cresson.

Après l'appréciation de la stabilité et de la maturité des composts produits, il était important d'évaluer aussi leur qualité hygiénique et agronomique.

5. Evaluation de la qualité hygiénique des composts

Le tableau 13 donne une idée des CF, des E-Coli, des SF ainsi que du nombre d'œufs d'helminthes présents dans le compost initial et dans le compost final.

Tableau 13 : Evolution des paramètres hygiéniques dans les andains A1 et A2

Paramètres	Andain A1			Andain A2			ADAS Consulting Limited (2005)
	Initial	Final	Abattement (Ulog)	Initial	Final	Abattement (Ulog)	
CF (UFC/g)	2,90E+08	1,50E+02	6,29	2,20E+08	7,00E+01	6,50	< 1,0E+03
E-coli (UFC/g)	2,30E+05	0	Total	3,90E+05	0	Total	
SF (UFC/g)	4,16E+07	0	Total	2,52E+07	0	Total	
Œufs d'helminthes œuf/g	1,20E+01	4	0,48	1,40E+01	1	1,15	absence

Les résultats présentent un abattement important des agents pathogènes au cours du compostage. Les CF ont diminué de $2,90E+08$ UFC/g à $1,50E+02$ et de $2,20E+08$ à $7,00E+01$ UFC/g respectivement dans A1 et A2. Les E-coli et les SF ont été complètement éliminés. Cependant bien que l'abattement des œufs d'helminthes soit sensible, il n'a pas permis d'éliminer totalement ces parasites. Tenant compte des résultats de la caractérisation des BVD et des DSM, on pourrait soutenir que ce sont les BVD qui sont d'origine fécale qui sont responsables de la forte teneur des pathogènes dans le compost initial. Les températures élevées enregistrées pendant la phase thermophile a permis l'élimination considérable des pathogènes. Douma (2013) parle « d'effet hygiéniste » du compost. Cependant, la présence, quoique faible d'œufs d'helminthes soit 4 oeufs/g pour A1 et 1 oeuf/g pour A2, fait que le compost produit n'est pas dans les limites de compost hygiénique suggérées par ADAS Consulting Limited (2005) qui préconise une absence total d'œufs d'helminthes dans un gramme de compost. Cette présence d'œufs montre que l'élévation de la température pendant la phase thermophile était insuffisante. En effet, pour Charnay (2005), une température au-dessus de 55°C pendant cinq (5) jours consécutifs est nécessaire pour l'élimination des parasites. Après chaque retournement, des élévations importantes de températures ont été enregistrées, mais ces températures sont redescendues en dessous de 55°C avant 5 jours consécutifs. Néanmoins, l'andain A2 qui a enregistré plus d'élévation de température, a réalisé un abattement en œufs d'helminthes plus efficace (1,15 Ulog) que A1 (0,48 Ulog). En prenant en compte les travaux de Misra, Roy, et Hiraoka (2005) qui concluent que les andains de petite taille perdent rapidement la chaleur, une augmentation du volume des intrants notamment celui des DSM, permettrait de conserver la chaleur dans les andains, ce qui conduirait à l'élimination total des œufs d'helminthes dans le compost final.

6. Evaluation de la valeur agronomique des composts

Le tableau 14 présente la teneur en éléments fertilisants dans les composts A1 et A2 comparativement aux valeurs optimales selon différentes sources.

Tableau 14 : Teneur en éléments fertilisants dans les composts A1 et A2 comparativement aux valeurs optimales selon différentes sources

	A1	A2	Valeurs optimales	Références
Azote N (%)	0,72	0,92	2,2 ± 0,9	Sánchez et al. (2015)
Phosphore P (%)	1,99	3,15	0,8 ± 0,4	Sánchez et al. (2015)
Potassium K (%)	1,6	2,4	1,4 ± 0,9	Sánchez et al. (2015)
Magnésium Mg (%)	0,07	0,1	3	ADAS Consulting Limited (2005)
Calcium Ca (%)	0,28	0,45	0,3	ADAS Consulting Limited (2005)

Les résultats montrent, en tenant compte des valeurs optimales proposées par ADAS Consulting Limited (2005) et Sánchez et al. (2015), que les composts des andains A1 et A2 contiennent une bonne dose de fertilisants majeurs (N, P et K) et de fertilisants mineurs (Mg et Ca). Seuls l'azote et le magnésium sont présents en petite quantité mais ne sont pas négligeable au regard des valeurs de référence. De façon générale, l'andain A2 contient plus d'éléments fertilisants que l'andain A1. Le phosphore et le calcium sont sensiblement en grande quantité et même excédentaires dans A2 au regard des valeurs de référence. Ces fortes teneurs étaient prévisibles, au regard de la quantité de phosphore et de calcium dans les BVD et les DSM brutes. En se rappelant que le phosphore et le calcium participent grandement au développement racinaire, on pourrait comprendre aussi la grande longueur des racines lors des tests de germination qui ont également conduit à des IG largement au-dessus de 100%. Au regard de la teneur des composts en éléments fertilisants, il pourrait être conclu que le compost, qu'il soit de A1 ou de A2, a une qualité agronomique appréciable.

A l'issue de l'évaluation de la qualité des composts produits, une comparaison pourrait être établie en vue de choisir le compost optimum et par déduction, le mélange optimum de BVD et de DSM brutes à réaliser en début de compostage.

7. Comparaison des caractéristiques finales des composts des andains A1 et A2 avec celles des composts stables et matures selon différents sources et choix du compost optimal

Ne disposant pas de normes nationales de qualité du compost, les caractéristiques des deux composts obtenus ont été comparées aux caractéristiques d'autres composts stables et matures selon notamment ADAS Consulting Limited (2005) et Sánchez et al. (2015). Cette comparaison a permis de choisir le compost qui a donné les caractéristiques les plus optimales.

Tableau 15 : Comparaison des caractéristiques finales des composts A1 et A2 avec celles de compost stable et mature selon différentes sources et choix du compost optimal

Paramètres	Unités	Compost Final		Compost stable et mature (Sánchez et al. 2015)	Compost stable et mature (ADAS Consulting Limited, 2005)	Choix du compost optimal
		A1 (2/1)	A2 (3/1)			
pH		7,82	7,75	7.7 ± 0.5	5,5 - 8,5	A2
CE		2,01	2,81	3.9 ± 2.9	< 3,5	A1
Matière Organique MO	%	20,18	22,4	57 ± 18	> 30	A2
Carbone C		10,09	11,2			A2
Azote N	%	0,72	0,92	2.2 ± 0.9	0 - 6	A2
C/N		14,01	12,18	16.0 ± 7.4	12,0 - 22,0	A2
Phosphore P	%	1,99	3,15	0.8 ± 0.4	0,25	A1
Potassium K	%	1,6	2,4	1.4 ± 0.9	0,2	A1
Calcium Ca	%	0,28	0,45		3	A2
Magnésium Mg	%	0,07	0,1		0,3	A2
N+P+K	%	4,31	6,47			A2
BH	UFC/g	1,43E+11	2,78E+12	Valeur stable	Valeur stable	A2
Actinomycètes	UFC/g	1,07E+10	9,04E+10	Valeur stable	Valeur stable	A2
Mycètes	UFC/g	1,88E+10	3,48E+10	Valeur stable	Valeur stable	A2
Coliformes Fécaux CF	UFC/g	150	70		< 10 ³	A2
E-Coli	UFC/g	0	0			
Streptocoques Fécaux SF	UFC/g	0	0			
œufs d'helminthes	œufs/g	4	1		absence	A2

Il ressort de la comparaison faite par rapport au compost stable et mature de référence dans le tableau 15 que les composts produits dans les deux andains A1 et A2 ont une faible teneur en MO, une teneur élevée en phosphore et une présence d'œufs d'helminthes. Cependant, comparativement à d'autres références notamment Albrecht (2007), la teneur en MO des composts des andains A1 et A2 qui est supérieure à 20% serait dans les limites recommandées. De façon générale, en comparant les caractéristiques des composts à celles des composts stables et matures selon ADAS Consulting Limited (2005) et Sánchez et al. (2015), il pourrait ressortir que le compost à base des BVD de la station de Zagtouli et des DSM est un compost de qualité appréciable pour être utilisé en agriculture. La présence des œufs d'helminthes pourrait être corrigée d'une part par une amélioration du traitement des BV dans la station de traitement et d'autre part par une augmentation du volume des andains qui permettrait de limiter les pertes de chaleur pendant la phase thermophile.

En comparant également les caractéristiques des composts des andains A1 et A2, le compost de l'andain A2 pourrait être retenu comme étant meilleur par rapport à celui de A1. D'abord, le rapport C/N du compost de A2 qui est plus proche de 10 que le rapport de A1, fait que le compost A2 perturberait moins l'équilibre microbiologique du sol (Charnay 2005). Ensuite, les qualités hygiénique et agronomique du compost de A2 sont plus appréciables que celles de A1. Enfin, le grand développement des populations microbiennes (BH, mycètes et actinomycètes) dans A2 témoigne d'une activité microbiologique plus vive pendant le processus de compostage dans A2 que dans A1. Le rapport de mélange en volume de DSM/BVD de 3/1 donnerait donc un compost final de qualité meilleur par rapport au rapport de mélange en volume de DSM/BVD de 2/1.

CONCLUSION

Au terme de cette étude, les résultats obtenus ont montré la faisabilité d'un compost à base des BVD de la station de Zagtouli et des DSM du CTVD de Ouagadougou. La caractérisation physico-chimique et microbiologique des BVD et DSM bruts a montré qu'ils sont des substrats adaptés pour un bon compostage. Les résultats du suivi des deux andains A1 et A2 ont montré que l'évolution des paramètres physico-chimiques et microbiologiques a respecté celle du processus d'un bon compostage. Les paramètres tels que le rapport C/N a eu une valeur finale de 14,01 pour le compost de A1 et de 12,18 pour celui de A2. Le rapport $N-NO_3^-/N-NH_4^+$ a été évalué à 10 pour A1 et 8,8 pour A2 à la fin du processus de compostage. L'IG quant à lui a été estimé à 149,79% pour A1 et 159,49% pour A2. En comparant ces principaux paramètres ainsi que l'ensemble des autres paramètres suivis (pH, CE, MO...) aux caractéristiques des composts stables et matures selon ADAS Consulting Limited (2005) et Sánchez et al. (2015), les composts des andains A1 et A2 pourraient être considérés stables et matures.

L'étude de la qualité agronomique a montré que les composts des andains A1 et A2 sont riches en nutriments nécessaires au bon développement des plantes. Les résultats ont montré des teneurs en N, en P, en K, en Mg et en Ca respectivement de 0,72% ; 1,99% ; 1,6% ; 0,07% et 0,28% pour A1 et pour A2 0,92% ; 3,15% ; 2,4% ; 0,1% ; 0,45%. En comparant ces teneurs aux valeurs optimales proposées par Sánchez et al. (2015), les composts A1 et A2 seraient riches en nutriments et le compost de A2 serait plus riche que celui de A1.

L'étude de la qualité hygiénique a montré une élimination complète des streptocoques fécaux et des E-coli. Les résultats ont cependant montré la présence quoique faible d'œufs d'helminthes dans les composts mûrs (4 œufs/g pour A1 et 1 œuf/g pour A2). Cela fait conclure que les composts produits sont de qualité hygiénique non satisfaisante. Néanmoins le compost de A2 serait plus hygiénique que celui de A1.

L'étude de la stabilité, de la maturité, de la qualité agronomique ainsi que de la qualité hygiénique ont donc montré que les deux andains ont donné des composts de qualité, mais que le compost de l'andain A2 serait de qualité meilleur par rapport à celui de A1. Le rapport de mélange en volume de DSM/BVD de 3/1 pourrait donc être retenu pour réaliser le co-compostage des BVD de Zagtouli et des DSM du CTVD de Ouagadougou.

RECOMMANDATIONS ET PERSPECTIVES

Les conclusions faites à l'issue de ce travail de recherche ont permis d'apporter quelques éléments de connaissances au sujet du co-compostage des BVD et des DSM. Cependant, quelques limites ont été relevées au cours de cette expérimentation, ce qui nous fait formuler certaines recommandations et dégager des perspectives d'études complémentaires.

La caractérisation des BVD de Zagtoui a montré une présence importante de parasites. Les travaux de OUEDRAOGO (2016) avaient abouti aux mêmes résultats. Selon les travaux de Klingel et al. (2002), l'exposition des BVD au soleil pendant au moins 6 mois, même si elle ne permet pas d'atteindre une siccité suffisante pour assurer la destruction totale des pathogènes, peut favoriser leur élimination. Nous recommandons donc un étalage des BVD de Zagtoui au moins pendant 6 mois avant leur valorisation par compostage.

L'expérimentation ici menée a abouti à une qualité hygiénique non satisfaisante des composts produits. Cela permet de poser l'hypothèse, en s'appuyant sur les travaux de Misra, Roy, et Hiraoka (2005) que la taille relativement petite des andains a favorisé les pertes de chaleur pendant la phase thermophile. Pourtant selon Charnay (2005), le maintien d'une chaleur élevée dans les andains favoriserait l'action hygiéniste du compostage et permettrait l'élimination complète des œufs d'helminthes. Nous recommandons des andains plus grands qui pourraient avoir les dimensions de 2m de long, 2m de largeur et 1,5m de hauteur, comme proposé par Misra, Roy, et Hiraoka (2005).

Une étude économique incluant la recherche de débouchés pour le compost serait nécessaire pour compléter l'étude de faisabilité technique que nous avons réalisée. De plus, la mise en place de petites parcelles de cultures qui utilisent le compost à base de BVD et de DSM comme amendement pourrait contribuer à un suivi marketing de la clientèle et une possibilité de conseils et pourquoi pas de formation sur les dosages idéals pour un meilleur rendement agricole.

La complexité du compostage fait qu'il est pratiquement difficile de cerner tous les paramètres impliqués en une seule étude. Quelques aspects qui n'ont pas pu être abordés lors de cette étude pourraient ainsi faire l'objet de nouvelles études.

BIBLIOGRAPHIE

A&L Canada Laboratories. (2005). *Compost Management Program* (A&L Canada Laboratories EAST, INC). 2136 Jetstream Rd, London / Ontario N5V 3P5: A&L Canada Laboratories EAST, INC.

Actu-environnement. (2017). Dictionnaire environnement. *COGITERRA*, (CNIL 845317).

ADAS Consulting Limited. (2005). *ASSESSMENT OF OPTIONS AND REQUIREMENTS FOR STABILITY AND MATURITY TESTING OF COMPOSTS* (Enviros). 21 Horsefair, Banbury, Oxon OX16 0AH: The Waste and Resources Action Programme, The Old Academy.

AFNOR. (2011). La norme compost de boues NFU 44 095. AFNOR.

Albrecht, R. (2007). *Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts : Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique*. (Thèse Unique). Université de droit, d'économie et des sciences, Aix-Marseille III. Retrieved from tel-00174775, version 1

AOUN, J., & BOUAOUN, D. (2008). Etude des caractéristiques physico-chimiques et contribution à la valorisation agronomique du compost des ordures ménagères. *REVUE FRANCOPHONE D'ÉCOLOGIE INDUSTRIELLE*, (50), 18 – 25.

Attrassi, B., Mrabet, M., Douira, A., Ounine, K., & El Haloui, N. (2005). Etude de la valorisation agronomique des composts des déchets ménagers. *Settat*, 1 – 6.

Aylaj, M., & Lhadi, E. K. (2008). Evaluation de la stabilité et la maturité des composts obtenus par biodégradation aérobie d'un mélange de déchets ménagers et de déchets de poulets. *REVUE FRANCOPHONE D'ÉCOLOGIE INDUSTRIELLE*, (50), 26–32. <https://doi.org/0307 T 88295>

Barral, M. T., & Paradelo, R. (2011). A review of the use of phytotoxicity as a compost quality indicator. *Global science books*, 9.

Bassan, M., Tchonda, T., Mbéguéré, M., & Zabsonré, F. (2012). Processus d'élaboration d'un cadre institutionnel régulant l'activité de vidange mécanique de la ville de Ouagadougou, Burkina Faso. *16th AfWA International Congress and Exhibition Application_ Marrakech 2012*, 09.

Bernal, M. ., Paredes, C., Sanchez, M. M. ., & Cegarra, J. (1998). Maturity and stability parameters of composts prepared with a wide range of organic wastes. *Bioresource Technology*, (63), 91–99.

Brewer, L. J., & Sullivan, D. M. (2001). Assessing Maturity of Yard Debris Composted Via Turned Windrow and Forced Aeration Methods. *Soil Science, Oregon State University, Oregon, USA*.

Bromblet, H., & Somaroo, G. (2015). LES TECHNIQUES DE COMPOSTAGE DE DÉCHETS D'ORIGINE NATURELLE EN AFRIQUE ET DANS LES CARAÏBES. *Plateforme Re-Sources*, 12.

Valorisation des boues de vidange déshydratées et des déchets solides ménagers organiques par co-compostage au Burkina Faso

Charnay, F. (2005). *Compostage des déchets urbains dans les Pays en Développement : élaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost.* (Thèse). Université de Limoges Faculté des Sciences et Techniques; Chimie et Microbiologie de l'Eau, Limoges.

Cofie, O., Kone, D., Rothenberger, S., Moser, D., & Zubruegg, C. (2009). Co-composting of faecal sludge and organic solid waste for agriculture: Process dynamics. *water research*, (43), 4665–4675.

COMPAORE, E., NANEMA, L. S., BONKOUNGOU, 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 efficace en agriculture. *Journal of Applied Biosciences*, (33), 2076 – 2083.

CREPA-Bénin. (2006). *Gestion des boues de vidange pour l'utilisation agricole : L'exemple de la ville de Cotonou au Bénin* (Étude de Cas No. 6). Bénin: Centre Régional pour l'Eau Potable et l'Assainissement à faible coût (CREPA).

DINGAMNAYEL, L. (2014). *SUIVI DES PARAMETRES SANITAIRES DANS LE TRAITEMENT DES BOUES DE VIDANGE SUR LITS DE SECHAGE A OUAGADOUGOU* (Mémoire) (p. 71). LEDES/2iE: Fondation 2iE.

Direction de la Propreté. (2015). *PRESENTATION DE L'UNITE DE COMPOSTAGE DU CENTRE DE TRAITEMENT ET DE VALORISATION DES DECHETS DE OUAGADOUGOU* (Rapport d'activité) (p. 25). Direction de propreté de Ouagadougou: Direction de Propreté de Ouagadougou.

Direction générale de l'assainissement des eaux usées et excréta. (2011, October). Enquête nationale sur l'accès des ménages aux ouvrages d'assainissement familial - 2010. MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE L'HYDRAULIQUE.

Douma, N. T. (2013). *Valorisation par compostage des résidus solides urbains de la commune de Chlef, Algérie* (Thèse Unique). Université de Limoges, France.

Filemon, A. (2008). Solid waste management principles and practices.

Franceys, R., Pickford, J., & Reed, R. (1995). Guide de l'assainissement individuel. Organisation Mondiale de la Santé. Retrieved from 92 4 254443 4

Fuchs, J. (2002). Practical use of quality compost for plant health and vitality improvement. S. Klammer (ed.), *Microbiology of Composting; Berlin Heiselberg: Springer-Verlag*, pp 435–444.

Fuchs, J., Galli, U., Schleiss, K., & Wellinger, A. (2001). *Directive de l'ASIC : Caractéristiques de qualité des composts et des digestats provenant du traitement des déchets organiques.* (Schönbühl). Suisse: Association Suisse des installations de compostage (ASIC) / Forum Biogaz Suisse. Retrieved from CH-3322

Giroux, M., & Audesse, P. (2004). Comparaison de deux méthodes de détermination des teneurs en carbone organique, en azote total et du rapport C/N de divers amendements organiques et engrais de ferme. *Agrosol*, 15(418), 107–110.

Valorisation des boues de vidange déshydratées et des déchets solides ménagers organiques par co-compostage au Burkina Faso

GTZ. (1998). *Utilization of organic waste in (peri-)urban centers* (Eschborn). Germany: GFA-Umwelt and Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit.

Guanzon, Y. B., & Holmer, R. J. (2003). Composting of Organic Wastes: A Main Component for Successful Integrated Solid Waste Management in Philippine Cities. *ResearchGate*, 13. <https://doi.org/10.13140/2.1.4224.8485>

H. Saint Macary. (2017). Prélever un échantillon de sol pour l'analyse au laboratoire.

Haug, R. T. (1993). *The Practical Handbook of Compost Engineering* (illustrated). CRC Press.

Heinss, U., Larmie, S. A., & Strauss, M. (1998). Solids Separation and Pond Systems for the Treatment of Faecal Sludges in the Tropics. EAWAG/SANDEC Ueberlandstrasse 133 CH-8600 Duebendorf, Switzerland. Retrieved from 342-9850

Jodar, J. R., Ramos, N., Carreira, J. A., Pacheco, R., & Fernandez-Hernandez, A. (2017). Quality assessment of compost prepared with municipal solid waste. *De Gruyter*, 7, 221–227.

KABORE, T. W.-T. (2010). *Amélioration de la valorisation agricole des déchets urbains après compostage : influence de la nature et des proportions des substrats initiaux sur les valeurs amendantes et fertilisantes des composts* (Thèse Unique). Université de Ouagadougou, Pr Joseph Ki ZERBO, Burkina Faso.

Kaboré, T. W.-T., Houot, S., Hien, E., Zombré, P., Hien, V., & Masse, D. (2009). Effect of the raw materials and mixing ratio of composted wastes on the dynamic of organic matter stabilization and nitrogen availability in composts of Sub-Saharan Africa. *Elsevier*, (101), 1002–1013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2009.08.101>

KAMDEM DJOMOU, L. B. (2014). *Evaluation de la maturité et la qualité hygiénique de trois différents composts produits dans une toilette sèche* (Mémoire) (p. 39). Laboratoire Eau Dépollution Ecosystème Santé (LEDES): Institut internationale d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement.

Klingel, F. Lorian, Montangero, A., Koné, D., & Strauss, M. (2002). *Gestion des boues de vidange dans les pays en développement* (EAWAG/SANDEC, Vol. 1). BP 611, CH-8600 Duebendorf, Suisse: EAWAG/SANDEC.

Koné, D., Cofie, O., Zubruegg, C., Gallizzi, K., Moser, D., Drescher, S., & Strauss, M. (2007). Helminth eggs inactivation efficiency by faecal sludge dewatering and co-composting in tropical climates. *Water Research*, (41), 4397–4402.

L'Assemblée Nationale. (2013, February 4). LOI N°006-2013/AN PORTANT CODE DE L'ENVIRONNEMENT AU BURKINA FASO. L'Assemblée Nationale.

L'Assemblée Nationale. (2017, January 1). Code de l'environnement. Legifrance. Retrieved from 2007-2017

Lambert, R., & Cugnon, T. (2017). L'analyse des engrais de ferme: Comment faire un bon échantillonnage.

Larbi, M. (2006, Juin). *Influence de la qualité des composts et de leurs extraits sur la protection des plantes contre les maladies fongiques* (Thèse Unique). Université de Neuchâtel Institut de Botanique (Laboratoire sol et végétation), Neuchâtel.

Valorisation des boues de vidange déshydratées et des déchets solides ménagers organiques par co-compostage au Burkina Faso

Leclerc, B. (2012). Compostage : Les principes.

Mbéguéré, M., Dodane, P.-H., & Koné, D. (2011). *Gestion des Boues de Vidange : optimisation de la filière* (Eawag/Sandec.). Dakar: Eawag, case postale 611, 8600 Dübendorf, Suisse.

Ministère de l'Agriculture et de l'hydraulique / Direction générale de l'assainissement des eaux usées et excréta. (2011, October). ENA-2010 - MONOGRAPHIE NATIONALE. Ministère de l'Agriculture et de l'hydraulique.

Ministère de l'Agriculture, de l'Hydraulique, et des Ressources Halieutiques/Direction Générale des Ressources en Eau, & Ministère de l'Agriculture, de l'Hydraulique. Programme National d'Approvisionnement en Eau Potable et d'Assainissement à l'horizon 2015 (2006).

Ministère français de l'environnement. (2005). Guide technique sur les matières de vidange issues de l'assainissement non collectif. FNDAE.

Misra, R. V., Roy, R. N., & Hiraoka, H. (2005). *Méthodes de compostage au niveau de l'exploitation agricole* (FAO). Rome: ORGANISATION DES NATIONS UNIES POUR L'ALIMENTATION ET L'AGRICULTURE.

Miss, F. (2007). Etude des possibilités de valorisation des produits issus de traitement des boues de vidange : cas de Yaoundé, Cameroun. *ENESAD, Cameroun*.

Montangero, A., Strauss, M., & Dembélé, A. (2001). Gestion des boues de vidange : Parent pauvre de l'assainissement et défi à relever. *EAWAG/SANDEC BP 611, CH-8600 Duebendorf, Suisse*, 12.

Morvan, B., Blanquart, J.-P., & Aboulam, S. (2008). Optimisation de l'échantillonnage des déchets ménagers Application pratique de la méthode de tri sur sec. *REVUE FRANCOPHONE D'ÉCOLOGIE INDUSTRIELLE*, (49), 14–19.

Nelson, D. W., & Sommers, L. (1982). Total carbon, organic carbon, and organic matter. Methods of Soil Analysis. Part 2. In *Chemical and Microbiological Properties* (pp. 539–579).

Ocaña-Oviedo, R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L. F., & Hoyos, L. V. (2015). Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities. *Elsevier*, 44.

OMS. (2012). *Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta, et des eaux ménagères* (OMS, Vol. IV Utilisation des excréta et des eaux ménagères en agriculture). Genève (Suisse): OMS.

OMS, & UNICEF. (2017). *Progress on drinking water and sanitation : 2014 update and evaluation of ODD*. OMS/UNICEF.

OUEDRAOGO, O. B. (2016). *CARACTERISATION DES BOUES DE VIDANGES ET DU PERCOLAT DE LA STATION DE TRAITEMENT DE ZAGTOULI EN VUE D'UNE VALORISATION AGRONOMIQUE* (Mémoire de Master). Ouagadougou/Burkina-Faso: Institut internationale d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement.

PORGO, A. L. (2017). *Etude du co-compostage des déchets verts et du fumier de bovins au Centre de Traitement et de Valorisation des Déchets solides de Ouagadougou : Suivi et qualité du compost*. (Mémoire) (p. 61). CTVD/ Ouagadougou: Institut 2iE.

Valorisation des boues de vidange déshydratées et des déchets solides ménagers organiques par co-compostage au Burkina Faso

Sánchez, A., Gabarrell, X., Artola, A., & Barrena, R. (n.d.). Nutrient Cycling in Agroecosystems.

Sánchez, A., Gabarrell, X., Artola, A., Barrena, R., Colón, J., Font, X., & Komilis, D. (2015). Composting of Wastes. *ResearchGate*, (280719443), 77 – 101. <https://doi.org/10.1201/b18680-6>

Sánchez-Monedero, M. A., Roig, A., Paredes, C., & Bernal, M. . (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.

Schwartzbrod J. et al. (1998). *Quantification and Viability DETERMINATION for Helminth Eggs in Compost (Modified EPA METHOD)*. France: University Henri Poincaré; Faculty of Pharmacy.

SEBGO, S. M. D. (2016). *CO-COMPOSTAGE DE COQUES D'ARACHIDE AVEC DU FUMIER DE BOVINS Suivi du processus et qualité du compost* (Mémoire) (p. 57). Laboratoires LEBEB et LEDES /2iE: 2iE.

Strande, L., Ronteltap, M., & Brdjanovic, D. (2014). *Faecal Sludge Management Systems Approach for Implementation and Operation* (IWA Publishing). 12 Caxton Street London SW1H 0QS, UK: EAWAG/UNESCO-IHE.

Strauss, M., Drescher, S., Zurbrugg, C., Montangero, A., Cofie, O., & Drechsel, P. (2003, mai). Co-composting of Faecal Sludge and Municipal Organic Waste. S A N D E C / E A W A G / I W M I.

TALON, G. (2014). *Appuis à la gestion des boues de vidanges sur les sites de Déplacés de Bangui* (Etude de Cas) (p. 42p). BANGUI: WASH CLUSTER.

Tiquia, S. M., Richard, T. L., & Honeyman, M. S. (2002). Carbon, nutrient, and mass loss during composting. *Kluwer Academic Publishers.*, (62), 15 – 24.

Tiquia, S. M., & Tam, N. F. Y. (1998). Elimination of phytotoxicity during co-composting of spent pigmanure sawdust litter and pig sludge. *Bioresource Technology*, (65), 43–49.

TSAMA, V., PIAL, A. C., YOUMBI, G. T., & AKOA, A. (2010). Incidence de la charge en œufs d'helminthes contenue dans les boues de vidange sur la qualité parasitaire de quelques cultures maraichères à Nomayos (Yaoundé - Cameroun). *Afrique SCIENCE*, 106 – 115.

Tuomela, M., Hatakka, A., Vikman, M., & Itavaara, M. (2000). Biodégradation de la lignine dans un environnement de compost: un examen. *Bioresource Technology*, (72 (2): 169-183), 169–183. [https://doi.org/10.1016 / S0960-8524 \(99\) 00104-2](https://doi.org/10.1016 / S0960-8524 (99) 00104-2)

Wong, J. W., Mak, K. F., Chan, N. W., Lam, A., Fang, M., Zhou, L. X., ... Liao, X. D. (2001). Co-composting of soybean residues and leaves in Hong Kong. *Bioresource Technol*, (76, 99–106).

Zhu, N. (2006). Effect of low initial C/N ratio on aerobic composting of swine manure with rice straw. *Bioresource Technology*, (98 (2007) 9–13), 5. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2005.12.003>

Valorisation des boues de vidange déshydratées et des déchets solides ménagers organiques par co-compostage au Burkina Faso

ZNAÏDI, I. E. A. (2002). *Etude et évaluation du compostage de différents types de matières organiques et des effets des jus de compost biologiques sur les maladies des plantes* (Mémoire) (p. 104). Tunisie: MEDITERRANIEN AGRONOMIC INSTITUTE OF BARI.

Zucconi,, F., Monaco,, A., Forte, M., & Bertoldi,, M. (1985). Phytotoxins during the stabilization of organic matter. *Elsevier Applied Science Publ.*, 73–85.

Zurbrugg, C. (2013). *Collecte et Traitement des Boues de Vidange* (Rapport inédit) (p. 27). EAWAG/SANDEC BP 611, CH-8600 Duebendorf, Suisse.

ANNEXES

ANNEXE 1 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans l'andain A1lxxii

ANNEXE 2 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans l'andain A2lxxiii

ANNEXE 3 : Valeurs moyennes des paramètres microbiologiques suivis dans les andains A1 et A2lxxiv

ANNEXE 4 : Evaluation de l'indice de germination dans les andains A1 et A2lxxv

ANNEXE 1 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans l'andain A1

DATE	pH	CE (mS/cm)	W (%)	MO (%)	COT (%)	NTK (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	N (%)	N-NO ₃ ⁻ /N- NH ₄ ⁺	C/N
04/10/2017	8,66	3,60	51,18	22,72	11,36	0,38	0,12	0,02	0,43	0,17	26,42
11/10/2017	8,03	3,74	27,27	37,38	18,69	0,53	0,17	0,06	0,61	0,35	30,64
18/10/2017	8,29	3,66	20,45	30,97	15,49	0,47	0,24	0,04	0,52	0,17	29,78
25/10/2017	8,18	3,04	22,73	40,82	20,41	0,67	0,20	0,01	0,69	0,05	29,58
01/11/2017	7,90	2,66	32,73	29,05	14,53	0,78	0,06	0,01	0,83	0,22	17,50
08/11/2017	8,18	1,76	39,45	24,92	12,46	0,68	0,11	0,02	0,72	0,19	17,31
15/11/2017	8,09	1,79	33,18	21,09	10,54	0,54	0,05	0,01	0,58	0,26	18,18
22/11/2017	8,00	1,93	29,55	20,65	10,32	0,32	0,04	0,07	0,43	1,75	24,01
29/11/2017	8,07	2,15	43,36	20,55	10,27	0,38	0,04	0,06	0,47	1,50	21,86
06/12/2017	7,92	2,01	38,18	21,18	10,59	0,41	0,03	0,08	0,51	2,67	20,76
13/12/2017	8,04	2,05	36,82	21,58	10,79	0,47	0,03	0,07	0,56	2,33	19,27
20/12/2017	7,87	1,87	34,09	20,97	10,48	0,49	0,02	0,12	0,62	6,83	16,91
27/12/2017	8,09	2,02	30,91	20,39	10,20	0,51	0,02	0,16	0,68	8,00	15,00
02/01/2018	7,79	1,97	28,64	20,25	10,13	0,52	0,02	0,17	0,69	8,50	14,68
07/01/2018	7,82	2,01	27,45	20,18	10,09	0,54	0,02	0,18	0,72	10,00	14,01

ANNEXE 2 : Valeurs moyennes des paramètres physico-chimiques suivis dans l'andain A2

DATE	pH	CE (mS/cm)	W (%)	MO (%)	COT (%)	NTK (%)	N-NH ₄ ⁺ (%)	N-NO ₃ ⁻ (%)	N (%)	N-NO ₃ ⁻ /N- NH ₄ ⁺	C/N
04/10/2017	8,24	2,42	47,27	32,41	16,21	0,46	0,25	0,07	0,56	0,29	28,94
11/10/2017	8,35	2,71	28,45	46,00	23,00	0,48	0,26	0,1	0,62	0,38	37,09
18/10/2017	8,51	2,68	29,55	43,87	21,94	0,64	0,32	0,2	0,86	0,63	25,51
25/10/2017	8,38	2,75	27,55	30,11	15,06	0,34	0,22	0,19	0,56	0,86	26,89
01/11/2017	8,06	2,08	28,64	32,87	16,43	0,36	0,16	0,17	0,60	1,06	27,39
08/11/2017	8,23	1,68	30,45	24,84	12,42	0,52	0,12	0,12	0,70	0,97	17,74
15/11/2017	7,98	2,25	36,36	27,14	13,57	0,35	0,02	0,22	0,62	10,43	21,89
22/11/2017	8,14	2,30	40,45	23,36	11,68	0,47	0,03	0,13	0,64	4,62	18,25
29/11/2017	8,07	2,26	32,73	21,62	10,81	0,64	0,03	0,17	0,85	5,67	12,72
06/12/2017	8,07	2,32	30,00	21,69	10,84	0,71	0,03	0,18	0,91	5,14	11,92
13/12/2017	8,01	2,31	27,27	23,75	11,88	0,64	0,03	0,22	0,89	7,33	13,34
20/12/2017	7,94	2,24	24,45	23,35	11,67	0,61	0,02	0,23	0,87	11,50	13,42
27/12/2017	7,76	2,67	22,45	22,63	11,31	0,67	0,02	0,24	0,92	9,60	12,30
02/01/2018	7,79	2,44	21,64	22,27	11,14	0,68	0,02	0,21	0,90	8,40	12,37
07/01/2018	7,75	2,81	22,09	22,40	11,20	0,69	0,02	0,22	0,92	8,80	12,18

ANNEXE 3 : Valeurs moyennes des paramètres microbiologiques suivis dans les andains A1 et A2

DATE	A1			A2		
	Bactéries hétérotrophes	Actinomycètes	Mycètes	Bactéries hétérotrophes	Actinomycètes	Mycètes
04/10/2017	3,70E+04	6,00E+02	1,67E+03	2,20E+05	5,00E+03	2,87E+04
11/10/2017	5,40E+05	6,00E+03	3,10E+03	4,70E+05	4,00E+03	6,18E+04
18/10/2017	4,20E+07	6,30E+05	6,70E+04	8,70E+07	2,30E+06	5,20E+05
25/10/2017	7,51E+07	8,60E+05	1,20E+05	2,36E+08	7,60E+06	9,50E+05
01/11/2017	7,60E+08	6,15E+06	6,45E+05	9,70E+08	2,05E+07	3,12E+06
08/11/2017	4,00E+07	1,31E+07	9,12E+05	4,10E+09	9,81E+06	1,45E+07
15/11/2017	3,52E+09	9,95E+06	1,31E+07	8,03E+09	5,15E+08	2,75E+07
22/11/2017	7,40E+09	1,42E+07	8,45E+07	9,00E+09	9,22E+07	2,56E+08
29/11/2017	2,84E+10	5,63E+08	9,12E+08	7,81E+10	5,36E+09	4,12E+09
06/12/2017	1,58E+10	1,04E+09	3,25E+09	8,78E+11	1,04E+10	3,45E+10
13/12/2017	9,80E+10	5,79E+09	6,63E+09	9,80E+11	3,26E+10	5,33E+10
20/12/2017	1,20E+11	9,45E+09	1,12E+10	1,30E+12	7,54E+10	8,82E+10
27/12/2017	1,53E+11	1,01E+10	1,98E+10	2,03E+12	8,03E+10	1,01E+11
02/01/2018	1,31E+11	9,88E+09	1,75E+10	2,51E+12	8,99E+10	1,43E+11
07/01/2018	1,43E+11	1,07E+10	1,88E+10	2,78E+12	9,04E+10	3,48E+10

ANNEXE 4 : Evaluation de l'indice de germination dans les andains A1 et A2

	Témoïn		A1			A2		
	Graines viables/30 graines	Longueur moyenne des racines (cm)	Graines viables/30 graines	Longueur moyenne des racines (cm)	IG(%)	Graines viables/30 graines	Longueur moyenne des racines (cm)	IG(%)
TEST 1	26	1,75	13	4,22	120,57	20	4,42	194,29
TEST 2	26	3,42	19	8,78	187,61	14	9,06	142,65
TEST 3	27	3,53	17	6,57	117,19	19	7,1	141,54
Moyenne					141,79			159,49