



## Utilisation du sulfate d'ammonium comme activateur de compostage des déchets issus de distillation d'huiles essentielles des feuilles de giroflier - *Syzygium aromaticum* (L.) Merr. & L. M. Perry

Christian Pierre Ratsimbazafy<sup>1\*</sup>, Ignace Rakotoarivonizaka<sup>2</sup>, Rijalalaina Rakotosaona<sup>2</sup>

<sup>(1)</sup>Centre de Valorisation Organique d'Ambohimahaso de l'Entreprise IAZAFO-COMPOST. Carreau N° V, Ambalamananasy Toamasina 501 (Madagascar). E-mail : christianpierrerratsimbazafy@gmail.com

<sup>(2)</sup>Ecole Supérieure Polytechnique d'Antananarivo (ESPA). Laboratoire de Génie de Procédés Chimiques. BP 1500 Antananarivo 101 (Madagascar).

Reçu le 27 novembre 2020, accepté le 08 décembre 2020, publié en ligne le 12 décembre 2020

### RESUME

**Description du sujet.** Pour faire face à l'épineuse question de réduction de la fertilité des sols et maintenir la production agricole à des niveaux acceptables, le recours aux matières organiques est devenu une nécessité dans beaucoup de zones de production à Madagascar. Mais le temps de décomposition de ces matières reste relativement long et l'utilisation d'activateur de la décomposition constitue une stratégie importante en vue d'améliorer la productivité agricole chez les petits producteurs.

**Objectif.** La présente étude a pour objectif d'évaluer le pouvoir activateur du Sulfate d'Ammonium sur le compostage des déchets issus d'activités de distillation d'huiles essentielles des feuilles de giroflier.

**Méthodes.** Les déchets de feuilles fraîchement sorties d'alambics de brousse ont été mis en tas appelés « andains retournés avec aération naturelle » pour le compostage. Ainsi, cinq (05) modalités de doses croissantes de sulfate d'ammonium ont été testées dans le cadre de cette étude : dose de 0,5 kg/m<sup>3</sup>, 1 kg/m<sup>3</sup>, 2,5 kg/m<sup>3</sup> et 3,5 kg/m<sup>3</sup>. L'évolution du processus de compostage ainsi que la maturité de compost étaient évaluées à travers le suivi des paramètres physico-chimiques classiques : MS, MO, C, N, pH, température, conductivité électrique (EC), C/N, etc. La maturité de compost obtenu a été mesurée par le test de phytotoxicité (retard de germination) sur deux (02) types de plantes : la tomate - *Lycopersicon esculentum* Mill. et la laitue - *Lactuca sativa* L.

**Résultats.** Cette étude a montré l'intérêt de l'utilisation du Sulfate d'Ammonium pour booster et/ou activer le processus de compostage. En effet, les essais expérimentaux ont indiqué que l'utilisation de 2,5 et 3,5 kg/m<sup>3</sup> de Sulfate d'Ammonium permet de réduire et/ou écourter jusqu'à 30 %, le temps de compostage comparativement aux andains témoins qui ne sont pas traités par ce produit. Cependant, il faut faire attention car l'overdose peut entraîner à un arrêt spontané du processus de compostage.

**Conclusion.** Les performances agronomiques des composts activés par le sulfate d'ammonium du fait de leur pouvoir amendant et fertilisant a été établi. Des études ultérieures sont cependant nécessaires en vue de déterminer la dose optimale de sulfate d'ammonium capable d'accélérer rapidement la décomposition des déchets de feuilles d'alambics de brousse.

**Mots clés :** Feuilles d'alambics de brousse, compostage, sulfate d'ammonium, biostimulation, overdose

### ABSTRACT

**Use of ammonium sulfate as an activator for composting waste from the distillation of essential oils from clove leaves (*Syzygium aromaticum* (L.) Merr. & L.M. Perry**

**Description of the subject.** To deal with the thorny issue of reducing soil fertility and maintaining agricultural production at acceptable levels, the use of organic matter has become a necessity in many production areas in Madagascar. But the decomposition time of these materials remains relatively long, and the use of decomposition activator is an important strategy to improve agricultural productivity among small producers.

**Objective.** The objective of this study is to assess the activating power of Ammonium Sulfate on the composting of waste from essential oil distillation activities of clove leaves.

**Methods.** The leaf waste fresh from the bush stills was put in piles called "turned windrows with natural aeration" for composting. Thus, five (05) modalities of increasing doses of ammonium sulphate were tested within the framework of this study: dose of 0.5 kg / m<sup>3</sup>, 1 kg / m<sup>3</sup>, 2.5 kg / m<sup>3</sup> and 3.5 kg / m<sup>3</sup>. The evolution of the composting process as well as the maturity of the compost was evaluated through the monitoring of classical

physicochemical parameters: MS, MO, C, N, pH, temperature, electrical conductivity (EC), C / N, etc. . The maturity of the compost obtained was evaluated by the phytotoxicity test (delay of germination) on two (02) types of plants : tomato - *Lycopersicon esculentum* Mill., And salad (lettuce) - *Lactuca sativa* L.

**Results.** This study showed the benefit of using Ammonium Sulfate to boost and / or activate the composting process. Indeed, the experimental tests indicated that the use of 2.5 and 3.5 kg / m<sup>3</sup> of Ammonium Sulfate makes it possible to reduce and / or shorten by up to 30%, the composting time compared to control windrows which are not treated by this product. However, care must be taken as the overdose can suddenly lead to a spontaneous stop of the composting process.

**Conclusion.** The agronomic performances of composts activated by ammonium sulfate due to their amending and fertilizing power have been established. However, further studies are needed to determine the optimal dose of ammonium sulphate capable of rapidly accelerating the decomposition of the waste from bush still leaves.

**Keywords :** Bush still leaves, composting, ammonium sulfate, biostimulation, overdose

## 1. INTRODUCTION

Madagascar importe des engrais chimiques de synthèses (N, P, K) pour fertiliser ses sols agricoles en vue de maintenir le niveau des rendements des cultures. Alors qu'actuellement, la meilleure option est de favoriser la dynamique du retour de la matière organique dans le sol. En effet, la matière organique, facteur essentiel de fertilité, fait défaut dans la plupart des terres cultivables à Madagascar. Pourtant, le pays dispose de diverses sources de matières fertilisantes d'origines résiduelles (Mafor) potentiellement valorisables en agriculture. Par exemple, pour la Région d'Analanjorofo, des tonnes de déchets de feuilles issus d'activités de distillation d'huiles essentielles de feuilles de giroflier sont déversées quotidiennement dans la nature. Sandratriniana (2014) a recensé 1500 alambics de brousse uniquement au niveau du district de Fénérive-Est, soit environ 7500 alambics pour tous les cinq (05) districts de la Région d'Analanjorofo les plus productrices d'essences de feuilles. Des enquêtes et entrevues menées auprès des distillateurs d'essence de girofle au niveau du district de Vavatenina certifient que chaque alambic génère en moyenne 300 kg de déchets de feuilles à chaque opération de distillation complète de 24 heures. Cela signifie que l'ensemble des 7500 alambics opérationnels au niveau de la Région d'Analanjorofo peuvent générer des déchets de feuilles estimés à 2 250 tonnes par jour sans compter les quantités des déchets déjà produits ultérieurement.

Il est à signaler que beaucoup d'alambics de brousse de la Région Analanjorofo ont été opérationnels depuis les années 1970 et 1980. Une telle source de Mafor mérite d'être valorisée en vue de restaurer la fertilité des sols agricoles malagasy. Le recours aux techniques de compostage à partir de ces résidus de distillation est l'une de méthodes de valorisation agronomique la plus facile et la plus appropriée.

L'utilisation du compost de déchet d'alambics, substance doublement intéressante au plan agronomique en tant qu'engrais et en tant qu'amendement ; permet de concilier la protection de l'environnement avec la production agricole.

La présente étude a pour objectif d'évaluer le pouvoir activateur du Sulfate d'Ammonium sur le compostage des déchets issus d'activités de distillation d'huiles essentielles des feuilles de giroflier.

Cette recherche donne des informations sur la quantité de Sulfate d'Ammonium capable d'accélérer de façon significative et de mener à terme, le processus de compostage des déchets d'activités de distillation d'huiles essentielles des feuilles de giroflier.

## 2. MATERIEL ET METHODES

### 2.1. Déchets de feuilles d'alambics

Afin de mieux apprécier le processus de compostage activé par le sulfate d'ammonium, deux (02) séries d'andains (andains série A et andains série B) contenant respectivement des branches et branchettes (20 % pour la série andains A et 30 % pour les andains de la série B). Chaque unité d'andain renfermait près de cinq cent kilogrammes (500 kg) de mélange de déchets (tableau 1).

### 2.2. Conduite de compostage

La technique du compostage adoptée au cours de cette étude est le compostage en « *andain retourné avec aération naturelle* ». Cette technique consiste à découper préalablement en petits morceaux les déchets de feuilles à composter, puis les bien mélanger et par la suite, à les déposer en tas que l'on appelle « andain ». La dimension de l'andain dépend des quantités de substrats à traiter. Dans le cadre de cette étude, les dimensions d'un tas unitaire étaient de 2 m de long, 1,5 m de large et 0,4 m de hauteur.

### 2.3. Sulfate d'Ammonium (activateur du compostage)

Le principe d'activation de compostage par le sulfate d'ammonium repose sur le fait que ce produit contient en même temps l'ion ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) et du soufre sous forme sulfate (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Il est en effet

connu depuis longtemps que l'ammonium est la forme d'azote préférentiellement utilisée par les microorganismes (Jansson *et al.*, 1955 ; Broadbent et Tyler, 1962). L'apport de Sulfate d'Ammonium comme sources nutritives stimule la transformation de la matière organique du compost. Si la concentration en azote est élevée, l'activité biologique l'est aussi (Broadbent et Tyler, 1962). En effet, le sel d'Ammonium  $[(NH_4)_2SO_4]$ , une fois arrivée dans le milieu à composter, et en présence d'une certaine humidité, subit la réaction suivante :  $(NH_4)_2SO_4 \rightarrow 2NH_4^+ + SO_4^{2-}$

Ainsi, les ions ammoniums ( $NH_4^+$ ) et sulfates ( $SO_4^{2-}$ ) libérés seront par la suite utilisés par les microorganismes du compost pour stimuler leur développement et en même temps leurs activités. Grâce à l'action du sel d'ammonium  $[SO_4(NH_4)_2]$ , les microorganismes qui préexistent dans les déchets à composter constituent une flore complexe qui se met en activité spontanément et rapidement. De ce fait, le processus de transformation se fait plus rapidement et le Sulfate d'Ammonium agit comme agent biostimulant. Rappelons que, les principes de biostimulation consistent à favoriser le rendement de cette biodégradation en injectant au milieu à composter des nutriments et de l'oxygène (Jansson *et al.*, 1955 ; Broadbent et Tyler, 1962).

## 2.4. Démarches expérimentales

### Compostage

Afin d'apprécier et de suivre le pouvoir activant du Sulfate d'Ammonium, le compostage des différentes séries de déchets a été effectué dans des conditions opératoires identiques, c'est-à-dire (soumis aux mêmes processus de compostage, aux mêmes conditions climatiques et aux mêmes fréquences de retournement, etc.) mais en prenant comme témoin et/ou référence, le compostage des déchets sans activateur. Ainsi, cinq (05) modalités de doses d'activateurs ont été adoptés dans le cadre de cette étude.

Les doses appliquées à chaque couche de 10 cm d'épaisseur de déchets ont été organisées comme suit :

**Dose 1** : sans activateur (témoin)

**Dose 2** : saupoudrer 50 g/m<sup>2</sup>, soit 0,12 % de PB, soit équivalent d'une dose de 0,5 kg/m<sup>3</sup>

**Dose 3** : saupoudrer 100 g/m<sup>2</sup>, soit 0,24 % de PB, soit équivalent d'une dose de 1,0 kg/m<sup>3</sup>

**Dose 4** : saupoudrer 250 g/m<sup>2</sup>, soit 0,60 % de PB, soit équivalent d'une dose de 2,5 kg/m<sup>3</sup>

**Dose 5** : saupoudrer 350 g/m<sup>2</sup>, soit 0,84 % de PB, soit équivalent d'une dose de 3,5 kg/m<sup>3</sup>.

En effet, au-delà de la dose supérieure ou égale à 500 g/m<sup>2</sup> soit  $\geq 1,2$  % de PB ou équivalent d'une dose de 5 kg/m<sup>3</sup>, le pH du mélange devient inférieur à 5 (très acide) notamment après quelques jours du processus

de compostage (5 jours plus exactement). Dans cette zone de pH, les bactéries qui assurent la minéralisation des matières organiques ne sont plus actives (Gagnon, 2009). Du point de vue écologique, Finstein *et al.* (1981) appellent ce processus « suicide microbien ».

Aussi, en compostage, l'activité dégradative des micro-organismes est optimale pour la plage de pH se situant autour de la neutralité (6,5 et 8,5) (Mustin, 1987, Devisscher, 1997). Toutefois, le pH minimum tolérable particulièrement pour les bactéries minéralisatrices peut aller jusqu'à 4,5, tandis que le pH maximum toléré est de 9. En dehors de cette plage optimale, la propagation de micro-organismes est fortement inhibée. Les différentes séries d'andains constitués suivant les doses croissantes d'activateurs utilisées sont résumées dans le tableau 1.

**Tableau 1.** Séries d'andains selon les doses croissantes du produit activant pour chaque mélange

Andains	Masse totale (Kg de)	Feuilles (%)	Branches et branchettes (%)	Doses appliquées (g/m <sup>2</sup> )	Doses totales appliquées
<b>Série A</b>					
A <sub>0</sub>	500	80	20	0	Néant
A <sub>50</sub>	500	80	20	50	0,06
A <sub>100</sub>	500	80	20	100	0,12
A <sub>250</sub>	500	80	20	150	0,18
A <sub>350</sub>	500	80	20	200	0,24
<b>Série B</b>					
B <sub>0</sub>	500	70	30	0	Néant
B <sub>50</sub>	500	70	30	50	0,06
B <sub>100</sub>	500	70	30	100	0,12
B <sub>250</sub>	500	70	30	150	0,18
B <sub>350</sub>	500	70	30	200	0,24

Notons que chaque modalité de dose d'activateur appliquée a été répétée trois (03) fois, soit donc au total 30 andains unitaires similaires mis en place.

### Analyses physico-chimiques

Les prélèvements effectués à différents niveaux du tas après ouverture d'une saignée verticale de manière à obtenir un échantillon aussi représentatif que possible ont été mélangés et homogénéisés. Ainsi, le prélèvement de 500 g de matières dans des sacs stériles a été réalisé trois (03) fois à différents niveaux du tas et/ou andain. Les échantillons obtenus ont servi pour réaliser les différentes analyses biophysico-chimiques nécessaires. La caractérisation physicochimique a été effectuée à partir d'analyses classiques des éléments suivants : MS, MO, C, N, pH, température, conductivité électrique (EC), C/N, etc.

La détermination de la matière sèche (MS) a été effectuée selon le protocole normalisé (NF ISO 11465, 1994) : séchage d'un échantillon humide à 105 °C jusqu'à son poids constant. La différence de masse avant et après séchage a permis de mesurer la teneur en matière sèche et en eau.

La température a été mesurée quotidiennement à différents côtés des tas à l'aide d'une sonde de 50 cm de profondeur.

Le pH et la conductivité électrique (EC) ont été mesurés sur une suspension aqueuse échantillon-eau (1/5 : poids/volume) à l'aide d'un pH mètre à électrode combinée (ISO 10390,2005 ; CWEA-S-II-6.1v3-ISSep,2014) et d'un conductimètre équipé d'une cellule de mesure de la conductivité, d'un système de réglage de la plage de mesure et d'un dispositif de correction de la température avec une précision de 1 mS/m (Norme ISO 11265, 1994 ; CWEA-S-II-7v3-ISSep, 2014).

La matière organique totale (MOT) a été déterminée par la perte en masse lors de la calcination de l'échantillon à 550 °C, durant 02 heures dans un four (NF U 44-160). Le carbone organique total (COT) a été déterminé par voie humide ou par oxydation sulfochromique appelé également par oxydation chimique (ISO 14235,1998 ; CWEA-S-III-8.2v3-ISSep, 2014,).

L'azote total était déterminé selon la méthode Kjeldahl (EN 13342, 2000).

L'azote ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) et nitrique (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) par extraction à la solution de chlorure de potassium (KCl 1M) puis dosé par méthode colorimétrique (CWEA- S-II-10v2- ISSep, 2014 ; ISO 14256-1, 2003 ; ISO 14256-2,2005). La méthode colorimétrique de dosage de nitrate a consisté en effet à réduire l'ion nitrate en nitrite (à l'aide notamment de cadmium ou d'hydrazine) avec dosage de l'ion nitrite par la réaction de Griess-Ilosvay modifiée (Bremner, 1965 ; Guiot, 1975). L'absorbance a été mesurée à 543 nm. En revanche, l'ammonium a été dosé selon la réaction de Berthelot en milieu alcalin (NF T90-015 Août 1975) et l'absorbance mesurée à 630 nm.

### Test de maturité et phytotoxicité

La maturité de compost a été évaluée à partir des paramètres physico-chimiques classiques suivants : C/N, pH, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, et ensuite, le test biologique habituellement utilisé sur plateforme de compostage en l'occurrence le test d'auto-échauffement ou Test Rottegrad Température (NF EN 16087-2, 2011) a été effectué. Ainsi, le tableau 2 ci-après récapitule les normes et les caractéristiques physico-chimiques d'un compost mûr et stable. Ce tableau servira de référence pour la comparaison avec les résultats expérimentaux obtenus.

**Tableau 2.** Caractéristiques physico-chimiques et biologique d'un compost mûr

Paramètres	Tests/analyses	Valeurs compost immature	Valeurs compost mature	Références
Physico-Chimiques	pH	≤ 6,2	6,7 à 8,0	Avnimelech <i>et al.</i> , 1996
	NO <sub>3</sub> /NH <sub>4</sub>	< 1,0	1,4 et 6,8	Forster <i>et al.</i> , 1993
	CEC		> 60 meq/100g	Iglesias-Jimenez & Garcia,1989
	[C/N final/C/N initial]		≤ 0,7	Jiménez et Garcia,1989
Activité microbienne	Test d'Auto-échauffement	>40 °C	20 à 40 °C	Xavier, 2012

La pertinence des tests de maturité précités a été évaluée par un test de phytotoxicité (retard de germination). La phytotoxicité (retard de germination) de chaque compost est appréciée par un essai de germination. Le pouvoir germinatif du cresson (*Lepidium sativum* L.) est testé dans des conditions standardisées à l'aide d'un substrat, mélange du matériel frais à analyser et du sol (Zuconi *et al.*, 1981). Pour cause de la non-disponibilité de l'espèce cresson, le test de germination a été réalisé sur deux (02) types de plantes : la tomate - *Lycopersicon esculentum* Mill. et la laitue (*Lactuca sativa* L.). Il s'agit d'une opération d'évaluation de l'effet du compost sur la germination et la croissance de ces deux espèces de plantes.

Le pouvoir germinatif a été comparé à celui obtenu sur substrat de référence après 10 jours de croissance sous une température ambiante d'environ 20 °C. Les résultats avec le sol sans compost sont considérés comme 100 % (traitement sans compost = témoin) (WHO,1978).

Le pourcentage de germination a été calculé selon la formule suivante :

$$\text{Où } \% \text{ Germination} = 100 \times \left( \frac{N_T}{N} \right) \times \left( \frac{N_C}{N} \right)$$

N<sub>T</sub>= nombre de graines germées dans le traitement,  
N<sub>C</sub>= nombres de graines germées dans le témoin,  
N= nombre total de graines optées par pot.

A signaler qu'il existe d'autres variétés de tests biologiques pour apprécier l'effet phytotoxicité d'un compost, en l'occurrences : Test de la verticilliose (Spohn, 1978), Plante-test (Spohn, 1978), etc.

## 3. RESULTATS ET DISCUSSION

### 3.1. Caractérisation des mélanges des déchets initiaux

Les protocoles et les principales caractéristiques physico-chimiques des mélanges de déchets entrants initialement dans le processus de compostage sont résumés dans le tableau 3 ci-dessous.

**Tableau 3.** Principales caractéristiques physico-chimiques des matières premières ainsi que leurs mélanges initiaux avant le compostage

Andains	MS (%MB)	MOT (%MS)	COT (%MS)	NTK (g.kg <sup>-1</sup> MS)	N <sub>org</sub> (g.kg <sup>-1</sup> MS)	N-NO <sub>3</sub> (g.kg <sup>-1</sup> MS)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (g.kg <sup>-1</sup> MS)	C/N	pH <sub>eau</sub>	Conductivité électrique (mS/cm)
Série A	44,5	78,0	40,0	13,1	12,2	-	0,8	30,0	5,8	2,5
Série B	51,6	87,0	45,0	10,7	10,0	Trace	0,6	42,0	6,0	1,8

### 3.2. Résultats des suivis des paramètres physico-chimiques

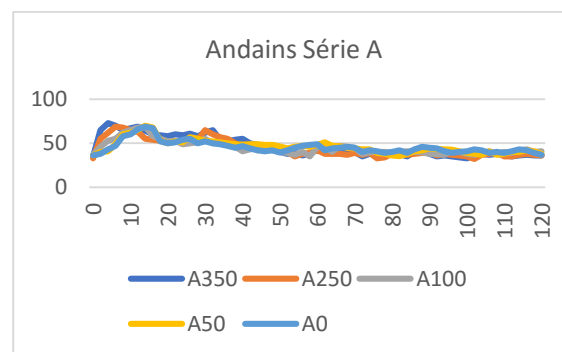
#### Température

Pour les andains de la série A, les températures mesurées ont atteint leur maximum de 70 °C après une semaine (Figure 1). Cependant, la montée de la température était plus rapide au niveau des andains A<sub>350</sub> et A<sub>250</sub>, avec 72 °C dès le 4<sup>ème</sup> et 6<sup>ème</sup> jour de compostage, et puis a diminué progressivement pour atteindre une température constante de 35 à 40 °C vers la fin du processus de compostage. Par contre, pour les autres andains A<sub>100</sub>, A<sub>50</sub> et A<sub>0</sub>, la température maximale n'a été atteinte qu'à partir du 8<sup>ème</sup> voire 15<sup>ème</sup> jour de compostage, et puis a diminué progressivement pour atteindre la valeur constante de 35 °C et 40 °C. Cette montée spectaculaire de la température au niveau des andains A<sub>350</sub> et A<sub>250</sub> est attribuable aux doses importantes d'activateur appliquées. La même tendance a été observée pour les andains de la série B. L'augmentation précoce de la température a été enregistrée au niveau des andains B<sub>350</sub> et B<sub>250</sub> dont la dose d'activateur appliquée était plus prononcée par rapport aux autres andains intermédiaires et témoins B<sub>100</sub>, B<sub>50</sub> et B<sub>0</sub>. L'influence quantitative de l'activateur (sulfate d'ammonium) se manifeste donc par une montée rapide des températures dès le début de compostage.

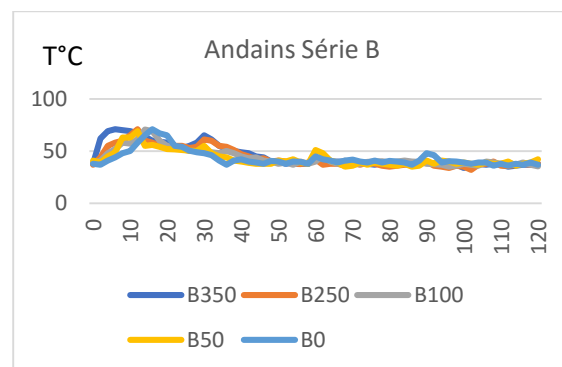
L'évolution des températures aussi bien au niveau des andains témoins que ceux des andains activés par le sulfate d'ammonium se déroule en deux phases : une phase active dominée par une intense activité microbiologique qui s'accompagne d'une élévation de température (phase thermophile) dès les premiers jours, par la suite la température baisse progressivement pour se stabiliser à des températures inférieures à 40 °C (Finstein et Morris, 1975 ; De Bertoldi *et al.*, 1983 ; Charnay, 2005), c'est la phase de maturation où l'humification (reconstitution de certaines matières organiques dégradées lors de la phase thermophile antérieure pour constituer d'autres matières organiques plus stables tels que les acides humiques et fulviques).

L'activité microbiologique a été donc déterminée par la mesure de la température de chaque andain.

Plus la dose d'activateur utilisée est importante, plus l'activité dégradative est intense à cause de la respiration des micro-organismes. La respiration élève progressivement la température jusqu'à un pic de 60 à 70 °C. En d'autres termes, l'activateur de compost favorise la multiplication de micro-organismes présents dans le tas, c'est-à-dire, booste et/ou stimule les micro-organismes déjà présents en les rendant plus efficaces.



**Figure 1A.** Evolution des températures des andains en fonction de la durée de compostage



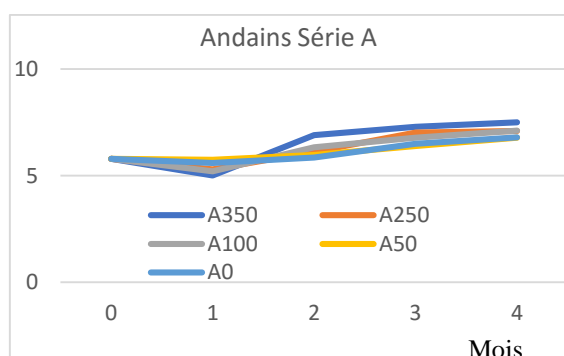
**Figure 1B.** Evolution des températures des andains en fonction de la durée de compostage

#### Evolution du pH

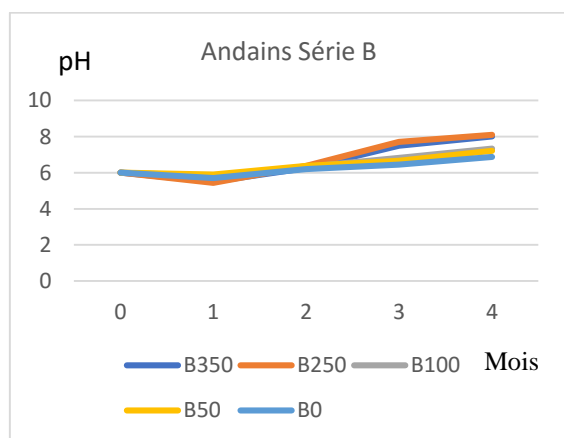
Le pH du départ pour l'ensemble des 10 andains était légèrement acide (5,8 pour les composts de la série A et 6 pour ceux des andains de la série B). Le suivi du pH (figure 2) durant le processus de compostage montre une légère chute de pH au début de compostage. Cette chute est plus importante pour le cas des andains A<sub>350</sub>, A<sub>250</sub>, B<sub>350</sub> et B<sub>250</sub>. Cependant, le pH au niveau de ces andains atteint très rapidement la valeur proche de neutralité malgré cette légère chute des valeurs en début du processus de compostage.

Cette acidité au début du processus de compostage étant due, d'une part, à la présence d'acides organiques à chaînes courtes principalement les acides acétiques et lactiques (Beck-Friis *et al.*, 2001), et d'autre part, à une phase de dégradation plus intensive de la matière organique (Forster *et al.*, 1993 ; Michel et Reddy, 1998). Le pH augmente par

la suite pour atteindre une valeur de 7,5 à la fin du processus de compostage. Ce phénomène va corroborer aux résultats relevés dans la littérature, comme ceux de Charnay (2005), etc. Les andains traités avec la dose d'activateur de 2,5 et 3,5 kg/m<sup>3</sup> connaissent en effet une chute précoce de pH mais en même temps une augmentation plus rapide. Cela signifie que l'usage d'activateur favorise la dégradation de la MO (du compost) et cette dernière se manifeste dans un premier temps par la chute brusque du pH et par une augmentation rapide de pH et se stabilise à la fin vers la neutralité. Les doses de 2,5 et 3,5 kg/m<sup>3</sup> ont permis d'obtenir rapidement un compost mûr comparativement à d'autres doses.



**Figure 2A.** Evolution du pH des deux séries d'andains en fonction de la durée de compostage



**Figure 2B.** Evolution du pH des deux séries d'andains en fonction de la durée de compostage

#### Evolution de la matière organique total (MOT) et carbone organique total (COT)

D'une manière générale, une diminution de la teneur initiale de MOT et de COT a été observée au cours du processus de compostage pour l'ensemble des 10 andains mais avec des intensités différentes suivant les doses d'activateurs adoptées (Figures 3 et 4). Cette diminution est due à la minéralisation du substrat organique du compost au cours de la dégradation biologique. Pour les déchets de la série A, c'est-à-dire des andains A<sub>0</sub>, A<sub>50</sub>, A<sub>100</sub>, A<sub>250</sub> et A<sub>350</sub>,

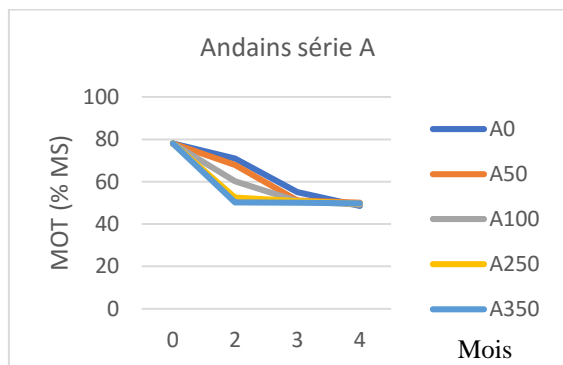
dont la teneur initiale en MOT était égale à 78,0 % de MS, une très forte diminution du MOT particulièrement au niveau des andains A<sub>350</sub> et A<sub>250</sub>, passant respectivement de 78 % à 50,78 % de MS pour A<sub>350</sub> et 78 à 50,01 % de MS A<sub>250</sub> au bout du 3<sup>ème</sup> mois de compostage, soit une perte relative en MOT de 34,89 % par rapport à la teneur initiale (78 %) pour A<sub>350</sub> et de l'ordre de 35,88 % par rapport à la teneur initiale pour l'A<sub>250</sub> a été observée.

De même, le COT des andains de ladite série A a diminué également. La réduction était passée respectivement de 40,0 % de MS à 25,8 % de MS pour A<sub>350</sub> et de 40,0 % de MS à 26,1 % MS pour A<sub>250</sub>, soit une perte relative en COT de 35,5 % par rapport à la teneur initiale (40,0 % de MS) pour A<sub>350</sub> et de 34,2 % par rapport à la teneur initiale pour A<sub>250</sub>.

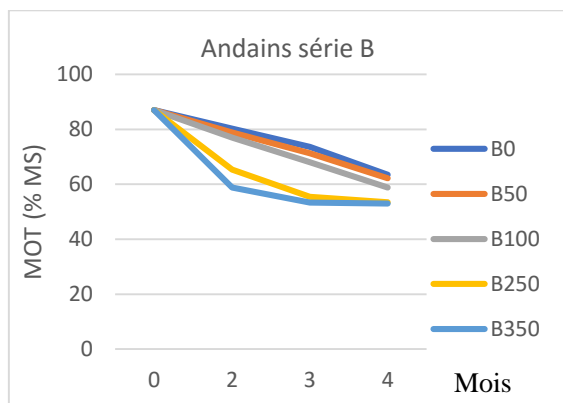
Des phénomènes similaires ont été observés pour le cas des composts de la série B (B<sub>350</sub>, B<sub>250</sub>, B<sub>100</sub>, A<sub>50</sub> et B<sub>0</sub>). Une forte diminution du taux de MOT pour les déchets compostés au niveau des andains B<sub>250</sub> et B<sub>350</sub> passant respectivement de 87,0 % de MS à 55,4 % et de 87,0 % à 53,3 % de MS vers le 3<sup>ème</sup> mois du compostage, soit une perte relative en MOT de l'ordre de 38,6 % par rapport à la teneur initiale pour l'andain B<sub>350</sub> et une perte en MOT de l'ordre de 36,2 % pour l'andain B<sub>250</sub> a été constatée. Aussi, une perte considérable en COT au niveau de ces deux andains durant la même période avec une chute de 45,0 % de MS à 27,3 % de MS pour B<sub>350</sub> et de passage de 45,0 % de MS à 28,4 % de MS pour B<sub>250</sub> au bout du 3<sup>ème</sup> mois du processus de compostage a été aussi observée.

Tout ceci, met en évidence l'effet de l'application du produit activant (le Sulfate d'Ammonium) sur la vitesse de dégradation de la matière organique. Le sulfate d'ammonium accélère donc le processus de décomposition et de transformation de la matière organique. En effet, la perte en MOT n'est pas liée à la teneur initiale. La forte diminution du taux de MOT est due à l'augmentation de la dose d'activateur appliquée en relation directe avec la multiplication des micro-organismes présents dans le tas. Ainsi, au début de compostage, les deux séries d'andains (A et B) ont chacune des teneurs initiales identiques en MOT de près de 78,0 % de MS pour les andains de la série A et de 87,0 % de MS ceux des andains de la série B, mais chaque série d'andains a enregistré au cours du processus de compostage des pertes en MOT différentes notamment durant les trois (03) premiers mois de compostage. Ces résultats mettent en évidence l'action et l'efficacité de l'activateur sur le processus de compostage. La vitesse de minéralisation de la Matière Organique Totale (MOT) est nettement supérieure pour les andains recevant la dose élevée d'activateur (andains A<sub>350</sub>, A<sub>250</sub>, B<sub>350</sub> et B<sub>250</sub>). Par ailleurs, aucune différence significative n'a été enregistrée entre l'évolution des MOT des andains intermédiaires (B<sub>100</sub>, B<sub>50</sub>, A<sub>100</sub> et A<sub>50</sub>) et ceux des

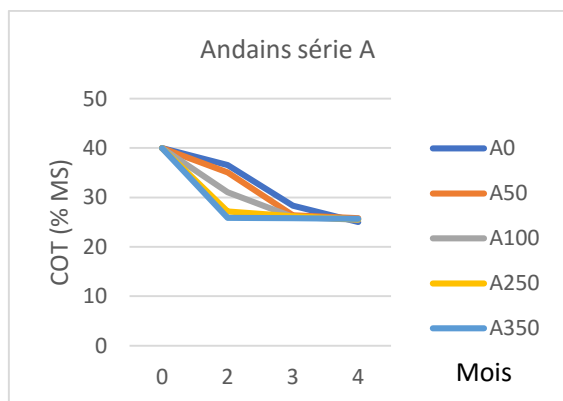
andains témoins ( $A_0$  et  $B_0$ ). Les doses optimales d'activateurs pour le cas de cette étude sont de 2,5 et 3,5 kg de sulfate d'ammonium/m<sup>3</sup>.



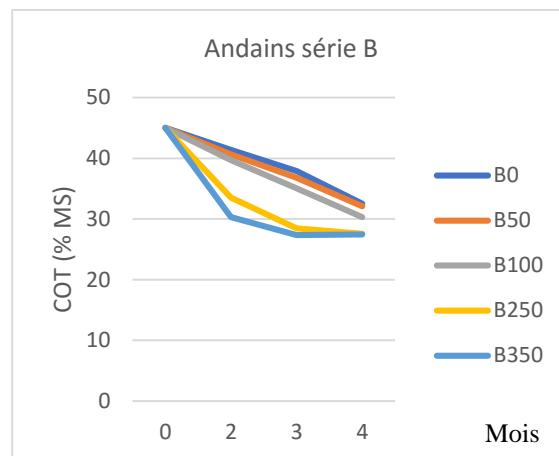
**Figure 3A.** Courbes d'évolution des taux de MOT pour l'ensemble des 10 andains



**Figure 3B.** Courbes d'évolution des taux de MOT pour l'ensemble des 10 andains



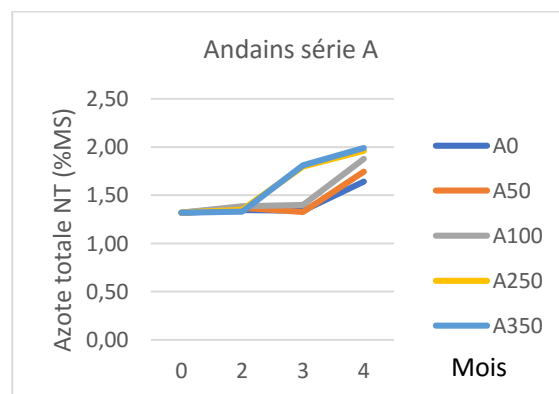
**Figure 4A.** Courbes d'évolution des taux de COT pour l'ensemble de 10 andains



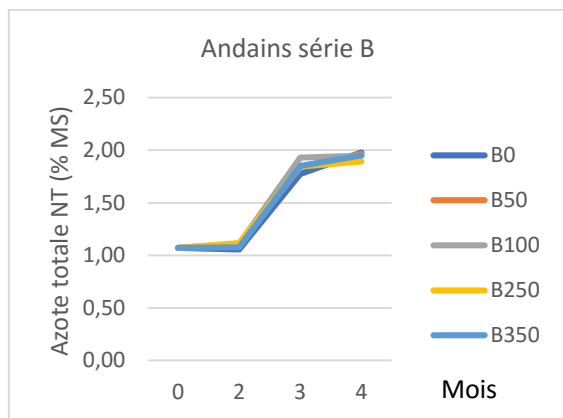
**Figure 4B.** Courbes d'évolution des taux de COT pour l'ensemble de 10 andains

### Evolution de l'azote total

Pour tous les dix (10) andains, l'azote total connaît a priori une augmentation au cours du compostage. Pour les andains  $A_{350}$  et  $A_{250}$  de la série A, la teneur en azote total est passée respectivement de 1,3 % de MS à 1,8 % pour  $A_{350}$  et de 1,3 % de MS à 1,8 % de MS pour  $A_{250}$  au bout du 3<sup>ème</sup> mois du compostage. Une augmentation de l'azote total au niveau de l'ensemble des cinq andains de la série B a été enregistrée. Cette augmentation est d'autant plus prononcée voire très précoce notamment au niveau des andains  $B_{350}$  et  $B_{250}$ , passant de 1,0 % de MS à 1,8 % de MS pour  $B_{350}$  et de 1,0 % de MS à 1,8 % de MS pour  $B_{250}$  au bout du 3<sup>ème</sup> mois de compostage. Cette augmentation est liée à l'élévation de la concentration de l'azote organique engendrée par la forte dégradation des composés carbonés dû à l'effet de l'activateur, notamment durant la première phase de compostage (phase de dégradation intensive), réduisant en conséquence la masse totale de compost (Feller et Ganry, 1981).



**Figure 5A.** Courbes de l'évolution de l'azote total pour l'ensemble de 10 andains

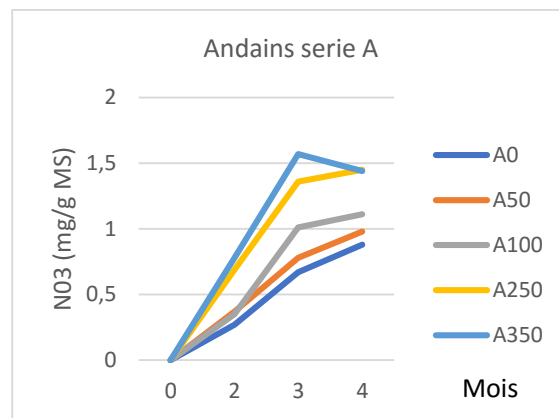


**Figure 5B.** Courbes de l'évolution de l'azote total pour l'ensemble de 10 andains

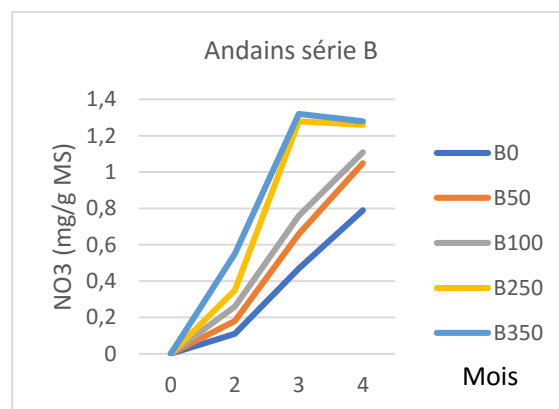
### Evolution de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) et des nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

Durant la première phase du processus de compostage notamment pendant la phase de dégradation intensive, la teneur en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) pour l'ensemble de 10 andains a été plus élevée et a diminué après la phase thermophile. L'ammonium domine généralement sur les nitrates au début du processus car l'oxydation ne fait que commencer et le  $\text{NH}_4^+$  est à l'état le moins oxydé. La chute de la teneur en ammonium après la phase thermophile peut s'expliquer probablement par l'augmentation de nombre de microflores qui nécessite de l'azote ammoniacal pour leurs propres métabolismes (van Fassen et van Dijk, 1979). Rappelons au passage que les microorganismes ne peuvent décomposer la matière organique que s'ils ont à leur disposition assez d'azote pour leurs propres besoins. L'ion ammonium est la forme préférée par les microorganismes pour leur croissance, à cause de l'état déjà réduit de cette molécule.

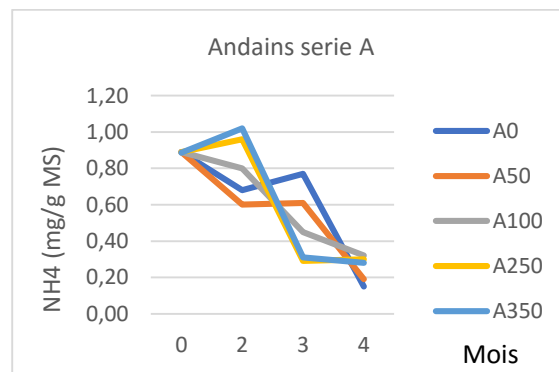
Ainsi, une très nette tendance à la baisse de quantité d'azote ammoniacale ( $\text{NH}_4^+$ ) particulièrement au niveau des andains  $\text{A}_{350}$ ,  $\text{A}_{250}$ ,  $\text{B}_{350}$  et  $\text{B}_{250}$  comparativement aux autres andains durant les trois premiers mois du processus (Figures 6 et 7) a été observée. Cette diminution est peut-être due à la consommation de cette forme d'azote par les microorganismes dans le tas de compost. Pour ce qui est l'évolution de l'azote nitrique ( $\text{NO}_3^-$ ), une faible teneur au cours de la phase thermophile a été constatée. Par la suite, les concentrations en nitrates ont augmenté de façon remarquable parce que la nitrification et l'oxydation du  $\text{NH}_4^+$  en nitrites puis en nitrates étaient inhibées au préalable par les concentrations élevées en ammonium dans le milieu. Cette évolution va en l'encontre des observations réalisées par plusieurs auteurs (Paul et Clark, 1989 ; Witter, 1986).



**Figure 6A.** Evolution de la teneur en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )

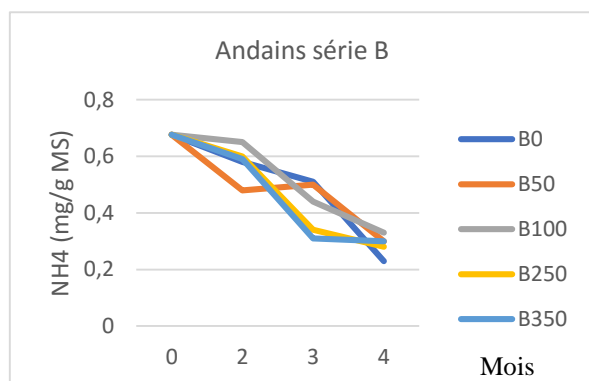


**Figure 6B.** Evolution de la teneur en nitrates ( $\text{NO}_3^-$ )



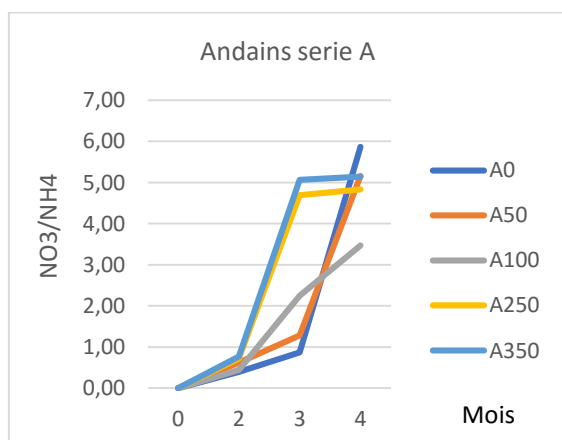
**Figure 7A.** Evolution des teneurs en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) de chaque andain



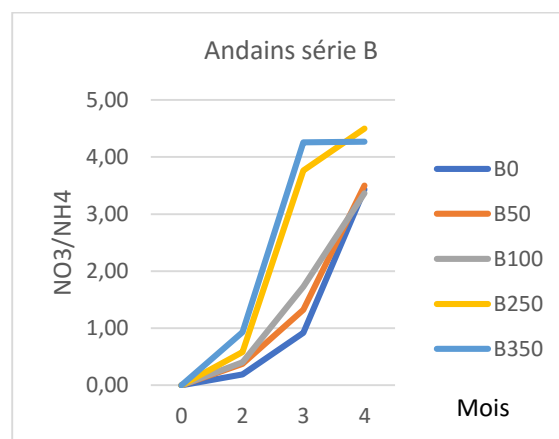


**Figure 7B.** Evolution des teneurs en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) de chaque andain

En effet, il a été remarqué que l'évolution du rapport  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  suit celle du nitrate, c'est-à-dire, une augmentation au cours de compostage. Pour les composts des andains  $\text{A}_{350}$  et  $\text{A}_{250}$ , ce rapport est passé respectivement de zéro au début du processus de compostage à 5,0 au bout du 3<sup>ème</sup> mois du compostage pour  $\text{A}_{350}$ , et de zéro à 4,6 au 3<sup>ème</sup> mois de compostage pour  $\text{A}_{250}$ . La même tendance a également été observée au niveau des composts des andains  $\text{B}_{350}$  et  $\text{B}_{250}$  de la série B avec respectivement une augmentation du rapport  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  de  $1,92 \cdot 10^{-4}$  (état de trace) au début du compostage à 4,2 au bout 3<sup>ème</sup> mois de compostage pour  $\text{B}_{350}$ , et  $1,92 \cdot 10^{-4}$  (état de trace) à 3,7 pour  $\text{B}_{250}$ . Forster *et al.* (1993) limite le rapport  $(\text{NO}_3^-) / (\text{NH}_4^+)$  à une valeur comprise entre 1,4 et 6,8 pour indiquer la maturité d'un compost quel que soit son origine. Cela suppose qu'au bout du 3<sup>ème</sup> mois de compostage, les composts des andains  $\text{A}_{350}$ ,  $\text{A}_{250}$ ,  $\text{B}_{350}$  et  $\text{B}_{250}$  ont été tous qualifiés mûrs. Alors que le rapport  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  supérieur ou égal à 1,4 n'est atteint qu'à partir de 4<sup>ème</sup> voire 5<sup>ème</sup> mois pour les autres andains traités avec des doses d'activateurs intermédiaires ( $\text{B}_{100}$ ,  $\text{B}_{50}$ ,  $\text{A}_{100}$  et  $\text{A}_{50}$ ) et les témoins ( $\text{A}_0$  et  $\text{B}_0$ ).



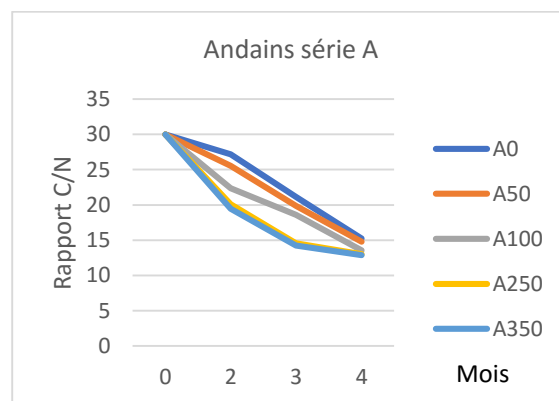
**Figure 8A.** Evolution du rapport  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  en fonction du temps



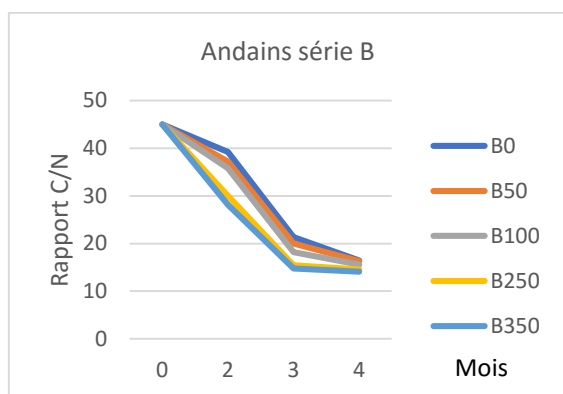
**Figure 8B.** Evolution du rapport  $\text{NO}_3^-/\text{NH}_4^+$  en fonction du temps

### Evolution du rapport C/N

Les résultats obtenus ont montré une baisse générale des différents rapports C/N au niveau de l'ensemble de dix (10) andains. Cette baisse diverge de 4 à 15 au bout du troisième mois du processus de compostage (Figure 9). Cette diminution est d'autant importante au niveau des tas activés par le Sulfate d'Ammonium. En effet, l'évolution du rapport C/N est donc fortement influencée voire corrélée significativement avec la concentration en azote total.



**Figure 9A.** Evolution du rapport C/N en fonction du temps



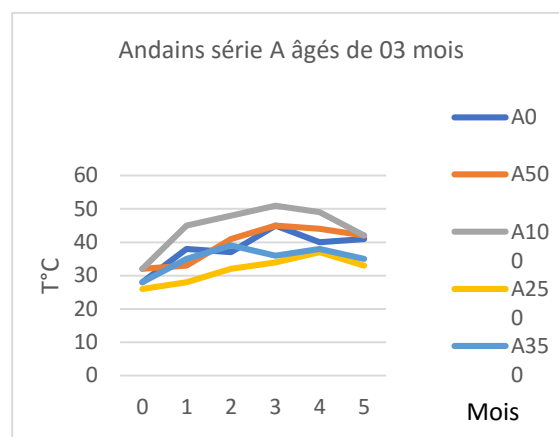
**Figure 9A.** Evolution du rapport C/N en fonction du temps

Après l'examen de l'évolution des différents paramètres physico-chimiques classiques, les composts des andains A<sub>350</sub>, A<sub>250</sub>, B<sub>350</sub> et B<sub>250</sub> peuvent être qualifiés mûrs au bout du 3<sup>ème</sup> mois voire 2<sup>ème</sup> mois du processus de compostage. En effet, tous les critères physico-chimiques témoignant la maturité de compost semblent être remplis : pH proche de la neutralité voire même légèrement basique, rapport NO<sub>3</sub><sup>-</sup>/NH<sub>4</sub><sup>+</sup> proche de 5, rapport [C/N final/C/N initial] largement inférieur à 0,7. Il est important de signaler qu'un rapport [(C/N) final/(C/N) initial] inférieur à 0,75 indique la maturité d'un compost (Jiménez et Garcia,1989). Par ailleurs, pour les autres andains recevant des doses intermédiaires (A<sub>100</sub>, A<sub>50</sub>, B<sub>100</sub>, B<sub>50</sub>) et les andains témoins sans activateur (A<sub>0</sub> et B<sub>0</sub>), leurs maturités semblent être atteintes au bout du 4<sup>ème</sup> voire 5<sup>ème</sup> mois de compostage. En d'autres termes, aucune différence significative en termes de temps de compostage n'est observée entre ces andains intermédiaires et les témoins. En conséquence, nous pouvons déclarer avec certitude que la dose optimale d'activateur idéale pour ce type de déchet est comprise 2,5 à 3,5 kg/m<sup>3</sup>.

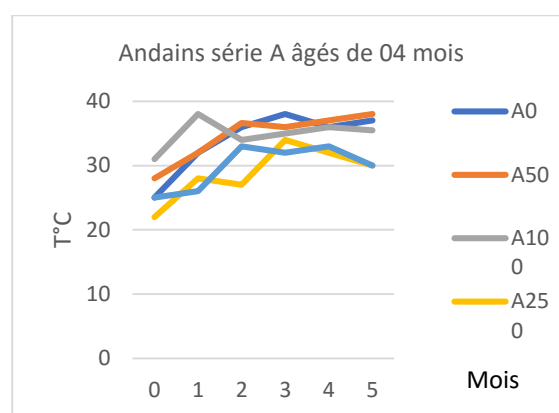
### 3.3. Résultats de tests de maturité et phytotoxicité

#### Test d'auto-échauffement (Rottegrad-Test)

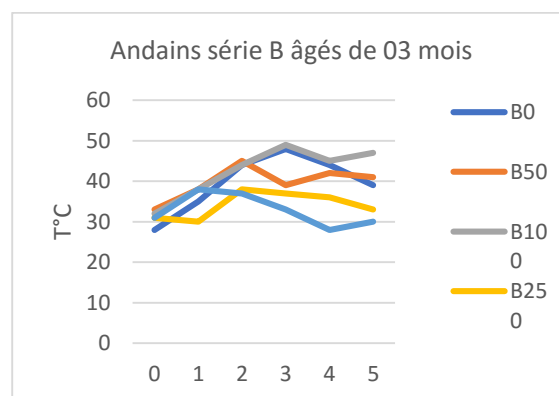
Les composts des andains A<sub>350</sub>, A<sub>250</sub>, B<sub>350</sub> et B<sub>250</sub> sont tous qualifiés mûrs à partir du 3<sup>ème</sup> mois de compostage. En effet, la température maximale de chaque traitement n'excède 40 °C au cours de l'essai d'incubation. En revanche, les autres composts des andains intermédiaires (A<sub>100</sub>, A<sub>50</sub>, B<sub>50</sub>, B<sub>100</sub>) et témoins (A<sub>0</sub> et B<sub>0</sub>), leurs maturités n'étaient atteintes qu'au-delà du 4<sup>ème</sup> mois du processus de compostage.



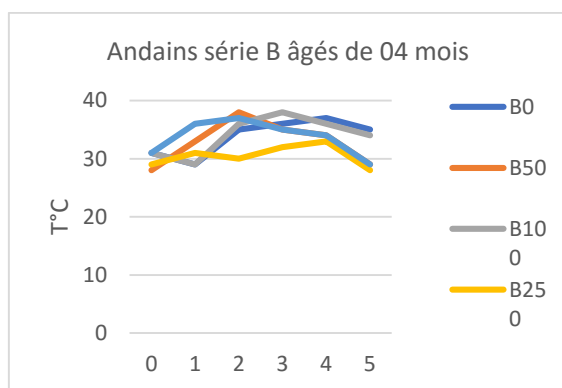
**Figure 10A.** Test d'auto-échauffement ; variation de température d'échauffement en fonction de l'âge de compostage



**Figure 10.B** Test d'auto-échauffement ; variation de température d'échauffement en fonction de l'âge de compostage



**Figure 10C.** Test d'auto-échauffement ; variation de température d'échauffement en fonction de l'âge de compostage



**Figure 10D.** Test d'auto-échauffement ; variation de température d'échauffement en fonction de l'âge de compostage

### Test de phytotoxicité

Le test de phytotoxicité était basé sur l'essai de germination de deux espèces maraichères (tomate et laitue). Le test de phytotoxicité est en effet le seul moyen d'évaluer la toxicité liée à l'incorporation du compost au sol. Les résultats des tests de germination sont rapportés dans le tableau 4 ci-après.

**Tableau 4.** Taux de germination des composts

Composts	Âges (mois)	Variétés	Taux de germination (%)															
			Sol+30% compost		Sol+50% compost		Sol+75% compost		Compost 100%									
A <sub>250</sub> et B <sub>250</sub>	3	Tomate/ laitue	67	77	81	79	65	80	77	71	55	49	52	61	45	51	38	41
	4		89	97	79	83	72	69	61	73	72	76	82	68	39	50	44	28
A <sub>350</sub> et B <sub>350</sub>	3		77	81	78	85	78	75	70	66	59	63	71	67	56	45	49	51
	4		82	88	89	91	81	69	78	69	77	70	79	81	58	55	61	65
A <sub>100</sub> et B <sub>100</sub>	3		28	32	27	30	23	19	22	33	26	22	21	28	26	21	18	19
	4		67	78	85	81	67	77	59	61	77	83	79	85	49	52	63	59
A <sub>50</sub> et B <sub>50</sub>	3		19	23	16	20	22	18	19	23	19	23	15	20	12	8	11	9
	4		58	65	73	76	61	59	67	70	59	61	65	70	51	57	59	62
A <sub>0</sub> et B <sub>0</sub>	3	15	23	19	13	19	21	21	20	17	21	11	17	7	11	9	8	
	4	77	82	67	78	65	72	65	55	58	49	51	45	55	33	28	27	

Il ressort du tableau 4, que quelles que soient les doses de composts, des retards de germination que ce soit pour la tomate que pour la laitue ont été constatés pour les composts âgés de trois mois des andains A<sub>0</sub>, B<sub>0</sub>, A<sub>50</sub>, B<sub>50</sub>, A<sub>100</sub> et B<sub>100</sub>. En effet, seulement, moins de 30 % des graines ont bien germé au bout du 7<sup>ème</sup> jour pour l'ensemble des traitements. Ils présentent donc une légère phytotoxicité due probablement à un manque de maturation des composts. Par contre, les composts des andains A<sub>250</sub>, B<sub>250</sub>, A<sub>350</sub> et B<sub>350</sub> âgés de trois mois ont affiché à leurs tours des taux de germination élevé (plus de 60 % pour l'ensemble des traitements, sauf pour le traitement avec 100 % de compost qui a affiché un taux de germination relativement faible. Les résultats ont été meilleurs pour la dose de 30% de composts âgés de 3 mois issus des andains A<sub>250</sub>, B<sub>250</sub>, A<sub>350</sub> et B<sub>350</sub> et permettant ainsi obtenir après 7 jours, un taux de germination de de 85 % pour la tomate et de 71 % pour la laitue.

Par ailleurs, les cultures traitées avec 100 % du compost ont donné plutôt des mauvais taux de germination largement en dessous des autres traitements. Ces résultats sont en accord avec ceux rapportés par De haan (1981) et Abad Berjon *et al.* (1997) qui ont signalé que l'effet dépressif du compost n'est pas seulement lié aux caractéristiques des composts, mais aussi en fonction des doses appliquées.

## 5. CONCLUSION

Les résultats de l'évolution des paramètres physico-chimiques, des tests d'auto-échauffement ainsi de germination pratiqués sur deux espèces de plantes maraichères, ont montré que : (i) aux doses de 2,5 et 3,5 kg/m<sup>3</sup>, le sulfate d'ammonium peut activer positivement le processus de compostage avec un pouvoir activant de l'ordre de 25,0 à 30,0 %, c'est-à-dire, avec ces doses, le sulfate d'ammonium permet d'écourter le temps de compostage jusqu'à 30,0 %, permettant ainsi d'obtenir un compost mûr et bien au point dès le 3<sup>ème</sup> mois de compostage contre 4 mois voire 5 mois pour les andains traités avec des doses plus faibles (doses intermédiaires) et témoins (sans activateur) ; (ii) l'overdose (surdosage) pourrait conduire subitement à l'arrêt du processus de compostage notamment à cause de l'augmentation brutale de température d'une part, mais également à cause de la chute considérable et précoce du pH en début du processus de compostage.

Certes, ce pouvoir activant pourrait certainement aller au-delà de 30,0 % si on utilise bien évidemment d'autres techniques de compostage plus performantes et plus modernes. De même, ce gain de temps de compostage peut être nettement supérieure pour d'autres types de déchets comme par exemples avec des fractions fermentescibles d'ordures ménagères (FFOM), des biodéchets fermentescibles comme le reste de repas etc. Les résultats obtenus dans le cadre de cette étude concernent uniquement les déchets de feuilles d'alambics de brousse, c'est-à-dire, déchets issus des résidus de distillations d'essences de feuilles de giroflier.

Des études ultérieures peuvent être effectuées dans le sens de prouver que cet effet activant du processus de compostage des déchets d'alambics de brousse est lié principalement à la présence de l'ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) qui favorise inexorablement la prolifération des microorganismes minéralisateurs présents dans les déchets à composter.

## Références

Abad Berjon M., Climent Morato M. D., Aragon Revuelta P. & Camarero Simon A., 1997. The influence of solid urban waste compost and nitrogen-mineral fertilizer on growth and productivity in potatoes. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.*, 28, 1653-1661.

- Avnimelech Y., Bruner M., Ezrony I., Sela R & Kochba M. 1996. Stability indexes for municipal solid waste compost. *Compost Science & Utilization*, 4(2), 13-20.
- Beck-Friis B. & Jonsson S., Eklind H., Kirchmann Y. & Smars H., 2001. Composting of source-separated household organics at different oxygen levels: gaining and understanding of the emission dynamics. *Compost. Science & Utilization*, 11(1), 41- 50.
- Bremner J.M., 1965. Inorganic forms of nitrogen. In : Black C.A. et al. (eds). *Methods of soil analysis. Part 2*. Madison, WI, USA. *American Society of Agronomy*, 1179-1237.
- Broadbent F. E. & Tyler K. B., 1962. Laboratory and greenhouse investigations of nitrogen immobilization. *Soil Sci.Soc.Amer. Proc.*, 26, 459-462.
- Charnay F., 2005. *Compostage des déchets urbains dans les Pays en Développement. Elaboration d'une démarche méthodologique pour une production pérenne de compost*. Thèse de Doctorat, Université de Limoges, 277 p.
- CWEA- S-II-10v2- ISSeP, 2014. *Détermination de l'azote nitrique, nitreux et ammoniacal dans les extraits au KCl de sols*.
- CWEA S-II-7v3-ISSeP, 2014. *Détermination de la conductivité électrique spécifique d'un extrait aqueux d'un échantillon de sol (y compris les sédiments), de matières utilisées sur ou dans les sols et de déchets*.
- CWEA-S-II-6.1v3-ISSeP, 2014. *Détermination du pH eau dans les échantillons de sols (y compris les sédiments), les matières utilisées sur ou dans les sols et les déchets*.
- CWEA-S-III-8.2v3-ISSeP, 2014. *Détermination du carbone organique par oxydation sulfochromique*.
- De Bertoldi M., Vallini G. & Pera A., 1983. The biology of composting: review. *Waste Management & Research*, 1, 157-176.
- De Haan S., 1981. Results of municipal waste compost research over more than fifty years at the Institute for Soil Fertility at Haren/Gorninge, the Netherlands. *Neth. J. agric. Sci*, 29, 49-61.
- Devisscher S., 1997. *Le compost*. Mém. D.E.S.S., Université Picardie, 60 p.
- Feller C. & Ganry F., 1981. *Décomposition et humification des résidus végétaux dans un agro-système tropical. III. Effet du compostage et de l'enfouissement de divers résidus de récolte sur la répartition de la matière organique dans différents compartiments d'un sol sableux*. Documents CNRA Bambey, 13 p.
- Finstein M. S. MacGregor S.T., Miller F.C. & Psarianos K.M., 1981. Composting Process Control Based on Interaction Between Microbial Heat Output and Temperature. *Applied and environmental microbiology*, 41(6), 1321-1330.
- Finstein M. S. & Morris M. L., 1975. Microbiology of municipal solid waste composting. *Advances in Applied Microbiology*, 19, 113-151.
- Forster J. C., Zech W. & Würdinger E., 1993. Comparison of chemical and microbial methods for the characterization of the maturity of composts from contrasting sources. *Biology and Fertility of Soils*, 16, 93-99.
- Guiot J., 1975. Estimation des réserves azotées du sol par détermination de l'azote minéral. *Rev. Agric.*, 28, 1117-1132.
- Iglesias-Jimenez A. & Alvarez C.E., 1993. Apparent availability of nitrogen in composted municipal refuse. *Biol. Fertil. Soils*, 16, 313-318.
- Gagnon J., 2009. Impact des différentes formes d'azote (Urée,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) sur la croissance des plants et sur le lessivage des engrais. Session sur la formation des nutriments minéraux sur les plantes forestières, 72 p.
- Jansson *et al.*, 1955. Preferential utilization of ammonium over nitrate by micro-organisms in the decomposition of oat straw. *International Journal Plant and soil*, 6, 382-390.
- Michel F. C. & Reddy C.A., 1998. Effect of oxygenation level on yard trimmings composting rate, odor production, and compost quality in bench-scale reactors, 14 p.
- Mustin, 1987. *Le compost : gestion de la matière organique*, 954 p.
- Norme NF-T-90-015, Août 1975. *Méthode spectrophotométrique au bleu d'indophénol (méthode de Berthelot)*. www.freepatentsonline.com
- Norme NF ISO 11265, 1994. *Qualité du sol – Détermination de la conductivité électrique spécifique*, 6 P.
- Normes NF ISO 11465, 1994. *Qualité du sol - Détermination de la teneur pondérale en matière sèche et en eau - Méthode gravimétrique*, 4 p.
- Norme NF ISO 14235, 1998. *Qualité du sol – Dosage du carbone organique par oxydation sulfochromique*, 5 p.
- Norme ISO 14256-1, 2003. *Qualité du sol – Dosage des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans les sols bruts par extraction au moyen d'une solution de chlorure de potassium – Partie 1 : Méthode manuelle*.
- Normes NF ISO 14256-2 : 2005. *Qualité du sol – Dosage des nitrates, des nitrites et de l'ammonium dans les sols bruts par extraction au moyen d'une solution de chlorure de potassium - Partie 2 : Méthode automatisée avec analyse en flux segmenté*, 5 p.
- Norme ISO 10390, 2005. *Qualité du sol – Détermination du pH*.
- Norme NF EN 16087-2, Décembre 2011. *Amendements du sol et supports de culture - Détermination de l'activité biologique aérobie - Partie 2 : test d'auto-échauffement pour compost*, 4 p.

Paul E.A. & Clark F.E., 1989. *Soil microbiology and biochemistry*. Academic press, inc., San-Diego, California, U.S.A.

Sandratriniana R.R. 2014. *Etudes des Facteurs de Variation du Rendement et de la Composition Chimique au Niveau des Distilleries Artisanales*. Mémoire de Fin d'Études Université d'Antananarivo, option Industries Agricoles et Alimentaires, 150 p.

Spohn E. 1978. Determination of compost maturity. *Compost Science/Land Utilization*, 19(3), 26-27.

van Fassen H .G. & van Dijkh, 1979. *Nitrogen conversions during the composting of manure/ straw mixtures*. In *Straw decay and its effects and on disposal and utilization*. (Edited by GROSSBARD E.), John Wiley& Sons, New-York, U.S.A, p.113-120.

Witter E., 1986. *The fate of nitrogen during high temperature composting of sewage sludge- Straw mixtures*. Ph. D Thesis, Ashford Kent, University of London, U. K, 269 p.

World Health Organization (WHO), 1978. Methods of analysis of sewage sludge, soild wastes and compost. International Reference Center for Wastes Disposal, CH-8600, Dubendorf, Suisse, *World Journal of Microbiology and Biotechnology* volume 17, 155–161.

Xavier S., 2012. *Méthode d'analyse et interprétation des résultats : potentiel de minéralisation, fractionnement biochimique et ISMO, maturité : test d'auto-échauffement, maturité : test respirométrique*. Celesta-lab / Formation Ecotechnologie, 42 p.

Zucconi F., Pera A., & Forte M., 1981. Evaluating toxicity of immature compost. *BioCycle*, 22, 54-57.