

Effets de différents types de composts à base de déchets urbains solides sur la productivité du sol sous culture de sorgho en zone soudano-sahélienne au Burkina Faso

Souleimane SANA^{1,2*}, Edmond HIEN^{1,3},
Boussa Tockville MARE¹

Résumé

L'accroissement de la production de déchets urbains et la fraction organique y présente placent leur valorisation agricole comme stratégie durable d'amélioration de la productivité des sols sous cultures en milieu urbain et périurbain. L'étude évalue les effets de deux modes d'apport de six formules de compost de déchets urbains solides sur les propriétés physiques et chimiques d'un sol et le rendement en biomasse du sorgho à Gampèla, au Burkina Faso. L'expérience a été menée avec un dispositif split-plot à trois blocs de six sous-blocs comprenant chacun sept traitements sous six formules de compost et un témoin en comparant l'effet de chaque type de compost appliqué en apport localisé ou en épandage à la dose de 3 t de matière sèche par ha⁻¹ an⁻¹. Les résultats montrent que l'application des composts a induit une réduction de la densité apparente de 0,52 à 3,98 % en apport localisé et de 2,54 à 5,76 % en épandage sur la couche 0-10 cm. L'application des composts a augmenté la teneur en C du sol de 7 % à 20 % en épandage et de 11 % à 30 % en apport localisé et la teneur en N du sol de 11 % à 38 % en épandage et de 23 % à 38 % en apport localisé. En apport localisé, la minéralisation de l'azote était 3 à 8 fois plus importante qu'en épandage avec de meilleurs rendements sous quatre traitements. Le compostage de déchets urbain constitue une alternative durable pour la gestion de la fertilité des sols.

Mots-clés : Productivité des sols, mode d'apport, composts de déchets urbains, Rendement du sorgho, Burkina Faso.

¹ Laboratoire Sols, Matériaux et Environnement, Université Joseph KI-ZERBO, 03 BP 7021 Ouagadougou 03 - Burkina Faso

² Secrétariat permanent de la Coordination des Politiques Sectorielles Agricoles, Ministère de l'Agriculture, des Ressources et Halieutiques, 03 BP 7010 Ouagadougou 03 - Burkina Faso

³ Institut de Recherche pour le Développement, 01 BP 182 Ouagadougou 01 - Burkina Faso

*Auteur correspondant : Souleimane SANA, Email : souleimanesana@gmail.com, Tél. : +226 52 853 184, ORCID : <https://orcid.org/0009-0006-7388-374X>

Effects of several types of compost made from solid urban waste on soil productivity under sorghum cultivation in the Sudano-Sahelian zone of Burkina Faso

Abstract

The increase in urban waste production and the organic fraction it contains make agricultural recovery of urban waste a sustainable strategy for improving soil productivity in urban and peri-urban farming. The study evaluates the effects of two methods of applying six types of solid urban waste compost on the physical and chemical properties of soil and the biomass yield of sorghum in Gampèla, Burkina Faso. The experiment was conducted using a split-plot design with three blocks of six sub-blocks, each comprising seven treatments using six compost formulas, including a control, comparing the effect of each type of compost applied either locally or spread at a rate of 3 tonnes of dry matter per hectare per year. The results show that the application of compost led to a reduction in bulk density of 0.52 to 3.98% when applied locally and 2.54 to 5.76% when spread over the 0-10 cm layer. Compost application increased soil C content by 7% to 20% when spread and by 11% to 30% when applied locally, and soil N content by 11% to 38% when spread and by 23% to 38% when applied locally.

With localised application, nitrogen mineralisation was 3 to 8 times higher than with spreading, with better yields under four treatments. Urban waste composting is a sustainable alternative for soil fertility management..

Keywords: Soil productivity, application method, urban waste compost, sorghum yield, Burkina Faso.

Introduction

L'évolution des sols et de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques, notamment vis-à-vis de leur fonction de production agricole, sont étroitement liées à leur statut organique, c'est-à-dire à la quantité et à la qualité de leurs matières organiques (KOULL et HALILAT, 2016 ; SOME *et al.*, 2015). En effet, il est bien établi que la matière organique des sols (MOS) joue des rôles agronomiques et environnementaux très importants notamment dans les sols très dégradés des agroécosystèmes tropicaux (HIEN, 2004 ; KUMAR, 2025). Elle permet le stockage et la mise à disposition des nutriments pour les plantes, la stabilisation des agrégats, la régulation des polluants, la réduction des gaz à effet de serre (GES) et constitue en même temps une source d'énergie pour les organismes (MESELE *et al.*, 2024 ; TSOZUÉ *et al.*, 2021).

Dans l'agriculture moderne, l'intensification agricole s'accroît et les sols manifestent une tendance à la dégradation à cause de la diminution

du taux de matière organique. Ce problème est d'autant plus accentué en Afrique et les scénarii d'analyses climatiques projettent une détérioration des ressources naturelles, notamment une baisse de la fertilité des sols, avec des effets négatifs sur la sécurité alimentaire (ATOLOYE, 2024 ; ZIERVOGEL et ZERMOGLIO, 2009). En effet, les pays de l'Afrique subsaharienne, caractérisés par des conditions agroécologiques et sociales difficiles (pluviométrie en baisse, réchauffement de la température, dégradation des terres, forte densité de la population), sont particulièrement touchés par ce phénomène de dégradation. Au Burkina Faso, 38 % des sols sont affectés par le processus de dégradation induit par les changements climatiques et la mauvaise gestion anthropique (FAO, 2005). Les estimations indiquent qu'environ 60 % des sols ont un taux de matière organique < 1 %. Ce taux, considéré bas selon les normes du Bureau national des sols (BUNASOLS), semble lié au fait que les résidus cultureux qui étaient la principale source de matières organiques ne sont pas restitués au sol pour des raisons d'usage domestique et de vente (KABORÉ *et al.*, 2011). Dans ce contexte marqué par l'urbanisation croissante, les changements globaux et la raréfaction des résidus cultureux en milieu périurbain couplée à la cherté des intrants minéraux, l'agriculture doit exploiter toutes les opportunités pour assurer une production continue et durable. Ainsi, la valorisation après compostage des déchets biodégradables des centres urbains constitue aujourd'hui une des alternatives pour l'agriculture périurbaine. Elle contribue en partie à l'assainissement des centres urbains et permet une compensation du manque de substrats organiques en zone périurbaine. En effet, selon les estimations, la production de déchets urbains par personne/jour dans la ville de Ouagadougou s'élève à 0,7 kg, dont 62,5 % des déchets biodégradables (KABORÉ *et al.*, 2011). Des travaux antérieurs ont montré que les composts issus de mélange de déchets urbains solides ont des effets positifs sur la production avec un minimum de risque pour l'environnement et la santé humaine (BAMBARA *et al.*, 2015 ; COMPAORÉ et NANÉMA, 2010). En effet, soulignent-ils, ils constituent une source importante d'éléments nutritifs pour les plantes dont, l'azote, un élément essentiel qui conditionne la productivité. Cependant, peu d'auteurs ont fait des investigations sur la biodisponibilité des éléments majeurs comme l'azote que contiendraient ces amendements organiques ou leurs aptitudes à le libérer pour la plante.

Pourtant, face à la dégradation du milieu biophysique, le taux d'adoption des pratiques de production de fumure organique en milieu périurbain devient de plus en plus important. Il est nécessaire d'approfondir les investigations sur la dynamique saisonnière de la minéralisation de ces amendements afin de gérer au mieux leur utilisation. Ce besoin est d'autant crucial parce que la minéralisation qui permet de rendre l'azote disponible aux plantes dépend de plusieurs facteurs, notamment le contexte pédoclimatique, la quantité et de la qualité des apports ainsi que des pratiques culturales associées aux conditions d'application.

C'est ainsi que cette étude intitulée « Effets de différents types de composts à base de déchets urbains solides sur la productivité du sol sous culture de sorgho en zone soudano-sahélienne au Burkina Faso » a été initiée. Elle vise à évaluer la minéralisation *in situ* de l'azote du sol et de sa dynamique saisonnière en réponse à l'apport de six composts en fonction de deux modes d'apport. Cette étude repose sur l'hypothèse que la nature du compost et le mode d'apport peuvent influencer la teneur en N du sol et la minéralisation de l'azote dans le temps.

I. Matériel et méthodes

I.1. Zone d'étude

L'étude a été conduite à la station expérimentale de Gampèla, située à 25 km à l'Est de Ouagadougou, entre les latitudes 12° 24,613' et 12° 25,413'N et les longitudes 1° 20,464 et 1° 21,652'W (figure 1). La zone de Gampèla est soumise à un climat de type nord-soudanien.

Il se caractérise par l'alternance d'une saison sèche allant d'octobre à mai et d'une saison humide ou saison pluvieuse de juin à septembre. Les précipitations se caractérisent par leur répartition spatio-temporelle inégale. Le cumul des précipitations annuelles montre des variations importantes au cours des dix (10) dernières années. Les températures sont restées presque stables au cours des dix (10) dernières années. Le couvert végétal à Gampèla est constitué essentiellement par la savane arborée, la savane arbustive et les formations ripicoles (KAGAMBEGA, 2006). Selon la classification CPCs, les sols appartiennent majoritairement à la classe des sols à sesquioxides de fer et/ou de manganèse.

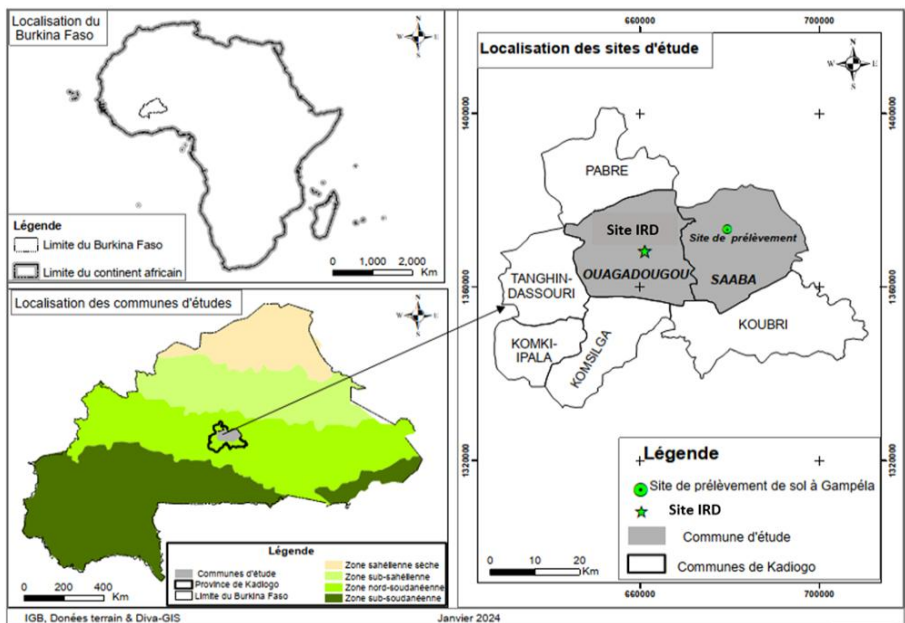


Figure 1 : Carte de situation de la zone d'étude

I.2. Matériel

I.2.1. Matériel végétal

La variété de sorgho, *Sorghum bicolor* (L.), appelée Kapèlga a été utilisée. C'est une lignée créé par l'Institut de l'Environnement et de Recherches agricoles (INERA) depuis 1992. Elle est assez résistante à la sécheresse et est adaptée à la zone comprise entre les isohyètes 400 et 700 mm Son cycle semi-maturité est de 90 à 100 jours avec un rendement potentiel de 2,8 T/Ha avec un apport en matière organique bien décomposée (CNS, 2014).

I.2.2. Composts utilisés

Les composts utilisés ont été produits à partir du mélange de déchets solides urbains biodégradables sur la plateforme de compostage du Centre de Traitement et de Valorisation des Déchets urbains (CTVD). La technique utilisée est le compostage en tas. Ces composts ont été produits à partir de trois substrats à des proportions différentes. Il s'agit de déchets d'abattoir (DA), de déchets de cuisine (DC) et de déchets verts (DV). La composition de ces différentes formules de composts est consignée dans le tableau I et les caractéristiques chimiques des composts sont présentées par le tableau II.

Tableau I : Formulation des différents composts (en % poids brut)

	Déchets d'abattoirs	Déchets de cuisine	Déchet vert
Compost 1	60	00	40
Compost 2	40	20	40
Compost 3	30	30	40
Compost 4	20	40	40
Compost 5	00	60	40
Compost 6	00	00	100

I.3. Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental est constitué d'un plan split-plot à trois blocs et six sous-blocs. Chaque bloc comprend deux sous-blocs c'est-à-dire un sous-bloc de sept parcelles élémentaires où tous les composts sont épandus (EP) en surface de façon homogène sur chaque parcelle élémentaire et un autre sous bloc de sept parcelles élémentaires où les composts sont enfouis auprès des poquets sous forme d'apport localisé (AL). Dans chaque sous-bloc, il y a sept traitements. Les traitements numérotés de T1 à T6 correspondent aux parcelles élémentaires où les composts numérotés de C1 à C6 sont appliqués sans ajout d'autres fertilisants et un traitement Ta qui correspond à la parcelle témoin absolu sans apport de compost ni d'autres éléments fertilisants. Les traitements T1-EP et T1-AL correspondent à l'application en épandage et en apport localisé du compost C1 fabriqué à partir de 60 % de déchets d'abattoir et 40 % de déchets de vert. Les traitements T2-EP et T2-AL correspondent à l'application en épandage et en apport localisé du compost C2 fabriqué à partir de 40 % de déchets d'abattoir, 20 % de déchets de cuisine et 40 % de déchets verts. Les traitements T3-EP et T3-AL correspondent à l'application en épandage et en apport localisé du compost C3 fabriqué à partir de 30 % de déchets d'abattoir, 30 % de déchets de cuisine et 40 % de déchets verts. Les traitements T4-EP et T4-AL correspondent à l'application en épandage et en apport localisé du compost C4 fabriqué à partir de 20 % de déchets d'abattoir, 40 % de déchets de cuisine et 40 % de déchets verts.

Tableau II : Teneur en éléments chimiques des six composts utilisés

Paramètres	Compost 1	Compost 2	Compost 3	Compost 4	Compost 5	Compost 6
MS (%)	60,93 b ±4,29	68,50 a ±8,52	67,00 ab ±9,30	69,39 a ±3,69	72,05 a ±6,84	45,87 c ±6,90
Ct (g kg ⁻¹)	363,85 cd ±9,60	391,10 b ±20, 10	366,75 c ±7,30	335,10 e ±10,10	343,90 de ±12,90	415,10 a ±7,10
Nt (g kg ⁻¹)	21,80 ab ±9,70	25,80 a ±0,60	26,00 a ±3,80	21,50 ab ±5,80	21,10 ab ±1,00	16,10 b ±3,30
C/N	16,69 ab ±8,63	15,17 b ±1,08	14,28 b ±1,75	15,50 b ±5,10	16,34 b ±1,41	25,78 a ±6,24
Pt (g kg ⁻¹)	1,85 a ±0,37	1,73a ±0,11	1,83a ±0,06	1,98a ±0,33	1,81a ±0,18	0,89 b ±0,17
Kt (g kg ⁻¹)	5,86 c ±0,54	7,16 c ±0,29	13,68 a ±2,41	7,16 c ±0,72	10,09 b ±1,07	7,82 c ±0,90
Ca (g kg ⁻¹)	19,22 d ±0,86	22,53 c ±3,07	28,12 b ±2,26	35,39 a ±0,64	33,53 a ±0,51	27,92 b ±1,27
Mg (g kg ⁻¹)	2,12 c ±0,10	2,62 b ±0,46	2,95 ab ±0,15	2,66 b ±0,24	3,13 a ±0,18	3,01 ab ±0,26
pH eau	8,60 ab ±0,40	8,80 a ±0,20	8,10 b ±0,20	8,40 ab ±0,30	8,50 ab ±0,40	8,30 ab ±0,30

La matière sèche est exprimée en % du produit frais ; C : Carbone ; N : azote. Les autres analyses sont exprimées par rapport au poids sec des composts. Ct : Carbone total ; Nt : Azote total ; Pt : Phosphore total ; Kt : Potassium total ; Ca : Calcium ; Mg : Magnésium.

Les traitements T5-EP et T5-AL correspondent à l'application en épandage et en apport localisé du compost C5 fabriqué à partir de 60 % de déchets de cuisine et 40 % de déchets verts. Les traitements T6-EP et T6-AL correspondent à l'application en épandage et en apport localisé du compost C6 fabriqué à partir de 100 % de déchets verts. L'ensemble du dispositif a une superficie de 793 m² (30,5 m x 26 m) et comprend 42 parcelles élémentaires en raison de 14 parcelles élémentaires par bloc et sept parcelles élémentaires par sous-bloc. Chaque parcelle élémentaire a une superficie de 12,25 m² chacune (3,5 m x 3,5 m). C'est un plan factoriel à deux facteurs. Le premier facteur est constitué par les composts essentiellement au nombre de six et le deuxième facteur représente le mode d'apport, soit localisé ou par épandage. Le traitement principal étant le facteur « compost » et le traitement secondaire le facteur « mode d'apport ». La quantité de matière sèche apportée au sol a été fixée à 3 t. ha⁻¹. La distance entre les sous-blocs est de 1 m de même que celle entre les blocs. Chaque parcelle élémentaire contient 5 lignes comportant chacune 9 poquets. L'écart entre deux lignes est de 0,80 m et celui entre deux poquets sur la ligne est de 0,40 m. L'ensemble du dispositif est présenté par la figure 2.

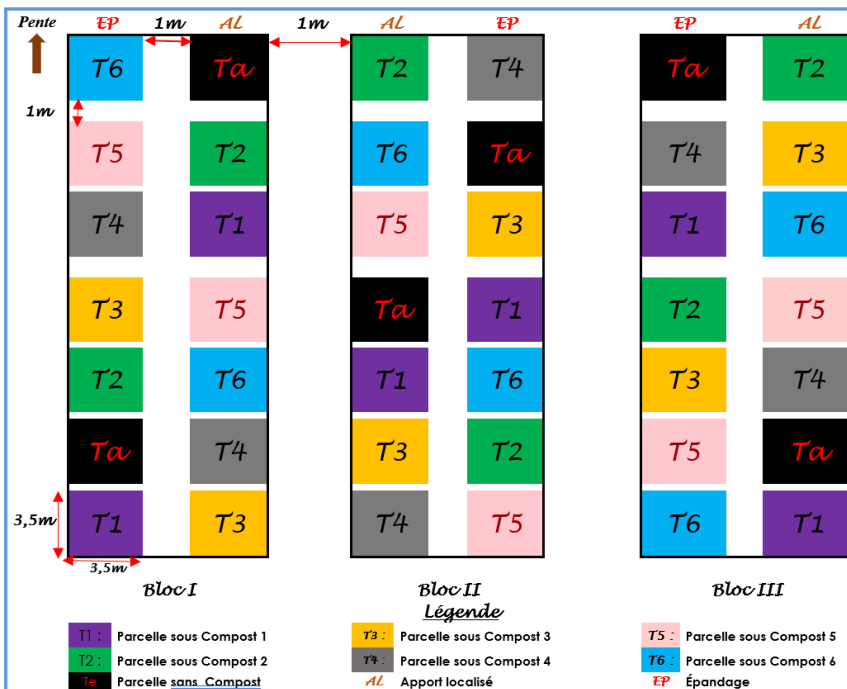


Figure 2 : Plan du dispositif expérimental

I.4. Conduite de l'essai

L'essai a été conduit sur un dispositif expérimental mis en place depuis 2007. L'apport des composts est réalisé avant la mise en culture en épandage et en apport localisé à la dose de 3 t MS ha⁻¹an⁻¹. Le sorgho est semé à la densité de 0,80 m sur 0,40 m et démarré à deux plants par poquet. Les semis ont été réalisés dans la dernière quinzaine de juillet en raison d'un retard d'installation des pluies. L'opération de semis était précédée d'un grattage à la daba.

Trois sarclages ont été effectués pour le contrôle des adventices. Les récoltes ont été réalisées en novembre avec exportation totale de la paille et des récoltes. Sur chaque parcelle, les prélèvements de sols ont été réalisés dans les couches 0-10 cm, 10-20 cm et 20-30 cm pour l'analyse des propriétés physiques (densité apparente et granulométrie) et sur 0-20 cm pour l'analyse chimique (teneur en C et N total, minéralisation). Les analyses ont été effectuées aux laboratoires de l'Unité mixte de Recherche (UMR 210 Eco&Sols) au Burkina Faso (Densité apparente, granulométrie, extraction au KCl) et au BUNASOLS (minéralisation).

I.5. Paramètres mesurés

I.5.1. Densité apparente du sol

La méthode utilisée est celle du cylindre. Un cylindre (métallique de 100 cm³) est enfoncé délicatement dans le sol. Les couches concernées pour la détermination de la densité apparente sont les suivantes : 0-10 cm, 10-20 cm et 20-30 cm. Le sol est récupéré minutieusement dans la couche correspondante de façon à minimiser le remaniement. Cent vingt-six (126) échantillons ont été ainsi prélevés dans les 42 parcelles élémentaires pour la densité apparente dans la première quinzaine de juin en 2019 juste avant l'installation des pluies pour éviter de modifier l'état physique du sol. Les échantillons de sol, prélevés sur chaque parcelle élémentaire, ont été mis dans des boîtes préalablement tarées pour tenir compte de la masse du cylindre. Ils ont été par la suite séchés à l'étuve à 105 °C jusqu'à poids constant pour déterminer la masse sèche. La densité apparente de chaque échantillon est déterminée par la formule : $D_a \text{ (g/cm}^3\text{)} = M \text{ (g)}/V \text{ (cm}^3\text{)}$, avec, M = la masse à sec de l'échantillon, V = Volume de l'échantillon.

I.5.2. Détermination du carbone organique

La méthode WALKEY-BLACK modifiée par GRAHM a été utilisée pour la détermination du carbone organique (CAROLAN, 1948). Le

carbone organique est oxydé par du potassium bichromate ($K_2Cr_2O_7$) en milieu sulfurique. L'oxydation du carbone entraîne la réduction du chrome en Cr^{3+} dont la couleur verte est utilisée comme mesure directe de la quantité de CO_2 oxydé. Cette quantité de CO_2 proportionnelle à la teneur en carbone est déterminée en colorimétrie à 650 nm.

1.5.3. Détermination de l'azote total du sol

La méthode KJELDAHL a été utilisée pour déterminer la teneur de l'azote total des échantillons du sol (KJELDAHL, 1883). La teneur de l'azote du sol est déterminée après minéralisation de l'échantillon. L'échantillon est traité à chaud avec un mélange d'acide sulfurique concentré (H_2SO_4) et d'acide salicylique ($C_6H_7O_3$). L'acide sulfurique détruit par son action oxydante les matières organiques et libère ainsi l'azote sous forme d'ammonium (NH_4^+) qui est aussitôt fixé sous forme de $(NH_4)_2SO_4$ et $(NH_4)HSO_4$. Les nitrates (NO_3^-) et traces de nitrites (NO_2^-) présents dans les échantillons sont d'abord fixés par l'acide salicylique pour être par la suite réduits en ammoniacque par le sodium thiosulfate. La minéralisation est accélérée par l'emploi d'un catalyseur (sélénium) et par l'augmentation de la température en ajoutant d'hydrogène peroxyde (H_2O_2). Au terme de la minéralisation, l'azote est dosé en spectrométrie à 420 nm.

1.5.4. Détermination de l'azote minéralisée des parcelles sous culture

Des échantillons de sol ont été prélevés en début de floraison sur chaque parcelle élémentaire sur une profondeur 0-20 cm. Ils ont été tamisés le même jour à 2 mm. L'équivalent de 20 g de sol sec pour chaque parcelle élémentaire est pesé dans des pots stériles à trois répétitions ($42 \times 3 = 126$ échantillons). L'extraction de l'azote minéral a été faite par ajout de 100 ml de la solution de KCl préalablement préparée dans chaque échantillon contenu dans le pot. L'ensemble est porté sur un agitateur rotatif. Après 60 minutes d'agitation du mélange, le contenu de chaque pot est filtré après décantation dans des pots stériles avec du papier Whatman GF-C. Les extraits contenant de l'azote minéral (nitrate et ammonium) ont été dosés par colorimétrie en flux continu par la réaction Berthelot modifiée utilisant le salicylate et le dichloroisocyanurate pour l'ammonium.

1.5.5. Détermination du potentiel de minéralisation des composts

Le suivi de l'évolution de l'azote minéral s'est fait au cours d'incubations en conditions contrôlées dans des bocal hermétiques de

1 L. La méthode de STANFORD modifiée a été utilisée pour l'extraction de l'azote minéral (STANFORD *et al.*, 1974). Un sol prélevé à proximité du site et tamisé à 2 mm est mélangé avec chaque type de composts. Le mélange est constitué de l'équivalent de 20 g de sol sec et une masse de 2 g de compost sec (pour chaque type de compost). Les incubations se sont faites à l'obscurité et à température constante à une humidité correspondant à la capacité au champ.

Un pilulier contenant 10 mL de NaOH 1M, placé dans les bocaux d'incubation, permet de piéger le C-CO₂ minéralisé. Pour assurer de très bonnes conditions d'oxygénations, les bocaux sont ouverts durant 1 minute très fréquemment. L'humidité est ajustée tout au long du processus par pesées d'échantillons constitués par le mélange. Les extractions de l'azote minéral sont faites aux 0, 7, 14, 28, 49, 77, 105, 126 et 147 jours correspondant aux semaines S0, S1, S2, S4, S7, S11, S15, S19 et S24. L'azote minéral est extrait par agitation (agitateur mécanique) d'une heure du mélange avec 100 mL de KCl 1N, suivi par filtration de la solution avec du papier Whatman GF-C. Chaque échantillon constitué du mélange est répété 3 fois (162 échantillons au total).

L'analyse s'est faite par calorimétrie en flux continu en utilisant la méthode de Berthelot pour le dosage de N-NH₄⁺ et la méthode de Griess et Iloassay pour le dosage de N-NO₃⁻.

I.5.6. Détermination de la biomasse de sorgho

Pour la détermination de la biomasse, les trois lignes centrales de chaque parcelle élémentaire ont été récoltées à l'exception des poquets de bordure. Les tiges ont été séchées sous serre à l'IRD et la biomasse a été déterminée par pesée.

I.6. Analyse statistique

Les données collectées ont fait l'objet d'une analyse de variance (ANOVA) à un facteur avec le logiciel XLSTAT 2016 version 02.2 en utilisant le test des moindres carrés de Fisher (LSD) pour comparer les moyennes des différents paramètres sous divers composts. Le seuil de significativité est défini à $P < 0,05$. Les comparaisons sont faites selon les différents traitements de composts avec le témoin. Le tableur Excel (2019) a été utilisé pour la saisie des données brutes et le tracé des graphes.

II. Résultats

II.1. Densité apparente du sol

Les résultats d'analyse de la densité apparente sont présentés par couche et dans chaque couche selon le mode d'apport du compost (épandage ou par apport localisé) et dans chaque mode d'apport suivant les différents traitements. Les densités apparentes, quel que soit le traitement considéré, fluctuent entre 1,47 à 1,63 (Tableau III). Sur la couche 0-10 cm, les densités ont varié de 1,48 à 1,54 en apport localisé et de 1,47 à 1,56 en épandage pour les différents traitements. Sur la couche 10-20 cm, elle a varié de 1,53 à 1,63 en apport localisé contre 1,56 à 1,63 en épandage. Dans la couche de 20-30 cm, la densité apparente a varié de 1,58 à 1,63 pour différents traitements dans les deux modalités d'apport. Les minima des valeurs de densité sont observés respectivement dans les couches 0-10 cm et les maxima dans les couches 10-20 cm et 20-30 cm. D'une manière générale, les densités apparentes des sols ont varié en fonction des couches. Elles sont plus faibles en surface (0-10 cm) et légèrement élevées dans les deux autres couches. Les analyses statistiques n'ont pas révélé de différence significative en fonction des modalités d'apport (épandage ou localisation) sur l'ensemble des trois couches ($P > 5\%$). Cependant, les moyennes étaient significatives au niveau de la couche 0-10 cm en épandage ($p=0,03$) et la couche 10-20 cm en apport localisé ($p=0,004$) comme épandage ($0,05$). Les comparaisons des moyennes par couche étaient significatives entre certaines couches. Le détail par couche, mode d'apport et par traitement est consigné dans le tableau III.

II.2. Teneur en C et N du sol

Les résultats consignés dans le tableau IV montrent que les teneurs en C et N ont varié en fonction des modalités d'apport de compost et de type de compost apporté aux traitements. La teneur en C a varié de 0,39 % à 0,51 % en apport localisé contre 0,42 % à 0,50 % en épandage. Pour ce qui est de la teneur en N pour les différents traitements, elle a varié de 0,03 % à 0,05 % en apport localisé et de 0,036 % à 0,050 % en épandage. En apport localisé et en épandage, des différences statistiquement significatives ont été observées par rapport au témoin absolu ($p < 0,001$) pour les teneurs en C et N.

Tableau III : Densité apparente du sol en fonction des traitements (moyenne \pm écart type ; n = 3)

Couche	0-10 cm		10-20 cm		20-30 cm		
	AL	EP	AL	EP	AL	EP	
Traitements	T1	1,49 a \pm 0,01	1,47 c \pm 0,02	1,62 a \pm 0,02	1,62 a \pm 0,04	1,60 a \pm 0,01	1,58 a \pm 0,01
	T2	1,52 a \pm 0,02	1,51 bc \pm 0,03	1,63 a \pm 0,02	1,62 a \pm 0,03	1,61 a \pm 0,05	1,60 a \pm 0,05
	T3	1,50 a \pm 0,02	1,49 bc \pm 0,03	1,62 a \pm 0,04	1,60 ab \pm 0,06	1,61 a \pm 0,05	1,59 a \pm 0,05
	T4	1,48 a \pm 0,05	1,48 bc \pm 0,05	1,53 b \pm 0,01	1,56 b \pm 0,01	1,59 a \pm 0,04	1,58 a \pm 0,02
	T5	1,51 a \pm 0,01	1,50 bc \pm 0,04	1,60 ab \pm 0,02	1,61 ab \pm 0,02	1,58 a \pm 0,01	1,63 a \pm 0,02
	T6	1,53 a \pm 0,02	1,52 ab \pm 0,02	1,59 ab \pm 0,05	1,61 ab \pm 0,02	1,60 a \pm 0,02	1,62 a \pm 0,03
	Ta	1,54 a \pm 0,02	1,56 a \pm 0,01	1,63 a \pm 0,03	1,63 a \pm 0,02	1,63 a \pm 0,02	1,63 a \pm 0,02
	p-value/traitements	0,073	0,030	0,004	0,050	0,550	0,310
p-value/modalité	AL vs EP = 0,484		AL vs EP = 0,754		AL vs EP = 0, 0,900		
p-value/couches	0-10 cm vs 10-20 cm < 0,0001		10-20 cm vs 20-30 cm = 0,7554		0-10 cm vs 20-30 cm < 0,0001		

AL : Apport localisé, *EP* : Épandage ; *MA* : Modalité d'apport ; *Ta* : Témoin absolu

- Les moyennes/MA ayant le même nombre d'étoiles ne sont pas statistiquement significatives au seuil de 5 % (Test de Fisher, LSD),
- Les moyennes dans la même colonne qui ont la même lettre ne diffèrent pas significativement au seuil de 5 % (Test de Fisher, LSD),
- T1 à T6 : Traitement 1 à Compost 6

Les plus fortes teneurs en C en épandage ont été observées dans les parcelles où le compost 4 a été appliqué, suivi du compost 5 et le compost 6. En apport localisé, ces teneurs en C étaient meilleures dans les parcelles sous traitement de compost 4, suivi du 5 et du 3. Comparativement au témoin, des variations positives de teneurs en C de +7 % à +20 % ont été constatées où les différents composts étaient épandus contre des variations positives de +11 % à +30 % en apport localisé. Les teneurs en N étaient plus importantes dans les parcelles où les composts 3 et 4 étaient appliqués (épandage comme apport localisé). Comparées au témoin, des augmentations de teneurs en N de +11 % à +38 % ont été constatées avec les traitements où les composts ont été épandus contre des variations positives de +23 % à +38 % en apport localisé. De façon générale, les témoins ont présenté de plus faibles teneurs en C et N. La teneur en C entre les deux modalités d'apport

n'était pas statistiquement significative au seuil de 5 % ($p=0,487$, test de Fisher) en revanche la teneur en N était significative au seuil de 5 % entre les deux modalités d'apport ($p=0,045$).

Tableau IV : Teneur en C et N (moyenne \pm écart type ; $n = 3$)

	C (%)				V/ T a	N (%)				
	EP	V/ Ta	AL			EP	V/ Ta	AL	V/ Ta	
T1	0,477 $\pm 0,003$ c	15 %	0,461 $\pm 0,002$ c		19 %	0,048 $\pm 0,003$ c	32 %	0,043 $\pm 0,001$ b c d	30 %	
T2	0,447 $\pm 0,007$ b	7 %	0,461 $\pm 0,016$ c		18 %	0,041 $\pm 0,001$ b	14 %	0,044 $\pm 0,001$ b c d	32 %	
T3	0,467 $\pm 0,001$ b c	12 %	0,475 $\pm 0,011$ c		22 %	0,050 $\pm 0,001$ c	38 %	0,046 $\pm 0,001$ d	38 %	
T4	0,500 $\pm 0,010$ d	20 %	0,507 $\pm 0,004$ d		30 %	0,048 $\pm 0,004$ c	32 %	0,045 $\pm 0,002$ c d	35 %	
T5	0,474 $\pm 0,012$ c	14 %	0,500 $\pm 0,002$ d		29 %	0,041 $\pm 0,001$ b	13 %	0,042 $\pm 0,001$ b c	27 %	
T6	0,468 $\pm 0,002$ b c	13 %	0,433 $\pm 0,016$ b		11 %	0,040 $\pm 0,001$ a b	11 %	0,041 $\pm 0,001$ b	23 %	
Ta	0,416 $\pm 0,021$ a		0,389 $\pm 0,006$ a			0,036 $\pm 0,002$ a		0,033 $\pm 0,001$ a		
Val eur de p	< 0,0001		< 0,0001			< 0,0001		< 0,0001		
	EP vs AL : $p = 0,487$					EP vs AL : $p = 0,045$				

- AL : Apport localisé ; EP : Épandage ; T1 à T6 : Traitement 1 à 6 ; Ta : Témoin absolu
- V/ Ta : variation par rapport au témoin absolu.
- Les moyennes dans la même colonne qui ont la même lettre ne diffèrent pas significativement au seuil de 5 % (Test de Fisher, LSD)

II.3. Potentiel de minéralisation de l'azote des composts

Le potentiel de minéralisation est évalué à travers la quantification des $\text{NO}_3\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$. L'évaluation des quantités de nitrates $\text{NO}_3\text{-N}$ et d'ammonium $\text{NH}_4\text{-N}$ produites dans les échantillons de sols amendés avec les différents composts est présentée par la figure 3.

La figure 3 montre que les quantités moyennes de $\text{NO}_3\text{-N}$ et de $\text{NH}_4\text{-N}$ produites par les échantillons ont varié entre le début de l'incubation

(S0) et la dernière semaine (S24) d'incubation. Pour $\text{NO}_3\text{-N}$, de S0 à S24, cette variation était de $396,52 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ à $53,44 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ pour T1, de $392,39 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ à $50,77 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ pour T2, $427 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ à $71,84 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ pour T3, de $437,83 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ à $85,80 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ pour T4, $365,54 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ à $39,78 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ à pour T5 et $462,61 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ à $40,97 \text{ mg N kg}^{-1} \cdot \text{semaine}^{-1}$ pour T6. Les flux les plus importants ont été observés initialement dans T6 suivi par ordre d'importance de T4, T3, T1, T2 et T5. À la dernière semaine d'incubation, cet ordre était de T4, T3, T1, T2, T5 et T6. Un flux initial de minéralisation est bien visible pour tous les composts dès le début de l'incubation, suivi d'une diminution dès la semaine suivante qui se stabilise presque jusqu'à la dernière semaine. Les quantités moyennes de $\text{NH}_4\text{-N}$ produites par les échantillons ont varié entre le début de l'incubation (S0) et la dernière semaine (S24) d'incubation.

Un flux important de $\text{NH}_4\text{-N}$ minéralisé a été observé au cours de la première semaine pour les traitements T2, T3, T4 et T5. Les quantités de $\text{NH}_4\text{-N}$ minéralisés étaient presque les mêmes dès le début de l'incubation. Ces quantités ont augmenté à partir de la semaine 1 avant de subir une évolution similaire à celle des nitrates à partir de la semaine 4, excepté T1, T2 et T3. Pour les deux formes d'azote illustrées par la figure 3, il ressort une minéralisation plus importante en nitrates qu'en ammonium au cours de l'incubation. La différence était significative du début jusqu'à la dernière semaine d'incubation telle qu'illustrée par la figure 3.

II.4. Minéralisation de l'azote au champ

La minéralisation a été évaluée à travers la quantification de $\text{NO}_3\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$ libérées. Les quantités de $\text{NO}_3\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$ produites dans les différents traitements sont consignées dans le tableau V. Les quantités de $\text{NO}_3\text{-N}$ ont varié de $13,95 \text{ mg N kg}^{-1}$ à $103,21 \text{ mg N kg}^{-1}$ en apport localisé et de $11,78 \text{ mg N kg}^{-1}$ à $42,16 \text{ mg N kg}^{-1}$ en épandage. Celles de $\text{NH}_4\text{-N}$ ont varié de $0,62 \text{ mg N kg}^{-1}$ à $2,26 \text{ mg N kg}^{-1}$ en apport localisé contre $0,58 \text{ mg N kg}^{-1}$ à $1,30 \text{ mg N kg}^{-1}$ en épandage. En épandage, les quantités de $\text{NO}_3\text{-N}$ étaient statistiquement significatives ($p < 0,05$) entre le témoin et trois traitements (T2, T5 et T6). En apport localisé, ces quantités étaient statistiquement significatives entre le témoin et tous les traitements. Les analyses statistiques ont aussi révélé

que la différence est très hautement significative entre les modalités d'apport ($p < 0,0001$).

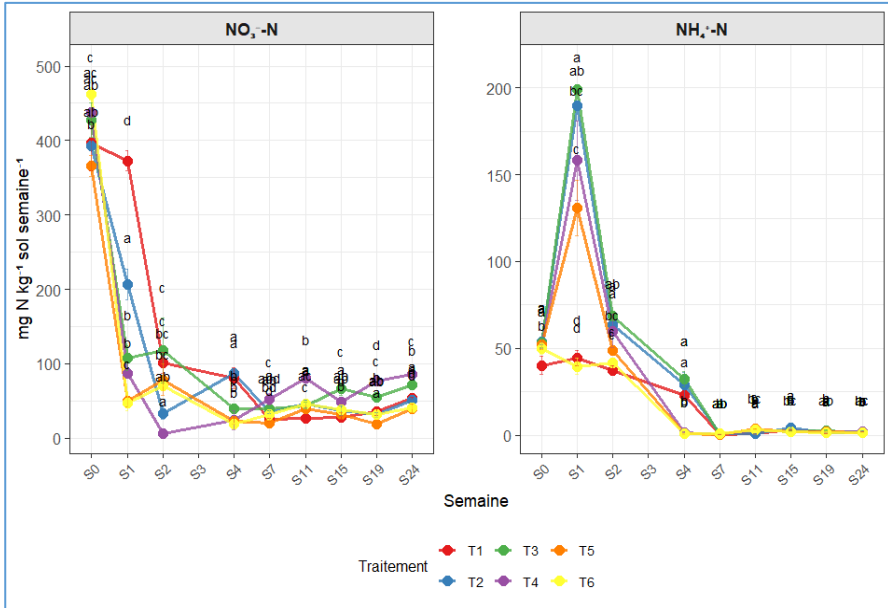


Figure 3 : Cinétique de minéralisation potentielle en NO_3^- et NH_4^+ des composts

Le rapport des quantités de NO_3^- -N, entre les deux modalités d'apport, montre une nitrification 3 à 8 fois plus importante en apport localisé qu'en épandage. L'analyse statistique des quantités de NH_4^+ -N libérées selon les deux modalités d'apport a révélé des différences significatives entre le témoin et deux traitements (T3 et T4) en épandage et entre le témoin et quatre traitements (T1, T2, T3 et T4) en apport localisé. Une différence significative entre les deux modalités d'apport a été révélée ($p = 0,021$). De façon générale, les parcelles témoins enregistrent les plus faibles quantités de NO_3^- -N. Le rapport AL/EP montre que la libération de l'ammonium est 2 à 3 fois plus importante respectivement pour le traitement 1 et le traitement 3. La minéralisation au niveau des autres traitements est pratiquement identique aussi bien en épandage qu'en apport localisé excepté le traitement 4 où elle est beaucoup plus importante en épandage qu'en apport localisé.

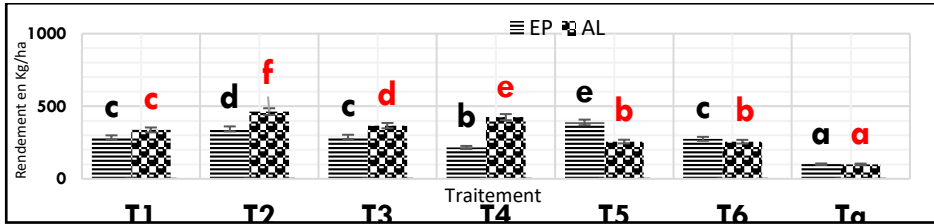
Tableau V : Minéralisation de l'azote *in situ* selon le mode d'apport et le type de compost (moyenne \pm écart type ; $n = 3$)

	NO ₃ -N (mg N. kg ⁻¹ sol)			NH ₄ -N (mg N kg ⁻¹ sol)		
	EP	AL	AL/E P	EP	AL	AL/E P
T1	12,57 ±0,77 a	103,21 ±0,57 f	8	1,30 ±0,12 c	2,26 ±0,10 e	2
T2	18,74 ±0,76 b	96,58 ±0,16 e	5	0,90 ±0,09 c	0,89 ±0,26 b	1
T3	14,32 ±1,62 a	87,38 ±5,74 d	6	0,58 ±0,06 a	1,59 ±0,04 d	3
T4	14,38 ±1,26 a	69,27 ±2,26 c	5	1,68±0, 27 d	0,62 ±0,07 a	0,4
T5	35,63 ±2,26 c	103,12 ±0,65 f	3	1,02 ±0,05 c	1,23 ±0,01 c	1
T6	42,16 ±1,17 d	36,66 ±0,36 b	1	1,29 ±0,13 c	1,75 ±0,05 d	1
Ta	11,78 ±0,08 a	13,95 ±0,73 a	1	1,09 ±0,05 c	1,54 ±0,12 d	1
Valeur de p	0,0003	< 0,0001		0,0004 86	0,0273	

- *AL* : Apport localisé ; *EP* : Épandage ; *T1 à T6* : Traitement 1 à 6 ; *Ta* : Témoin absolu
- *V/ Ta* : variation par rapport au témoin absolu.
- Les moyennes dans la même colonne qui ont la même lettre ne diffèrent pas significativement au seuil de 5 % (Test de Fisher, LSD),

II.5.Évaluation de la biomasse du sorgho

Les rendements des parcelles sous apport de compost comparés aux rendements du témoin sans apport sont illustrés par la figure 4. En apport localisé, la biomasse a varié de 99,82 kg/ha à 462,80 kg/ha alors qu'en épandage, cette variation a été de 100,62 kg/ha à 388,31 kg/ha. Les différences de biomasse étaient statistiquement significatives au seuil de 5 % (Test de Fisher, LSD) au sein de chaque modalité d'apport entre le témoin et les parcelles sous traitement. La différence entre les deux modalités d'apport était significative ($p = 0,017$). Les biomasses étaient plus importantes en apport localisé qu'en épandage, notamment sous T1, T2, T3 et T4. Les plus faibles biomasses étaient obtenues par T5 et T6 en apport localisé alors qu'elles étaient plus importantes en épandage. Comme illustré par la figure 4, le témoin absolu (Ta) enregistre les plus faibles biomasses selon les deux modalités d'apports des composts. Comparées au témoin absolu, les améliorations étaient 2 à 4 fois plus importantes en apport localisé et 2 à 3 fois plus importantes en épandage. Par ordre d'importance, les meilleurs rendements obtenus en apport localisé étaient respectivement sous T2, T4, T3, T1, T5 et T6. En épandage, cet ordre était sous T5, T2, T3, T1, T6 et T4.



- AL : Apport localisé ; EP : Épandage ; T1 à T6 : Traitement 1 à 6 ; Ta : Témoin absolu
- Les histogrammes ayant les mêmes lettres de même couleur ne diffèrent pas significativement au seuil de 5 % (Test de Fisher, LSD).

Figure 4 : Rendement biomasse du sorgho

II.6. Corrélation entre les rendements, la teneur en C, N du sol et l'azote minéralisé

La relation entre les variables chimiques est consignée dans les tableaux VI et VII pour les deux modalités d'apport. Les résultats consignés dans les tableaux montrent que la teneur en azote total est corrélée positivement à la teneur en carbone en épandage et en apport localisé ($r = 0,62$ et $r = 0,76$). Les rendements sont corrélés à l'azote total minéralisé ($r = 0,47$ pour épandage et $r = 0,67$ pour apport localisé). De façon globale, la corrélation entre les composantes de rendement et les paramètres tels que le carbone organique total, l'azote minéralisé est plus fort en apport localisé qu'en épandage. Les modèles de relations entre la biomasse et l'azote total minéralisé pour les deux modalités d'apport sont établis à partir des équations modèles présentés dans la figure 5. Ces équations modèles étaient significatives ($p < 0,05$) dans les deux cas.

Tableau VI : Corrélation (r de Pearson) entre les variables chimiques en épandage

Variables	C %	N %	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Ntm	Rendement biomasse
C %	1					
N %	0,622	1				
NO ₃ -N	0,158	-0,349	1			
NH ₄ -N	0,370	-0,035	0,040	1		
Ntm	0,169	-0,349	1 000	0,070	1	
Rendement biomasse	0,401	0,220	0,481	-0,292	0,472	1

Tableau VII : Corrélation (r de Pearson) entre les variables chimiques en apport localisé

Variables	C %	N %	NO ₃ -N	NH ₄ -N	Ntm	Rendement biomasse
-----------	-----	-----	--------------------	--------------------	-----	--------------------

C %	1					
N %	0,756	1				
NO ₃ -N	0,727	0,756	1			
NH ₄ -N	-0,413	-0,164	-0,055	1		
N _{tm}	0,721	0,754	1 000	-0,039	1	
Rendement biomasse	0,666	0,857	0,678	-0,417	0,671	1

Les variables dont les valeurs dans le tableau sont en gras indiquent une corrélation significative entre elles à niveau de probabilité alpha de 5 %.

NO₃-N : azote présent sous forme de nitrates (NO₃-N); NH₄-N : azote présent sous de l'ion ammonium (NH₄-N); N_{tm} : azote total minéralisé.

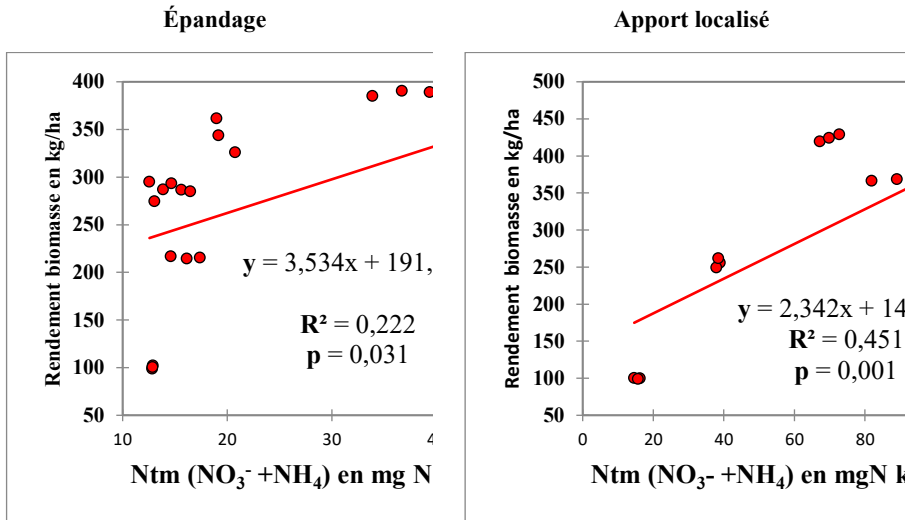


Figure 5 : Courbe de corrélation entre l'azote minéralisé et le rendement

III. Discussion

III.1. Variabilité de la densité apparente du sol

Le test de Fisher utilisé pour la comparaison des valeurs de densités apparentes observées sous différents traitements comparativement au témoin a montré qu'à l'exception de la couche 0-10 cm (épandage), les composts n'ont pas eu d'effet significatif sur la densité apparente du sol au sein de la même couche. Les résultats montrent que les densités apparentes augmentent avec la profondeur. Cette augmentation est liée à plusieurs facteurs parmi lesquels la diminution de la matière organique avec la profondeur, la réduction des macropores, l'effet du poids des horizons supérieurs. En effet, les horizons de surface sont les zones de concentrations des résidus végétaux voire l'humus favorisant ainsi une structure grumeleuse alors que la matière organique diminue

avec la profondeur. De plus, l'activité des macro-invertébrés et les racines qui colonisent la rhizosphère contribuent à l'aération susceptible de réduire la densité apparente en surface qu'en profondeur. Cette tendance à l'augmentation avait déjà été trouvée au Ghana et au Bénin (AMADJI *et al.*, 2009 ; BESSAH *et al.*, 2016). Ces résultats seraient dus d'une part à certaines opérations culturales quotidiennes telles que le labour et à une forte activité biologique dans la partie superficielle du sol d'autre part. En effet, l'horizon supérieur est la zone de concentration des débris végétaux qui constituent une importante source de matières organiques pour les organismes du sol, notamment la macrofaune. Ces derniers contribuent à la structuration et à l'amélioration de la porosité des sols. En dessous, le sol devient plus compact du fait de l'insuffisance de l'activité biologique et la rareté, voire l'absence de fragments organiques qui peuvent constituer des zones de fissuration.

Toutefois, bien que les mêmes quantités de matière organique aient été ajoutées au sol, les résultats obtenus pour la densité apparente du sol différaient entre les traitements, probablement en raison des compositions initiales des substrats, notamment la teneur en carbone organique qui influence la géométrie des pores, la diversité microbienne et à l'activité enzymatique des macro-agrégats dans différents types d'utilisation des sols. Ces résultats sont en adéquation avec plusieurs résultats trouvés antérieurement (KUMAR, 2025 ; TEJADA et GONZALEZ, 2008)

III.2. Variabilité des teneurs en C et N du sol

L'application des composts au sol a entraîné une augmentation des teneurs en C organique dans le sol par rapport au témoin sans fertilisation. L'augmentation des teneurs en carbone organique sous les différents traitements comparativement au témoin était plus importante en apport localisé qu'en épandage, excepté T6. Au niveau du traitement 1 soumis à l'application du compost C1 fabriqué à partir de 60 % de déchets d'abattoir et 40 % de déchets de vert, comparativement au témoin, la teneur du sol a augmenté de 15 % en épandage et de 19 % en apport localisé. Cette augmentation passe de 8 % en épandage à 18 % en apport localisé pour T2, de 12 % en épandage à 22 % en apport localisé sous T3, puis de 20 % en épandage à 30 % en apport localisé sous T4, de 14 % en épandage à 29 % en apport localisé sous T5. Au niveau de T6 sous l'application de compost, fabriqué à partir de 100 % de déchets verts, la teneur plus importante en épandage. Cette

variabilité serait liée à la nature des composts, mais aussi à la protection physique du sol des composts enfouis contre l'érosion et l'oxydation rapide laissant ainsi des carbones plus stabilisés dans les fractions fines du sol au lieu et place d'être relâchée rapidement sous forme de gaz carbonique. Les substrats organiques ont la propriété d'agir diversement en fonction de leur nature initiale et des conditions auxquelles ils sont soumis. De plus, le rapport C/N est un critère biochimique qui permet d'apprécier l'état d'évolution des MOS. Lorsque le rapport C/N ou la teneur en lignine ou polyphénols des ressources organiques est élevé, leur application conduit à des risques d'immobilisation des nutriments du sol pour permettre la couverture des besoins des organismes en présence en éléments minéraux. Cependant, lorsque le rapport C/N est très bas, il y a également des risques de libération de nutriment très rapide et surtout non synchronisée avec les besoins de la plante.

Les rapports C/N des composts utilisés étaient variables d'un compost à l'autre, par conséquent leurs apports au sol ont entraîné un effet différentiel du point de vue de la teneur en élément chimique, notamment en N. Par ailleurs, les parcelles sous apports révèlent une tendance générale à l'augmentation des teneurs en azote et en carbone du sol par rapport au témoin. Ces observations sont similaires à celles faites par AMADJI *et al.* (2009) ainsi que certains résultats sur des sols ferrallitiques au Bénin après application de différents types de composts (BIAOU *et al.*, 2017). Toutefois, les teneurs obtenues dans les parcelles de Gampèla restent faibles, voire très faibles, par rapport aux normes internationales (CALVET et VILLEMIN, 1986), nationales (BUNASOLS, 1990) et par rapport à ceux trouvés par HIEN (2004). Cet état de fait est lié aux fertilisants initiaux, mais également aux conditions pédoclimatiques variables suivant les périodes et la durée d'expérimentation. Le carbone organique du sol est étroitement lié à la géométrie des pores, à la diversité microbienne et à l'activité enzymatique des macro-agrégats dans différents types d'utilisation des sols.

III.3. Variation du potentiel de minéralisation de l'azote des composts

L'incubation des sols amendés aux différents composts en conditions contrôlées a montré que la transformation de l'azote organique (apporté par les composts) en azote minéral par les microorganismes a varié en

fonction du type d'azote minéral ($\text{NO}_3\text{-N}$ et $\text{NH}_4\text{-N}$) et du temps. Cette transformation était plus élevée au cours des premières semaines, suivie d'une diminution progressive jusqu'à la stabilisation à partir de la semaine 4. Le flux important observé au début peut s'expliquer par l'importance des microorganismes, notamment ceux qui sont déjà en activité dans les composts auxquels s'ajoutent les microorganismes du sol. La diminution du flux résulterait de l'épuisement progressif des substrats carbonés indispensables à l'activité des microorganismes. L'évolution de la minéralisation au cours de la période d'incubation a été meilleure dans le T4 et le T3 du fait de leurs compositions initiales plus ou moins équilibrées en substrat et leurs faibles valeurs de C/N.

En effet, des auteurs ont montré que des composts issus d'un mélange rationnel d'éléments riches en carbone (déchets verts) et en azote (déchets de cuisine) assurent un bon développement des microorganismes qui dégradent convenablement les matières organiques contenues dans les déchets (HUGH, 2005 ; ZNAÏDI, 2002). De plus, la littérature met en exergue l'importance de l'équilibre carbone et azote dans la minéralisation en indiquant par exemple que lorsque le ratio C/N est très élevé, cela peut entraîner des problèmes de minéralisation. Dans le cadre de cette étude, certains avaient des ratios supérieurs à l'optimum présenté dans la littérature comme compris entre 20 à 25 pour les sols tropicaux. Les faibles quantités de N-NH_4 libérées par rapport au $\text{NO}_3\text{-N}$ pourraient être attribuées au fait que chaque ammonium produit est nitrifié étant donné les conditions optimales d'humidité et de température. Le rythme de nitrification démarre rapidement au début et devient relativement constant après la semaine 4. À partir de la semaine 4, cette évolution suit la même tendance du fait du niveau bas d'azote ammoniacal, enregistré à partir de la 4^e semaine d'incubation à cause de son oxydation en nitrate. Pour ce qui est du flux d'ammonium observé dès la 1^{re} semaine, il serait la résultante du mélange (azote du sol + azote apporté par les composts) avec deux pools d'azote ayant des aptitudes différentes à la minéralisation. Le premier résultant de la biomasse qui a été détruite par séchage qui est facilement minéralisable et le second celui apporté par les composts. Ces résultats corroborent des travaux de recherches antérieures qui avaient fait des observations similaires suite à des incubations de différentes doses de composts d'ordure ménagère sur des sols sableux au Bénin (ELHERRADI *et al.*, 2003). Ces auteurs avaient trouvé de faibles quantités $\text{NH}_4\text{-N}$ libérées avec des quantités de $\text{NO}_3\text{-N}$ plus importantes qui diminuaient avec la durée d'incubation.

D'autres auteurs avaient trouvé des résultats similaires avec des engrais verts au Sénégal suite à une incubation en condition contrôlée de 120 jours d'engrais vert (N'DAYEGAMIYE *et al.*, 2007).

De façon globale, le potentiel de minéralisation des composts reste faible. Ceci pourrait être lié à la quantité faible de compost apporté. Certains auteurs ont fait valoir que le potentiel de minéralisation de l'azote des composts urbain reste modeste, et se situe autour 2 kg N par tonne de produit brut (CHAUSSOD *et al.*, 1997). Ce constat a été soutenu plus tard par plusieurs auteurs (PETERSEN, 2003 ; GUSTER *et al.*, 2005) qui ont démontré qu'il faut un apport important en quantité de composts d'origine urbaine pour avoir un potentiel de minéralisation plus significatif.

III.4. Variation de la minéralisation *in situ* de l'azote

L'apport des composts a eu un effet positif sur la biodisponibilité de l'azote comparativement au témoin. Cet effet a varié en fonction du type de compost et de la modalité d'apport. Cette variation serait liée à la composition initiale des composts, mais également à la pratique de gestion de ces composts en parcelle. Comparée au témoin absolu, la nitrification était plus importante en épandage dans les traitements 6, 5 et 2 alors qu'en apport localisé, la différence avec le témoin absolu a été significative pour tous les traitements. Pour ce qui est de l'épandage, cela pourrait être attribué à la composition initiale des composts. En effet, les traitements où les augmentations statistiquement significatives ont été observées étaient composés en majorité des résidus de feuilles qui sont composés cire, tanins et des polyphénols qui résistent à la décomposition microbienne. Cela peut être dû à la période de prélèvement du fait que les composts facilement biodégradables ont été minéralisés dès les premières semaines après apport et les plus résistants ont été minéralisés lentement avec le temps. Ce constat a déjà été rapporté par N'DAYEGAMIYE (2007), qui avait fait valoir que les fractions labiles de la matière organique se minéralisent dès les premières 26 semaines alors que celles récalcitrantes se minéralisent entre la 26^e et la 56^e semaine. Ce qui suppose qu'au moment du prélèvement, les composts composés majoritairement de polyphénols n'avaient pas encore libéré le maximum de leur azote. À titre illustratif, le traitement 6 en épandage (composé de 100 % de feuilles de *Khaya senegalensis*) a montré les plus grandes quantités de NO₃-N. En apport localisé, ce traitement a obtenu la plus faible quantité du fait de la réduction de la surface d'attaque par les microorganismes et de

l'insuffisance d'azote. Les faibles quantités de $\text{NH}_4\text{-N}$ observées dans les deux modalités d'apport résulteraient de la nitrification de l'ammonium. Si cette tendance est conforme à celle de (DIALLO *et al.*, 2005) sur des sols ferrugineux, elle n'est pas similaire à certaines études, qui avaient trouvé que la forme d'ammonium était plus importante que celle des nitrates (LAVERMAN *et al.*, 2000 ; URI *et al.*, 2003). Cette observation serait certainement liée à la nature des substrats à laquelle s'ajoutent les conditions pédoclimatiques. De façon globale, la variation de la nitrification selon les deux modalités d'apport peut être expliquée de plusieurs façons. Premièrement, lorsque les composts sont apportés en localisé, l'association des composés organiques avec les oxyhydroxydes de fer et d'aluminium peut assurer une protection physico-chimique partielle, limitant leur mobilité dans le sol et réduisant ainsi les risques de lessivage et d'érosion. Deuxièmement, en apport localisé, les composts qui ont été enfouis bénéficieraient plus ou moins d'humidité sur des durées plus longues alors qu'en épandage, ils sont exposés directement à la variation de température. Ceci est d'autant plus plausible au regard de la nature granulométrique du sol. Selon SIERRA (2006), la distribution de l'ammonium et de nitrate dans les sols à tendance acide varie en fonction de la teneur en eau et de la température. En effet, selon cet auteur, la variation de la température dans les sols tropicaux peut entraîner des répercussions négatives sur la capacité d'adaptation des différentes populations de microorganismes qui y interviennent étant donné que chaque population microbienne fonctionne à une gamme optimale de température. Un amendement laissé sur la surface du sol subira l'effet du dessèchement qui inhibera partiellement la nitrification et en conséquence, l'azote biodisponible. Dans le contexte de cette expérimentation, où la différence entre la température minimale et maximale était importante avec des précipitations très variables au cours de l'expérimentation (figure 3), il est évident que l'humidité dans la première couche du sol a favorisé la minéralisation et la nitrification de l'azote d'où les fortes quantités de nitrates observées en apport localisé. Une des hypothèses susceptibles d'expliquer les fortes quantités de nitrates observées en apport localisé serait le fait que les argiles situées à proximité des poquets du fait qu'elles sont protégées, ont développé à degré variable, une capacité d'échange anionique qui leur permettent d'adsorber les nitrates réduisant ainsi leur lixiviation. Cela est d'autant plus probable étant donné les apports antérieurs réalisés sur les parcelles qui peuvent s'accumuler au fil des années.

III.5. Variation de la biomasse aérienne du sorgho selon les traitements

L'évaluation de la production de la biomasse aérienne des plants de sorgho a révélé que les composts ont influencé différemment la productivité du sorgho. Les parcelles témoins ont enregistré les plus faibles biomasses et la variation des biomasses a suivi le rythme de minéralisation en fonction des types de composts et la modalité d'apport. Les plus faibles biomasses observées dans les traitements témoins témoignent de la faible minéralisation ainsi que de la faible amélioration des propriétés physiques, notamment la densité apparente. En effet, la densité apparente était plus élevée dans les parcelles témoins, ce qui peut avoir un impact sur l'activité biologique des parcelles. Exceptés, les traitements 5 et 6, les autres présentent des rendements plus élevés en apport localisé du fait de la libération importante de nitrates par ce mode d'apport. Les rendements de T5 et T6 en épandage, ont quelque peu surpris ; en effet, ils sont contraires à nos attentes étant donné que la composition initiale des composts ne contenait pas des déchets d'abattoirs (riche en azote). Cet état de fait pourrait résulter des apports antérieurs de composts qui ont eu un effet sur d'autres paramètres autres que ceux ayant fait l'objet de l'évaluation ou une activité biologique moins importante en apport localisé pour décomposer les feuilles en éléments nutritifs directement utilisables par les cultures. Une autre interprétation qui peut être faite de ces résultats est l'augmentation d'autres microorganismes autres que les bactéries responsables de la nitrification. Ceci peut être soutenu, parce que les équations modèles montrent que malgré le faible coefficient de détermination (R^2) observé en épandage, les rendements seraient plus importants en épandage si toutefois les mêmes quantités d'azote minéral ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) étaient libérées dans les différents traitements. De façon globale, l'amélioration de la production de la biomasse végétale est plus importante en apport localisé avec des composts contenant les trois substrats (déchets d'abattoirs, déchets de cuisine et déchets verts) qu'en épandage. Ces résultats corroborent d'autres résultats qui avaient trouvé des améliorations significatives suite à l'apport de compost sous zaï (BAYEN *et al.*, 2012 ; DABRE *et al.*, 2017). De même, des améliorations significatives de rendement ont été trouvées suite à une application de composts de déchets urbains qu'ils avaient attribués à la nature initiale des composts (Bambara *et al.*, 2014). De plus, d'autres auteurs ont expliqué que l'apport de compost permet d'éviter une lixiviation des minéraux grâce à la matière

organique qui permet de maintenir les éléments en place pour être disponible pour la plante (RIVERO *et al.*, 2004). Cette étude montre que le sorgho valorise au mieux les composts les plus équilibrés lorsqu'ils sont localisés (T2, T4, T3 et T1 contenant tous des déchets d'abattoirs riches en azote) et en revanche, il est préférable d'épandre les composts les moins évolués qui sont riches en carbone (T5 et T6). De façon globale, la fertilité des sols sous composts s'améliore de façon significative lorsque ces derniers sont apportés en localiser sous forme de petit poquet à proximité des parcelles. L'amélioration des propriétés physiques et chimiques du sol augmente significativement avec les composts fabriqués à partir de plusieurs substrats à des proportions équilibrées comme le cas de T3 et T4.

Le rendement en biomasse du sorgho a augmenté significativement avec quatre traitements en apport localisé et deux traitements en épandage mettant en exergue l'intérêt du mode d'apport de compost dans l'amélioration de la productivité des cultures.

Conclusion

Cette étude a porté sur les effets de composts de déchets urbains solides et du mode d'apport sur la productivité du sol sous culture de sorgho en zone soudano-sahélienne au Burkina Faso. Les résultats obtenus ont montré que l'application des composts améliore diversement les la densité apparente et les teneurs en C et N du sol, quelle que soit la modalité d'apport du compost. Une variabilité du potentiel de minéralisation de l'azote des composts des déchets urbains a été révélée lors des incubations des mélanges sol-composts. Le potentiel de minéralisation des composts était plus important au début de l'incubation avant de chuter à partir de la quatrième semaine d'incubation. Les quantités de nitrates libérés lors de l'incubation étaient plus importantes que l'ammonium du fait de la nitrification de l'ammonium. Au champ, les quantités d'azote nitrifiées étaient 3 à 8 fois plus importantes lorsque les composts sont enfouis. L'amélioration de la densité apparente, de la teneur en C et N et l'augmentation de l'azote biodisponible ont eu pour effet l'amélioration significative de la biomasse du sorgho, laquelle est influencée par la nature du compost et le mode d'apport des composts. L'augmentation de la biomasse du sorgho était par ordre d'importance plus significative pour les traitements T2, T4, T3 et T1 lorsque les composts sont enfouis. En revanche, lorsque les composts T5 et T6 sont épandus, ils sont plus efficaces pour augmenter la biomasse. L'utilisation de ces composts

reste une alternative pour pallier le manque de résidus organiques en milieu urbain et périurbain. L'étude a permis de confirmer l'hypothèse selon laquelle la nature du compost et le mode d'apport peuvent influencer la teneur en N du sol et la minéralisation de l'azote dans le temps. En perspective, il serait intéressant d'étudier l'évolution de l'activité biologique dans le temps, car elle peut dépendre non seulement des périodes de prélèvement et de la dynamique des variables climatiques.

Remerciements

Les auteurs remercient du fond de cœur l'Institut de Recherche pour le Développement et tous ceux qui ont contribué à la réalisation des travaux.

Conflit d'intérêt

Tous les auteurs déclarent qu'il n'existe aucun conflit d'intérêts.

Contribution des auteurs :

SS : mise en place de l'essai agronomique, suivi et collecte des données, Préparation des échantillons et analyses au laboratoire, traitement et analyse des données, rédaction, finalisation et mise en forme. **EN** : conception de l'étude, élaboration du protocole expérimental, supervision des travaux, relecture critique du manuscrit. **BTM** : aide à l'interprétation des résultats, relecture du manuscrit.

Références bibliographiques

- AMADJI, G.L., SAIDOU, A. et CHITOU, L. (2009), "Recycling of organic residues in compost to improve coastal sandy soil properties and cabbage shoot yield in Benin", *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, Vol. 3 No. 2.
- ATOLOYE, I.A. (2024), "Revitalizing soil health for climate resilience in Africa: The need for high rates of carbon inputs", *Farming System*, Vol. 2 No. 3, p. 100096, doi: 10.1016/j.farsys.2024.100096.
- BAMBARA, D., BILGO, A., HIEN, E., MASSE, D., THIOMBIANO, A. et HIEN, V. (2014), "Influence des composts de déchets urbains sur les rendements du sorgho en zone soudano-sahélienne du Burkina Faso", *Revue Ivoirienne Des Sciences et Technologie*, Vol. 24, pp. 148–171.

- BAMBARA, D., THIOMBIANO, A. et HIEN, V. (2015), “Composts de déchets urbains et dynamiques du carbone du sol à Donsin, Burkina Faso”, *Journal of Agriculture and Environment for International Development (JAEID)*, Vol. 109 No. 1, pp. 89–108.
- BAYEN, P., TRAORÉ, S., BOGNOUNOU, F., KAISER, D. et THIOMBIANO, A. (2012), « Effet du zaï amélioré sur la productivité du sorgho en zone sahélienne », *VertigO-La Revue Électronique En Sciences de l'environnement*, Les éditions en environnements VertigO, No. 11–3.
- BESSAH, E., BALA, A., AGODZO, S.K. et OKHIMAMHE, A.A. (2016), “Dynamics of soil organic carbon stocks in the Guinea savanna and transition agro-ecology under different land-use systems in Ghana”, edited by Krakauer, N. *Cogent Geoscience*, Vol. 2 No. 1, p. 1140319, doi: 10.1080/23312041.2016.1140319.
- BIAOU, O.D.B., SAIDOU, A., BACHABI, F. X., PADONOU, G. E. et BALOGOUN, I. (2017), “Effet de l’apport de différents types d’engrais organiques sur la fertilité du sol et la production de la carotte (*Daucus carota* L.) sur sol ferrallitique au sud Bénin”, *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, Vol. 11 No. 5, pp. 2315–2326.
- CALVET, G. et VILLEMEN, P. (1986), “Interprétation des analyses de terre. Ed.” *IPAS, SADEF-SCPA*.
- CAROLAN, R. (1948), “Modification of graham’s method for determining soil organic matter by colorimetric analysis”, *Soil Science*, Vol. 66 No. 4, p. 241.
- CNS. (2014), “Catalogue national des espèces et variétés agricoles du Burkina Faso”.
- COMPAORÉ, E. et NANÉMA, L. S. (2010), “Compostage et qualité du compost de déchets urbains solides de la ville de Bobo-Dioulasso, Burkina Faso”, *Tropicultura*, Vol. 28 No. 4, pp. 232–237.
- DABRE, A., HIEN, E., SOME, D. et DREVON, J.J. (2017), “Effets d’amendements organiques et phosphatés sous zaï sur les propriétés chimiques et biologiques du sol et la qualité de la matière organique en zone soudano-sahélienne du Burkina

Faso”, *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, Vol. 11 No. 1, pp. 473–487.

DIALLO, M.-D., GUISSÉ, A., BADIANE-NIANE, A., SALL, S. et CHOTTE, J.-L. (2005), “In Situ Effect of Some Tropical Litters on N Mineralization”, *Arid Land Research and Management*, Vol. 19 No. 2, pp. 173 – 181, doi : 10.1080/15324980590916576.

ELHERRADI, E., SOUDI, B. et ELKACEMI, K. (2003), “Evaluation de la minéralisation de l’azote de deux sols amendés avec un compost d’ordures ménagères”, *Étude et Gestion Des Sols*, Vol. 10 No. 3, pp. 139–154.

FAO. (2005), « Global and regional databases for development of state land quality indicators: the SOTER and GLASOD approach ».

HIEN, E. (2004), *Dynamique du carbone dans un acrisol ferrique du Centre Ouest Burkina : influence des pratiques culturales sur le stock et la qualité de la matière organique*, thesis, ENSAM.

HUGH, M. (2005), « Introduction au compostage agricole. Fiche technique », *MAA. Ontario. 12 p.*

KABORÉ, T. T., HIEN, E. E., ZOMBRÉ, P. P., COULIBALY, A.A., HOUOT, S. et MASSE, D. D. (2011), “Valorisation de substrats organiques divers dans l’agriculture péri-urbaine de Ouagadougou (Burkina Faso) pour l’amendement et la fertilisation des sols : acteurs et pratiques”.

KAGAMBEGA, W. F. (2006), « Etude floristique et phytosociologique de la station expérimentale de Gampela (Zone nord soudanienne du Burkina Faso) », *Mémoire de DEA. Université de Ouagadougou, 61p.*

KOULL, N. et HALILAT, N.T. (2016), “Effets de la matière organique sur les propriétés physiques et chimiques des sols sableux de la région d’Ouargla (Algérie).”, Vol. 23, pp. 9–20.

KUMAR, N. (2025), “Effect of Organic Matter Application on Physical Properties of Soil: A Review”, *International Journal of Environmental Sciences*, pp. 443–450, doi : 10.64252/zmsxam18.

LAVERMAN, A.M., ZOOMER, H.R., VAN VERSEVELD, H.W. et VERHOEF, H.A. (2000), “Temporal and spatial variation of

- nitrogen transformations in a coniferous forest soil”, *Soil Biology and Biochemistry*, Elsevier, Vol. 32 No. 11–12, pp. 1661–1670.
- MESELE, S.A., OCANSEY, C.M., BOUGMA, A., AZEEZ, J.O., AJIBOYE, G. A., LOGAH, V., COMPAORE, H., *et al.* (2024), “Emerging ecological trends in West Africa: implications on soil organic matter and other soil quality indicators”, *Plant and Soil*, doi: 10.1007/s11104-024-06568-z.
- N'DAYEGAMIYE, A., GIROUX, M. et GASSER, M.O. (2007), “La contribution en azote du sol reliée à la minéralisation de la MO : facteur climatique et régions agricoles influençant les taux de minéralisation d’azote”, *Colloque Sur l’azote, CRAAQ-OAQ*, pp. 2–17.
- RIVERO, C., CHIRENJE, T., MA, L. Q. et MARTINEZ, G. (2004), “Influence of compost on soil organic matter quality under tropical conditions”, *Geoderma*, Elsevier, Vol. 123 No. 3–4, pp. 355–361.
- SOME, D., HIEN, E., ASSIGBETSE, K., DREVON, J. et MASSE, D. (2015), “Dynamique des compartiments du carbone et de l’azote dans le sol cultivé en niébé et sorgho dans le système *zai* en zone Nord soudanienne du Burkina Faso”, *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, Vol. 9 No. 2, p. 954, doi : 10.4314/ijbcs.v9i2.32.
- STANFORD, G., CARTER, J. N. et SMITH, S. J. (1974), “Estimates of Potentially Mineralizable Soil Nitrogen Based on Short-Term Incubations”, *Soil Science Society of America Journal*, Vol. 38 No. 1, pp. 99 – 102, doi : 10.2136/sssaj1974.03615995003800010031x.
- TEJADA, M. et GONZALEZ, J. L. (2008), “Influence of two organic amendments on the soil physical properties, soil losses, sediments and runoff water quality”, *Geoderma*, Elsevier, Vol. 145 No. 3–4, pp. 325–334.
- TSOZUÉ, D., NOUBISSIE, N. M. M., MAMDEM, E. L. T., BASGA, S.D. et OYONO, D. L. B. (2021), “Effects of environmental factors and soil properties on soil organic carbon stock in a natural dry tropical area of Cameroon”, *SOIL*, Copernicus GmbH, Vol. 7 No. 2, pp. 677 – 691, doi: 10.5194/soil-7-677-2021.

- URI, V., LÖHMUS, K. et TULLUS, H. (2003), “Annual net nitrogen mineralization in a grey alder (*Alnus incana* (L.) moench) plantation on abandoned agricultural land”, *Forest Ecology and Management*, Elsevier, Vol. 184 No. 1–3, pp. 167–176.
- ZIERVOGEL, G. et ZERMOGLIO, F. (2009), “Climate change scenarios and the development of adaptation strategies in Africa: challenges and opportunities”, *Climate Research*, Vol. 40, pp. 133 – 146, doi : 10.3354/cr00804.
- ZNAÏDI, A. (2002), *Etude et Évaluation du Compostage de Différents Types de Matières Organiques et Des Effets Des Jus de Composts Biologiques Sur Les Maladies Des Plantes*, Thesis, Mediterranean Agronomic Institute of Bari, October.

