

Table des matières

Remerciements.....	1
Liste des figures	iv
Liste des tableaux	vi
Liste des abréviations ou acronymes	vii
Résumé.....	viii
Abstract	ix
1. INTRODUCTION	1
2. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIE.....	3
<i>2.1 Les sols du Sénégal</i>	3
<i>2.2 Les produits résiduels organiques.....</i>	4
<i>2.3 Traitements des PRO.....</i>	4
<i>2.3.1 Le séchage.....</i>	4
<i>2.3.2 Le compostage</i>	5
<i>2.3.3 La méthanisation.....</i>	5
<i>2.4 Minéralisation des PRO.....</i>	6
<i>2.5 Valeur agronomique des PRO</i>	7
<i>2.5.1 Valeur fertilisante</i>	8
<i>2.5.2 Valeur amendante</i>	10
<i>2.5.3 Rapport C/N.....</i>	11
3. MÉTHODOLOGIE.....	13
<i>3.1 Le sol de Sangalkam</i>	13
<i>3.2 Caractérisation des PRO.....</i>	13
<i>3.3 Processus de transformation des PRO</i>	14
<i>3.4 La minéralisation des PRO.....</i>	16
<i>3.4.1 Analyses préalables</i>	16

3.4.1	<i>Minéralisation du carbone</i>	16
3.4.2	<i>Minéralisation de l'azote</i>	17
3.5	Traitement des données	19
4.	RÉSULTATS	23
4.1	Caractéristiques agro-biochimiques du sol de Sangalkam et des PRO	23
4.1.1	<i>Caractérisation du sol de Sangalkam</i>	23
4.1.2	<i>Caractérisation des PRO</i>	24
4.2	Minéralisation de l'azote N	24
4.2.1	<i>Minéralisation de N-NH₄⁺</i>	25
4.2.2	<i>Minéralisation de N-NO₃⁻</i>	31
4.2.3	<i>Résultats à retenir sur l'azote</i>	37
4.3	Minéralisation du carbone	38
4.3.1	<i>Résultats à retenir sur la minéralisation du carbone</i>	44
5.	DISCUSSION	45
5.1	Minéralisation des PRO	45
5.1.1	<i>Azote</i>	45
5.1.2	<i>Carbone</i>	46
5.2	Influence des traitements sur la valeur agronomique des PRO	47
5.2.1	<i>La méthanisation</i>	47
5.2.2	<i>Le séchage</i>	48
5.2.3	<i>Le compostage</i>	50
5.3	Influence du type de PRO	52
5.3.1	<i>L'azote</i>	52
5.3.2	<i>le carbone</i>	53
6.	CONCLUSION	54
7.	RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	55
	Annexe	I

Liste des figures

Figure 1: Système de méthanisation	6
Figure 2: Cycle de la matière organique	7
Figure 3: Le cycle de l'azote.....	8
Figure 4: Dynamique de minéralisation du C et du N organique après apport d'un PRO au sol (Houot et al., 2015)	11
Figure 5: Carte de Sangalkam.....	13
Figure 6: Processus de transformation des différents PRO	16
Figure 7: Minéralisation du carbone	17
Figure 8: Minéralisation de l'azote	19
Figure 9: Proportion de N minéralisée par jour par la boue épaissie de Limoges	25
Figure 10: Proportion de N-NH ₄ ⁺ minéralisé sur 100g de N apporté par les boues de Limoges au bout de 120 jours.....	25
Figure 11: Proportion de N-NH ₄ ⁺ minéralisé sur 100g de N apporté par les boues de CLP au bout de 120 jours.....	27
Figure 12: Proportion de N-NH ₄ ⁺ minéralisé sur 100g de N apporté par les PRO de Bois Joly au bout de 120 jours.....	28
Figure 13: Comparaison des proportions de N-NH ₄ ⁺ minéralisées par les substrats	29
Figure 14: Comparaison des proportions de N-NH ₄ ⁺ minéralisées par les digestats	30
Figure 15: Comparaison des proportions de N-NH ₄ ⁺ minéralisées par les composts	31
Figure 16: Proportions de N-NO ₃ ⁻ minéralisées sur 100g de N apporté par les boues de Limoges au bout de 120 jours.....	32
Figure 17: Proportions de N-NO ₃ ⁻ minéralisées sur 100g de N apporté par les boues de CLP au bout de 120 jours.....	33
Figure 18: Proportions de N-NO ₃ ⁻ minéralisé sur 100g de N apporté par les PRO de Bois Joly au bout de 120 jours.....	34
Figure 19 : Comparaison des proportions de N-NO ₃ ⁻ minéralisées par les substrats	35
Figure 20: Comparaison des proportions de N-NO ₃ ⁻ minéralisées par les digestats	36
Figure 21: Comparaison des proportions de N-NO ₃ ⁻ minéralisées par les composts	37
Figure 22: Proportion de C-CO ₂ minéralisée par les PRO de Limoges.....	38
Figure 23: Proportion de C-CO ₂ minéralisée par les PRO de CLP.....	39

Figure 24: Proportion de C-CO ₂ minéralisée par les PRO de bois Joly	41
Figure 25: Comparaison de la proportion de C-CO ₂ minéralisée par les substrats	42
Figure 26: Comparaison de la proportion de C-CO ₂ minéralisée par les digestats	42
Figure 27: Comparaison de la proportion de C-CO ₂ minéralisée par les composts.....	44

Liste des tableaux

Tableau 1: L'azote et le carbone dans les types de sols au Sénégal (Khouma, 2002).....	3
Tableau 2: Nature des PRO.....	14
Tableau 3: Quantité de PRO apportée	18
Tableau 4: Résultats d'analyses du sol	23
Tableau 5: Caractéristiques agronomiques des PRO	24
Tableau 6: Comparaison des valeurs N-NH ₄ ⁺ minéralisées par les PRO de Limoges (Test de Turkey)	26
Tableau 7: comparaison des valeurs de N-NH ₄ ⁺ minéralisée par les PRO de CLP (test de Turkey)	27
Tableau 8: comparaison des valeurs de N-NH ₄ ⁺ minéralisée par les digestats (test de Turkey)	30
Tableau 9: comparaison des valeurs de N-NO ₃ ⁻ minéralisée par les PRO de Limoges (test de Turkey)	32
Tableau 10: Comparaison des valeurs de N-NO ₃ ⁻ minéralisée par les PRO de CLP (test de Turkey)	34
Tableau 11: Comparaison des valeurs de N-NO ₃ ⁻ minéralisée par les digestats (test de Turkey)	36
Tableau 12: Comparaison des valeurs de C-CO ₂ minéralisée par les boues de Limoges (test de Turkey)	39
Tableau 13: Comparaison des valeurs de C-CO ₂ minéralisée par les PRO de CLP (test de Turkey)	40
Tableau 14: Comparaison des moyennes de C-CO ₂ minéralisées par les digestats (Test de Turkey)	43

Liste des abréviations ou acronymes

Acronymes	Définition
C	: Carbone
CERAAS	: Centre d'Étude Régional pour l'Amélioration de l'Adaptation à la Sécheresse
CH ₄	: Méthane
CIRAD	: Centre de coopération Internationale en Recherche Agronomique pour le Développement
CO ₂	: Dioxyde de carbone
DAAD	: Deutscher Akademischer Austausch Dienst
FAO	: Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture
FST	: Faculté des Sciences et Techniques
INRAe	: Institut National de Recherche pour l'Agriculture, l'alimentation et l'Environnement
IRD	: Institut de Recherche pour le Développement
K	: Potassium
LMI IESOL	: Laboratoire Mixte International Intensification Écologique des Sols Cultivés en Afrique de l'Ouest
N	: Azote
NH ₄ ⁺	: Ammonium
NO ₂ ⁻	: Nitrite
NO ₃ ⁻	: Nitrate
OMS	: Organisation Mondiale de la Santé
P	: Phosphore
PRO	: Produits Résiduaire Organiques
SREP	: Station d'épuration
UCAD	: Université Cheikh Anta Diop

Résumé

Avec les changements climatiques qui affectent les terres, et compromettent la sécurité alimentaire, nourrir la population qui est pleine augmentation avec une production biologique devient un challenge. D'où la nécessité de valoriser les produits résiduaux organiques (PRO) pour contribuer à la fertilisation d'une part et à la restauration d'autres part des sols cultivés. Ces derniers peuvent être appliqués à l'état brut ou après des transformations. Les PRO utilisés pour cette étude sont les boues de step de Limoges, les résidus agricoles de Clos de la Pierre et de Bois Joly. Ils ont été méthanisé, séché, centrifugé et composté. Quel est alors l'effet de la méthanisation, du séchage et du compostage sur la valeur agronomique de ces PRO ? Pour répondre à cette question, les substrats et les produits issus des transformations ont été incubé en condition contrôlée. Ainsi les taux de minéralisation de l'azote ($N-NH_4^+$ et $N-NO_3^-$) ont permis d'évaluer la valeur fertilisante des PRO, et celui du carbone ($C-CO_2$) a permis d'évaluer leur valeur amendante.

Les PRO de Limoges ont une forte valeur fertilisante, ceux de Bois joly sont amendants et ceux de CLP ont des valeurs fertilisante et amendante. Concernant la chaîne de traitement, la méthanisation améliore la disponibilité en azote des PRO. Mais elle diminue la teneur en carbone suite à la production du gaz (CH_4 et CO_2). Le séchage et compostage réduisent la valeur fertilisante mais augmente la valeur amendante.

Mots clés : Méthanisation, séchage, centrifugation, compostage, PRO agricoles, boue de STEP, fertilisation, amendement, valeur agronomique

Abstract

With the climate change affecting land, and compromising food security, feeding the growing population with organic production becomes a challenge. Hence the need to valorize organic waste products (PRO) to contribute to fertilization on the one hand and to the restoration of the other part of cultivated soils. These can be applied raw or after transformations. The PROs used for this study are step sludge from Limoges, agricultural residues from Clos de la Pierre and Bois Joly. They were methanized, dried, centrifuged and composted. So what is the effect of anaerobic digestion, drying and composting on the agronomic value of these PROs? To answer this question, the substrates and the products resulting from the transformations were incubated under controlled conditions. Thus, the nitrogen mineralization rates (N-NH_4^+ et N-NO_3^-) made it possible to assess the fertilizing value of PROs, and that of carbon (C-CO_2) made it possible to evaluate their amending value.

PROs from Limoges have a high fertilizing value, those from Bois joly are amendments and those from CLP have both fertilizing and amendment values. Concerning the treatment chain, anaerobic digestion improves the nitrogen availability of PROs. But it decreases the carbon content following the production of gas (CH_4 et CO_2). Drying and composting reduce the fertilizing value but increases the amendment value.

Key words: Methanization, drying, centrifugation, composting, agricultural PRO, STEP sludge, fertilization, amendment, agronomic value.

1. INTRODUCTION

Selon les projections des Nations unies (ONU, 2015) la population mondiale serait de 9,7 milliards en 2050. Plus de la moitié de la croissance démographique dans le monde aura lieu en Afrique. La population d'Afrique subsaharienne devrait doubler.

Les changements climatiques sont une question déterminante de notre époque. Ils ont des effets sur l'environnement et les activités socio-économiques. En effet, le rendement et la productivité agricole pourraient être perturbés et aggraver le risque de famine, particulièrement dans les régions arides et semi-arides des zones tropicales et subtropicales. Sans action immédiate, il sera beaucoup plus difficile et coûteux de s'adapter aux conséquences futures de ces changements (ONU, 2019).

En Afrique subsaharienne l'agriculture est la principale activité de la population (FAO, 2003). Or plus du tiers des sols agricoles sont modérément ou gravement dégradés, affectant ainsi les capacités des populations à se nourrir convenablement (UPADI, 2017; Fimpa Tuwizana, 2018; OMS, 2020).

Au Sénégal, 63% des terres arables sont fortement dégradés (Ndiaye, 2017). La perte prononcée de fertilité des sols représente le principal problème de l'agriculture sénégalaise (Ndiaye, 2015; Belmin, 2020, ndiaye 2017). Cela s'observe par la diminution de la production agricole (UPADI, 2017). Face à ce problème, les paysans font recours à l'usage excessif des engrais chimiques (Ndiaye, 2015). Or ces derniers ne permettent pas de corriger la dégradation des terres agricoles mais au contraire participent à leur dégradation (Ndiaye, 2015).

Avec les changements climatiques qui affectent les terres, et compromettent la sécurité alimentaire, nourrir le monde actuel et pouvoir nourrir celui de 2050 avec la production biologique devient un challenge. D'où la nécessité de valoriser les produits résiduaux organiques (PRO) pour contribuer à la fertilisation d'une part et à la restauration d'autres part des sols cultivés (Beauvois, 2013; Ntoma et al., 2017).

Les PRO sont des matières d'origine résiduaire susceptibles d'être épandues sur les sols agricoles et forestiers dans un but de fertiliser et/ou amender les sols (INRAe et al., 2017). Il s'agit des matières résiduaire issues des activités agricoles (les effluents d'élevage que sont les fumiers, les lisiers et les fientes, les végétaux comme la paille de céréales, la tourbe, les engrais vert), urbaines (les boues d'épuration urbaine, les ordures ménagères, déchets municipaux) et industrielles (les boues de papeteries, les vinasses de sucreries, les effluents liquides) (Houot *et*

al., 2015). Leur valorisation agricole passe par leur retour au sol (Lashermes *et al.*, 2006). Ceci nécessite la maîtrise de leur valeur agronomique. En effet, ils possèdent des propriétés physiques, chimiques et biologiques qui leur permettent d'améliorer la disponibilité des nutriments (NPK), et contribuent à l'amélioration de la qualité physicochimique et biologique du sol (Pernes-Debuysse & Tessier, 2002; Dragon *et al.*, 2010; Védie & Leclerc, 2015; ADEME, 2018; Houot, 2018).

Leur différence est liée à leur origine, leur zone de production. L'hétérogénéité des caractéristiques et des comportements d'un même PRO peut être expliquée par le type de traitement qui lui est appliqué. En effet, ils peuvent être méthanisés, séchés ou compostés. Mais quelle est l'influence de la méthanisation, du séchage et du compostage sur leur valeur agronomique ?

Les PRO issus de la station de traitement de Limoges sont des boues urbaines issues des activités urbaines et des ordures des collectivités. Les PRO de GAEC de CLP et ceux de Bois Joly sont issus des activités agricoles. Ces PRO sont représentatifs des origines des PRO et sont issus des sites de méthanisation où ils subissent la chaîne de traitement : méthanisation-séchage-compostage.

Pour évaluer l'influence de ces traitements sur leur valeur agronomique, les différents PRO avant et après chaque traitement ont été incubés avec le sol de Sangalkam. Il s'agit d'un arenosol, un sol très peu fertile (Feder *et al.*, 2016) qui reçoit fréquemment des apports de matières organiques.

De façon spécifique, il a été question de :

- Évaluer la valeur fertilisante des PRO à travers la minéralisation de l'azote (N).
- Évaluer la valeur amendante des PRO à travers la minéralisation du carbone (C).

2. SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIE

2.1 Les sols du Sénégal

Au Sénégal, on rencontre plusieurs types de sol dont les sols minéraux bruts de cuirasse, gravillonnaires sur cuirasse, brun-rouge subaride sur sable, ferrugineux tropicaux, ferralitiques sur grès sablo-argileux, halomorphes, hydromorphes, et les sols sulfatés acides sur sables (Khouma, 2002). Il s'agit généralement des sols pauvres en fer et en zinc, qui contiennent des carbonates avec des pH des horizons compris entre 6 et 7 (Khouma, 2002). Leur teneur en carbone est généralement faible (**Tableau 1**). Elle varie de 2 à 15,9t de C /ha (Khouma, 2002; Badian *et al.*, 2020). A Dahra, le carbone du sol est en moyenne 2,61t/ha (Ndiaye *et al.*, 2015). Le modèle Century estime l'évolution du stock de carbone organique de sol de -3,19 à 11,1t de C/ha de 2002 à 2050 en fonction des cultures (Badian *et al.*, 2020). L'azote varie entre 0,012 et 0,12% (Khouma, 2002). A Dahra, l'azote du sol est en moyenne 0,28t/ha (Ndiaye *et al.*, 2015). La zone des Niayes du Sénégal est une zone agro-écologique, périurbaines fortement exploitées. On y rencontre des sols ferrugineux tropicaux peu lessivés, riche en fer mais fréquemment lessivés (Khouma, 2002), des sols carbonatés pouvant être hydromorphes (Ntoma *et al.*, 2017) et des arenosols (Feder *et al.*, 2016). Le **Tableau 1: L'azote et le carbone dans les types de sols au Sénégal (Khouma, 2002)** présente l'ensemble des sols du Sénégal avec leur teneur en carbone et en azote ainsi que le rapport C/N.

Tableau 1: L'azote et le carbone dans les types de sols au Sénégal (Khouma, 2002)

Type de sol	% carbone	% azote	C/N
sol faiblement ferralitique	0,96	0,06	13,4
sol halomorphe	1,00	0,07	13,5
sol sulfaté acide	1,28	0,13	10,0
Sols brun-rouge subarides sur sable	0,15	0,01	12,3
Sols ferrugineux tropicaux faiblement lessivés sur sable	0,22	0,02	11,8
Sols ferrugineux tropicaux lessivés sur grès sablo-argileux	0,43	0,03	15,9
Sols hydromorphes	0,29	0,03	9,0
Sols hydromorphes minéraux à pseudogley sur argile de décantation	0,62	0,59	11

2.2 Les produits résiduels organiques

Les Produits Résiduels Organiques (PRO) regroupent les effluents d'élevage et les matières organiques, traitées ou non, provenant de l'agriculture (ex. bois de taille), des activités urbaines (ex. boues de STEP, ordures ménagères), des industries agro-alimentaires (ex. vinasses, plumes, boues de laiteries) et autres industries (ex. boues papetières). Au Sénégal, on rencontre plusieurs types de PRO qui sont utilisés tant en agriculture urbaine que rurale. Il s'agit des produits agricoles (lisiers, fumiers, fientes, les composts), urbains (boues de station d'épuration, déchets ménagers) ou agro-industriels (déchets d'abattoirs, tourteaux, vinasses) (Feder et al., 2016). L'intérêt agronomique de ces PRO n'est plus à démontrer. A titre illustratif, la boue stabilisée issues des stations d'épurations des eaux usées de Dakar contient 3,07g/kg de N total ; 1,31% de P et 0,32% de K de matière sèche avec un rapport C/N faible de 7,4. Le fumier de bovin contient 1,6g/kg de N ; 0,31% de P et 1,66% de K de matière sèche avec un rapport C/N moyen de 16,2 (Badiane Ndour et al., 2016). Une association des engrais chimiques et des PRO permet de booster les rendements. En effet, sur des parcelles recevant à la fois de l'urée et un PRO (fumier) à dose égale à Béliobaka, le rendement des légumes feuilles a augmenté jusqu'à 38% (Thuriès et al., 2016).

La qualité d'un PRO dépend des composantes d'origine et des traitements subis. En effet, les PRO peuvent être des substrats (Girault *et al.*, 2013) qui peuvent être directement utilisés en agriculture pour l'amélioration des rendements (Duchemin, 2020). Ils sont susceptibles de subir des traitements (méthanisation, séchage, compostage) (Dudkowski, 2000; Roux *et al.*, 2010; Houot *et al.*, 2014).

2.3 Traitements des PRO

Le retour au sol de produits résiduels organiques (PRO) contribue à la fertilisation des cultures (valeur fertilisante) et à l'entretien des teneurs en matière organique des sols (valeur amendante) (Roux *et al.*, 2010). Ils subissent plusieurs types de traitements qui peuvent affecter leur qualité agronomique.

2.3.1 Le séchage

Le séchage est une opération qui permet de réduire de façon considérable le volume de la boue (Arlabosse, 2001). Selon (Roux *et al.*, 2010), lors de la réalisation des incubations en conditions

contrôlées, la préparation des PRO influe sur les conditions de minéralisation. Le séchage peut modifier la composition initiale du PRO. Une part de l'azote ammoniacal peut être volatilisée sous forme d'ammoniac.

2.3.2 Le compostage

Le compostage est un processus de dégradation ou de décomposition de la matière organique par les micro-organismes dans des conditions bien définies (présence de microflore, la température, présence d'oxygène, humidité, support organique). Les matières premières organiques, telles que les résidus de culture, les déchets animaux, les restes alimentaires, certains déchets urbains et les déchets industriels appropriés, peuvent être appliquées aux sols en tant que fertilisant, une fois le processus de compostage terminé (FAO, 2005).

Le produit issu du compostage est le compost (Berner, 2013; Lopez, 2017). Selon Berner (2013), les apports de composts contribuent à l'entretien et à l'augmentation du stock de la matière organique du sol. Ce qui favorise la séquestration du carbone, améliore la fertilité des sols : stabilisation de la structure, libération d'éléments fertilisants, stimulation d'activités biologiques du sol. Il est apporté en tant qu'amendement organique et son apport répété augmente la fertilité du sol (Berner, 2013; Houot *et al.*, 2014). Cependant, il pourrait ne pas être un bon choix pour les substrats de culture (Lopez, 2017). En effet, les propriétés chimiques et physiques du compost peuvent être très variables. Il contient des taux élevés de sels solubles. Même si les intrants sont constants, les taux de nutriments varient dans les produits compostés. La libération de nutriments (N), est difficile à prédire. L'azote des composts peut être lié aux substrats si le compostage n'est pas complet.

2.3.3 La méthanisation

La méthanisation est un procédé aboutissant à la production de biogaz à partir de matière organique, sous l'action de différentes bactéries et en l'absence d'oxygène (digestion anaérobie) (

Figure 1). Elle transforme une partie du carbone organique contenu dans les substrats en méthane (CH₄) et dioxyde de carbone (CO₂), composés principaux du biogaz (Lecollinet & Christ, 2019). Ce qui a un impact sur la quantité de matière organique (par rapport au produit frais) mais aussi sur sa nature. Le premier effet de la méthanisation est la perte d'une partie des matières organiques transformées en biogaz. Mais elle n'impacte pas la quantité d'azote total. Elle

améliore la valeur fertilisante. En effet, le digestat brut mineralise 60-180g de N par kg de MS avec un C/N faible de 4-12, le liquide 50-130g de N par kg de MS avec un C/N de 0 à 10 et le solide 20-70g de N par kg de MS avec un C/N de 4 à 32 (Bastide, 2014; ADEME, 2018). La valeur amendante est aussi conservée (ADEME, 2011; Quideau *et al.*, 2013; Houot *et al.*, 2016).

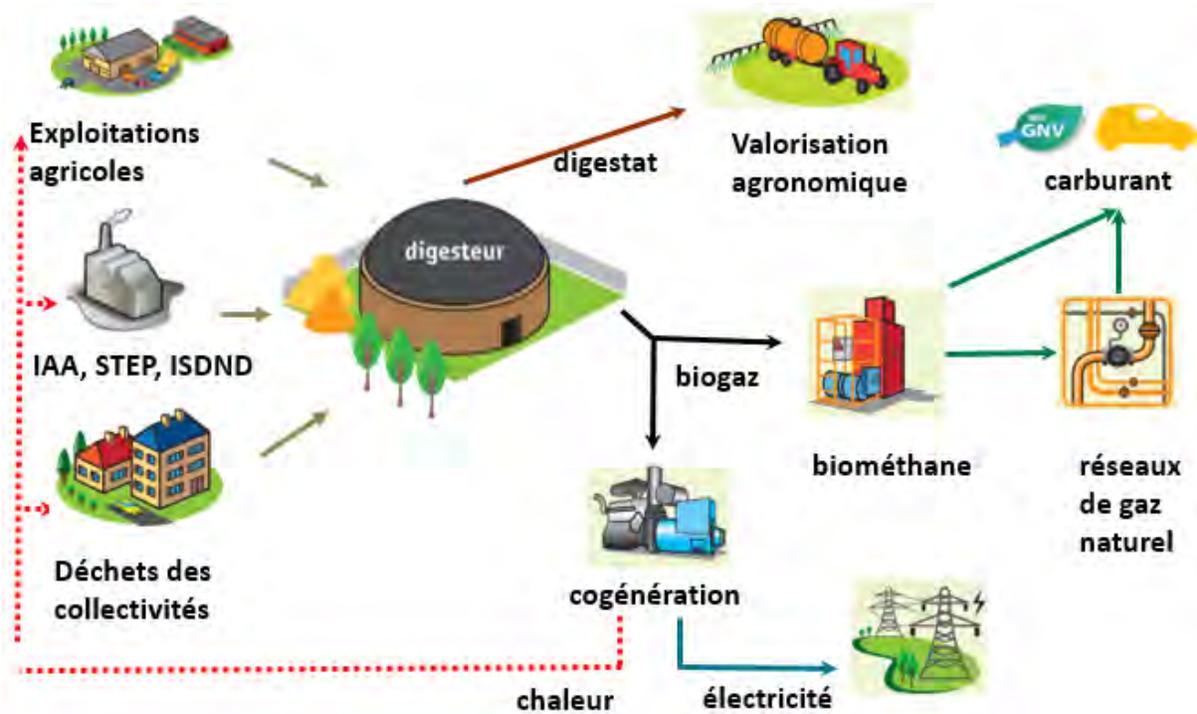


Figure 1: Système de méthanisation

<https://atee.fr/energies-renouvelables/club-biogaz/methanisation-et-biogaz>

2.4 Minéralisation des PRO

La dynamique de la minéralisation et l'activité d'une biomasse microbienne dans un sol peuvent être décrites par la quantification dans le temps des différents produits de dégradation de la MO. En effet, la matière organique initiale se transforme en des composés généralement plus stables (les substances humiques et l'humus), mais également, en dioxyde de carbone et en des composés minéraux simples tels que les ammoniums et les nitrates, dans le cas d'une minéralisation complète Figure 2 (ADEME, 2011; Quideau *et al.*, 2013; Houot, 2018). Ces éléments minéraux azotés sont indispensables pour le métabolisme des végétaux et déterminent le rendement des cultures (Albrecht, 2007).

Selon Houot *et al.* (2015), la dégradation de la matière organique après apport des PRO au sol dépend de sa nature biochimique, de sa stabilisation initiale au cours des procédés de traitement.

Si la matière organique d'un PRO est majoritairement stable, la dégradation microbienne ou minéralisation est lente et cela contribue à l'augmentation du stock de matière organique du sol. La vitesse de cette dégradation dépend non seulement de la nature de la matière organique et de son accessibilité aux microorganismes mais aussi des facteurs exogènes ou environnementaux comme l'aération, la température, l'humidité et le pH (Albrecht, 2007; Jemali *et al.*, 1998; Houot *et al.*, 2015).

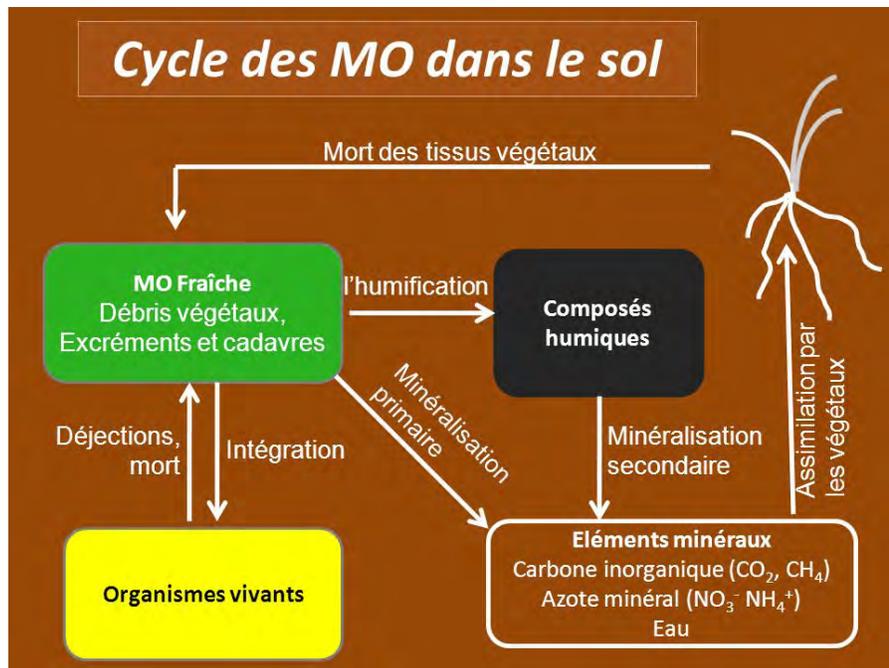


Figure 2: Cycle de la matière organique

(<https://slideplayer.fr/slide/1208705/>)

2.5 Valeur agronomique des PRO

L'efficacité agronomique des PRO est essentiellement déterminée par leur valeurs fertilisante et amendante (Houot *et al.*, 2014).

Un amendement organique est défini comme étant toute source de matière organique capable de se décomposer dans le sol pour y donner de l'humus qui permet d'améliorer ses propriétés physiques, chimiques et biologiques mais permet également d'augmenter sa fertilité (Pontauiller, 1982; Houot *et al.*, 2014). La fertilisation concerne la particularité des PRO à contenir les trois principaux éléments fertilisants (N, P et K) en partie sous forme organique plus ou moins facilement minéralisable.

2.5.1 Valeur fertilisante

La fertilisation du sol est assurée principalement par l'azote. En effet, ce dernier provient de différentes sources et subit plusieurs transformations afin d'être mise à la disposition des plantes. La Figure 3 présente ces transformations dans son cycle.

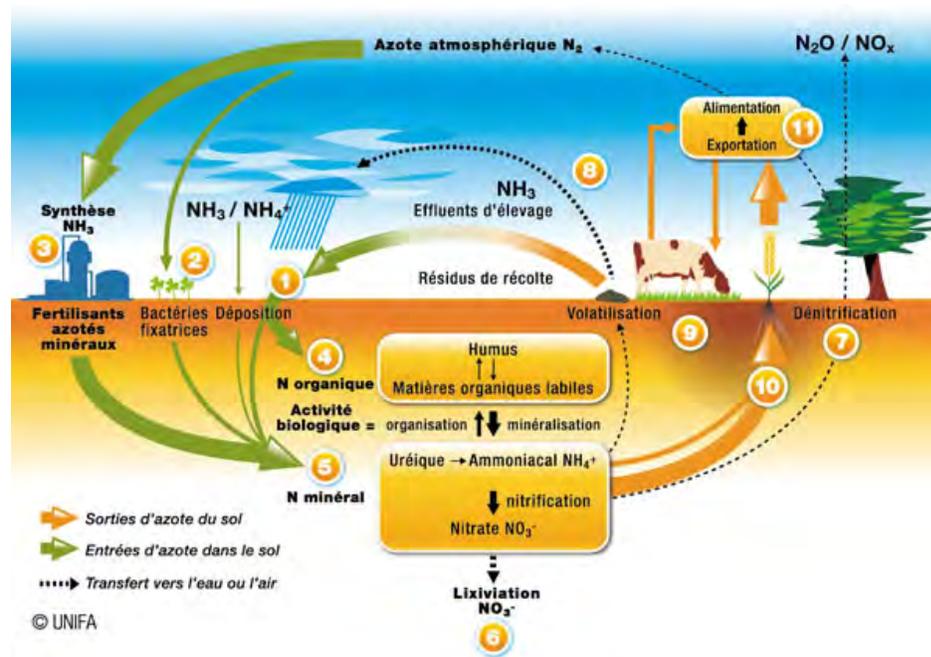


Figure 3: Le cycle de l'azote

(<https://fertilisation-edu.fr/cycles-bio-geo-chimiques/le-cycle-de-l-azote-n.html>)

L'azote est disponible dans l'atmosphère sous forme gazeuse (N_2). Il provient des effluents d'élevage, des résidus de culture et autres sous-produits organiques issus des activités humaines. Son recyclage est basé sur la fixation, la nitrification et la dénitrification.

La fixation est la conversion de l'azote atmosphérique (N_2) en azote assimilable par les organismes vivants (plantes et animaux). Cette conversion est assurée par des bactéries qui produisent de l'ammonium (NH_4^+) et de l'ammoniac (NH_3).

La nitrification transforme les produits de la fixation (NH_4^+ et NH_3) en nitrites (NO_2^-) et nitrates (NO_3^-) sous l'action d'autres bactéries.

La dénitrification retourne l'azote à l'atmosphère sous sa forme moléculaire N_2 , avec des produits secondaires comme du CO_2 et de l'oxyde d'azote N_2O . Il s'agit d'une réaction de

réduction de NO_3^- par l'intermédiaire de bactéries transformant la matière organique. Elle a lieu lorsque les micro-organismes manquent d'oxygène (stagnation de l'eau et compactage du sol).

- **L'azote des PRO**

Les PRO sont riches en azote. Les boues d'épuration, les lisiers, les fientes de volailles, les digestats non compostés et sans séparation de phase ont une valeur fertilisante potentielle élevée (Houot *et al.*, 2014). On peut retrouver environ 70 à 80% d'azote ammoniacal dans les lisiers de porcs et 90% dans certains digestats. Mais le traitement des PRO influence fortement ces valeurs fertilisantes de N. En effet, le compostage diminue la valeur fertilisante et ralentit la minéralisation. La digestion anaérobie par contre, tend à augmenter la disponibilité potentielle d'azote dans les digestats bruts (Houot *et al.*, 2015b).

- **Évolution de N au cours de la minéralisation**

L'azote ajouté par fertilisants organiques est transformée en azote inorganique avant d'être assimilable par les plantes (Larocque, 1992). Il s'agit de la minéralisation. Au cours de la minéralisation de l'azote, les plus grandes quantités d'azote ammoniacal (N-NH_4^+) sont obtenues dans les premiers jours de l'incubation puis chute de façon drastique les jours suivants (Zaouchi, 2015) et se transforme en nitrates (NO_3^-) : c'est la nitrification. Grosbellet (2008), soutient que la teneur en matière organique diminue au cours du temps et que des modifications importantes de sa composition biochimique apparaissent. Tremblay, (2001), explique cette diminution par un processus d'immobilisation des nitrates du sol. Ces PRO ont donc une valeur fertilisante azotée à court terme faible, mais ils participent à plus long terme aux fournitures d'azote par le sol. Les apports d'azote par les fertilisants sont très importants et voir même nécessaire dans certaines conditions.

Si l'amendement apporte suffisamment d'azote organique nécessaire pour le métabolisme des microorganismes décomposeurs de la matière organique, on observe un bilan positif de l'ammonification nette (Houot *et al.*, 2015). Dans le cas contraire, on observe un bilan négatif dû à l'immobilisation de l'azote (Hart *et al.*, 1994).

La disponibilité en N minérale des PRO dans un sol dépend de la vitesse de minéralisation, de la proportion de N sous forme minérale, de l'organisation des microorganismes (Houot *et al.*, 2015; Védie & Leclerc, 2015). En fonction de ces paramètres, différents taux de minéralisation

de N ont été obtenu après des incubations. En effet, le taux de minéralisation de l'azote des boues varie entre 17 et 27% au bout de 16 semaines d'incubation (Jemali *et al.*, 1998). D'autres chercheurs ont trouvé que ce taux de minéralisation de l'azote varie entre 16 et 33 % (Lerch *et al.*, 1992) après 12 semaines d'incubation, 4-48 % après 16 semaines (Ryan *et al.*, 1973), 14 à 25 % après 13 semaines (Magdoff & Chromec, 1977); 40-42 % après plus de 15 semaines (Epstein *et al.*, 1978).

L'épandage des boues aux sols constitue une méthode de recyclage des nutriments comme engrais. Vue leur importance en azote organique (50 à 90 %) (Jemali *et al.*, 1998), elles constituent un atout qualitatif très important pour la production végétale par le maintien de la fertilité des sols agricoles (Dragon *et al.*, 2010). Surtout que les teneurs en matière organique de sols en Afrique sont en décroissance suite à la mise en culture intensive.

2.5.2 Valeur amendante

Outre leur caractère fertilisant, les PRO possèdent un pouvoir d'amendement organique lié à la présence de matières organiques qui, en se décomposant, vont libérer des matières humiques stables assurant ainsi une bonne structure au sol.

Tous les amendements permettent d'augmenter le carbone organique du sol (Dragon *et al.*, 2010; Datta *et al.*, 2019). Ils influent sur le statut organique, la composition chimique, la biomasse microbienne, et les propriétés physiques du sol (Benmouffok, 1994; Jemali *et al.*, 1998; Pernes-Debuyser & Tessier, 2002; Dragon *et al.*, 2010; Védie & Leclerc, 2015).

Dragon *et al.*, (2012) ont comparé l'action des amendements de compost répétée et celui des fumiers frais et fumier déshydraté. Ils remarquent que la biomasse microbienne est favorisée par les apports de fumiers frais et déshydraté. Elle agit sur l'agrégation des particules du sol par la production de composée glucidique. Leur action n'est pas durable dans le temps. Le compost par contre, agit sur la stabilité structurale du sol grâce à la matière organique stable qu'il apporte. Cet effet est moins intense mais durable.

Après amendement, le compost apporte plus de carbone organique que le fumier frais et le fumier déshydraté et permet d'avoir un meilleur rendement (Dragon *et al.*, 2010) ce qui justifie l'effet du traitement sur le PRO.

Les déchets bruts ont généralement des teneurs en carbones de l'ordre de 20 à 50% en fonction de la nature (déchets verts, ordures ménagères, et boues) (Riffaldi *et al.*, 1986; Diaz-Burgos *et al.*, 1993; Vallini *et al.*, 1993; Avnimelech *et al.*, 1996; Ayuso *et al.*, 1996). Les engrais

organiques se dégradent rapidement et libèrent 40 voire 48,5% de carbone, tandis que les amendements organiques minéralisent lentement et libèrent 4,5 à 10% de carbone au bout de 40 jours d'incubation (Robin, 1997).

Au cours de la minéralisation, la teneur en carbone total des matières organiques diminue (He *et al.*, 2000). Cette diminution est induite par la production de dioxyde de carbone (CO₂) (Finstein & Morris, 1975 ; Lasaridi & Stentiford, 1998 ; Zaouchi, 2015b, Houot, 2015). En effet, la production de carbone est favorisée par l'intensité de l'activité microbienne (Zaouchi, 2015a). Ces derniers consomment du CO₂, et la chaleur issue de leur respiration pour la production de l'énergie (Houot et al, 2015). Mais l'action intense des amendements rapidement dégradables sur la biomasse est relativement peu persistante dans le temps (Dragon *et al.*, 2010).

2.5.3 Rapport C/N

Selon Houot et al., (2015), le niveau de stabilité de la matière organique, la teneur en N organique et minéral et le rapport C/N des PRO sont les caractéristiques qui expliquent leur valeur amendante. Lors de la dégradation de la matière organique d'un PRO, le C/N organique conditionne la minéralisation. Étant donné l'étroite relation entre biodégradabilité du carbone organique et équilibre entre teneurs C et N pour prédire un phénomène d'organisation ou de minéralisation nette, une fourchette seuil de C/N organique de [8, 15] est retenue Figure 4 .

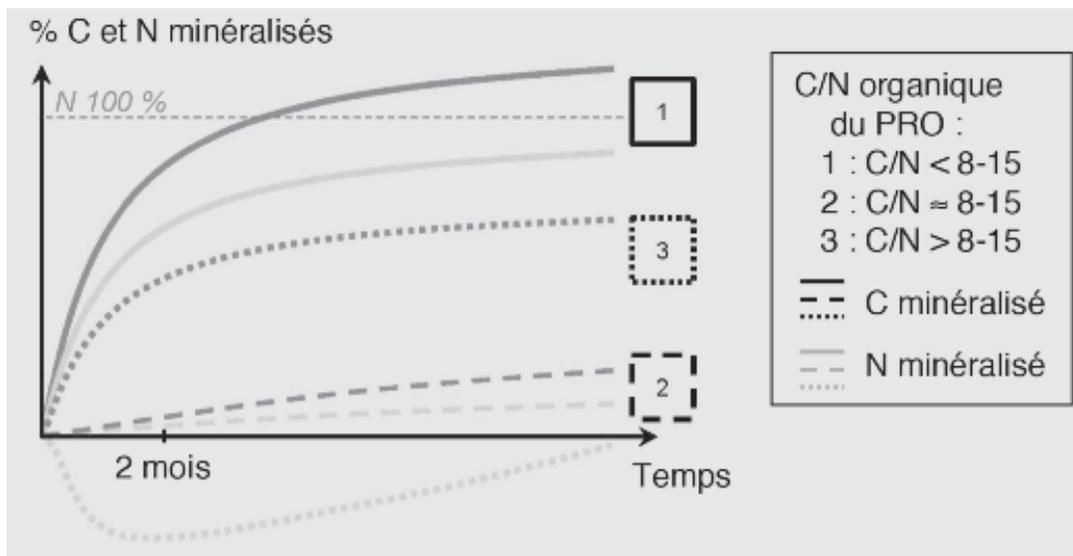


Figure 4: Dynamique de minéralisation du C et du N organique après apport d'un PRO au sol (Houot et al., 2015)

Dans le premier cas (1), lorsque la matière organique du PRO est facilement biodégradable et que le rapport C/N organique du PRO est inférieur à 8-15, on observe une minéralisation nette du N organique.

Lorsque la matière organique est stable (cas 2), le C/N est proche de 8-15. La minéralisation est lente. La minéralisation nette de N est faible à nulle mais la valeur amendante est importante ; le PRO (compost, digestat solide...) enrichit le stock de matière organique du sol.

Lorsque le rapport C/N organique est élevé (supérieur à 8-15) (cas 3), les micro-organismes du sol prélèvent du N minéral dans le stock du sol et/ou dans le N minéral du PRO pour dégrader la matière organique. Il s'agit du phénomène de faim d'azote. La minéralisation est lente.

La valorisation agricole des PRO a montré des preuves intéressantes. Ils améliorent la fertilité, la structure du sol et permettent d'avoir de très bons rendements. Mais les différents traitements (méthanisation, séchage, compostage) des PRO influent-ils sur leur valeur agronomique ? Telle est la question de base à laquelle nous cherchons des réponses à travers ce travail.

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 Le sol de Sangalkam

Le sol utilisé pour l'incubation en conditions contrôlée est celui de Sangalkam. Il s'agit d'une localité du Sénégal localisée entre 14° 46' 52'' nord et 17° 13' 40'' ouest et entre 15m et 25m d'altitude. Elle est située à une trentaine de kilomètre de Dakar (Figure 5). C'est une localité de la zone des Niayes dont l'activité principale est le maraichage. Son sol est reconnu pour sa faible teneur en en azote et en carbone. C'est ce qui justifie d'ailleurs son choix pour cette étude.

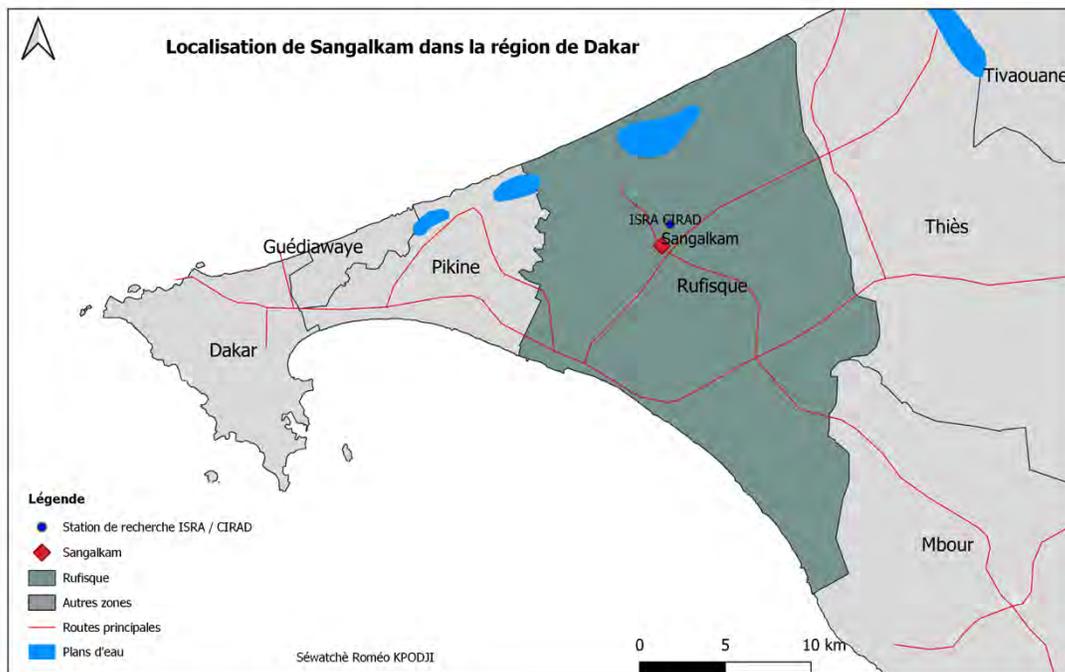


Figure 5: Localisation de Sangalkam sur la carte de la région de Dakar

Source : <https://fr.wikipedia.org/wiki/Sangalkam#/maplink/1>

3.2 Caractérisation des PRO

Les caractéristiques des différents PRO utilisés pour ce travail sont consignées dans le Tableau 2. Ce tableau renseigne de la composition de chaque type de PRO en fonction du site de prélèvement.

Pour les PRO du Clos de la Pierre, le digestat brut est centrifugé, la fraction liquide est l'échantillon digestat liquide et la fraction solide est l'échantillon digestat solide (après centrif) qui a été composté.

Tableau 2: Nature des PRO

Types de PRO	Nature des échantillons	Composition initiale des PRO
Boues issues de la STEP de Limoges et compost issu de la plateforme de compostage des boues digérées	Boue épaissie (liquide)	Eau usée rejetée par l'ensemble de la population, les industriels, les bâtiments publics, les hôpitaux, les commerces, les écoles, après utilisation. A la maison se sont les eaux du lave-vaisselle et de la machine à laver, de l'évier, de la salle de bain, des WC
	Boue digérée (liquide)	
	Boue digérée séchée (solide)	
	Compost (solide)	
Digestats et composts issus du méthaniseur du GAEC Clos de La Pierre	Substrat - mélange entrant (liquide)	Lisier de porcins, tontes de pelouse, déchets d'aliments, déchets de légumes, maïs ensilage, déchets de céréales.
	Digestat (liquide)	
	Digestat après centrif (solide)	
	Compost (solide)	
Digestat issus du méthaniseur du GAEC - Bois Joly	Substrat (solide)	80% de fumier bovin + matière stercoraire, litière volaille, rafle de maïs, huiles de cuisson, tonte de pelouse, son
	Digestat (solide)	

Ces PRO viennent de zones différentes et comportent des substrats différents. L'hétérogénéité des caractéristiques et des comportements d'un même PRO justifient le choix des PRO.

3.3 Processus de transformation des PRO

Les PRO ont été méthanisé, séché, centrifugé et composté. La

Figure 6 présente la chaîne de traitement des différents PRO en fonction des zones de provenance.

Les PRO de Limoges ont été méthanisé, séché et composté avec des déchets verts broyés.

Les PRO de Clos de la Pierre (CLP) ont été méthanisé, centrifugé et composté avec de la tonte de pelouse, déchets d'aliments, déchets de légumes, maïs ensilage et déchets de céréales.

Les PRO de Bois Joly ont été méthanisé.

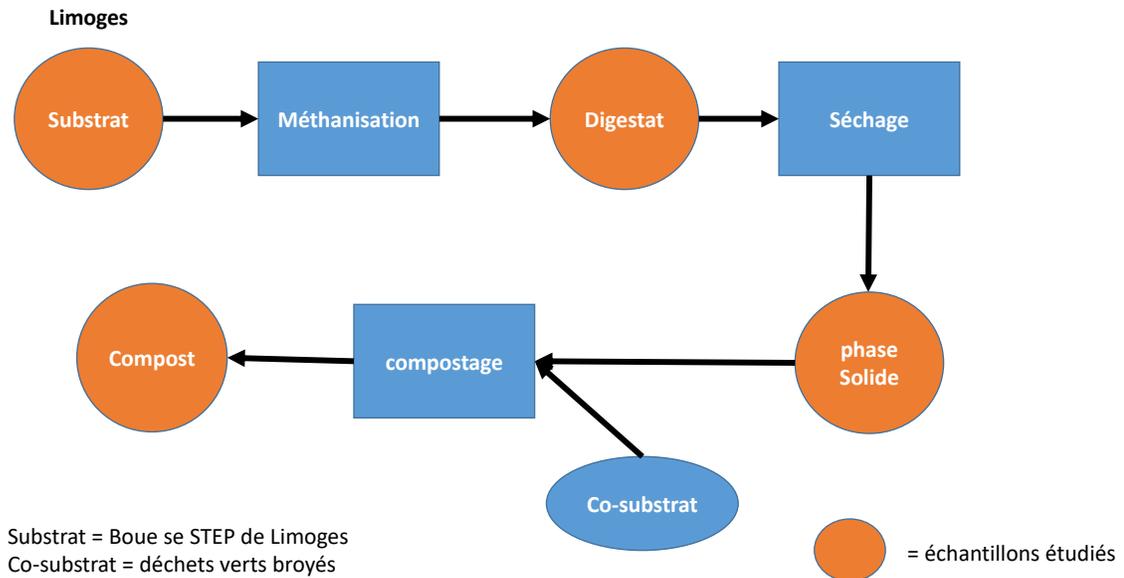
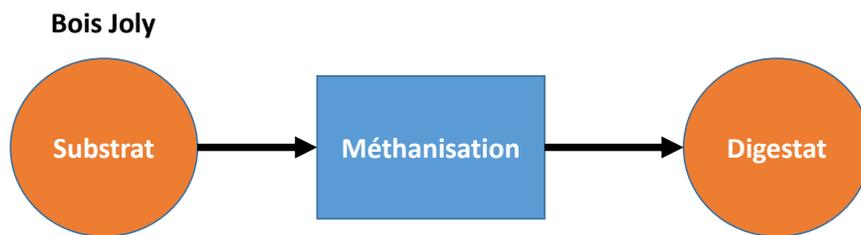


Figure a : Processus de transformation des PRO de limoges



Substrat = fumier bovin + Co-substrats (matière stercoraire, litière volaille, rafle de maïs, huiles de cuisson, tonte de pelouse, son)

○ = échantillons étudiés

Figure b : Processus de transformation des PRO de Bois Joly

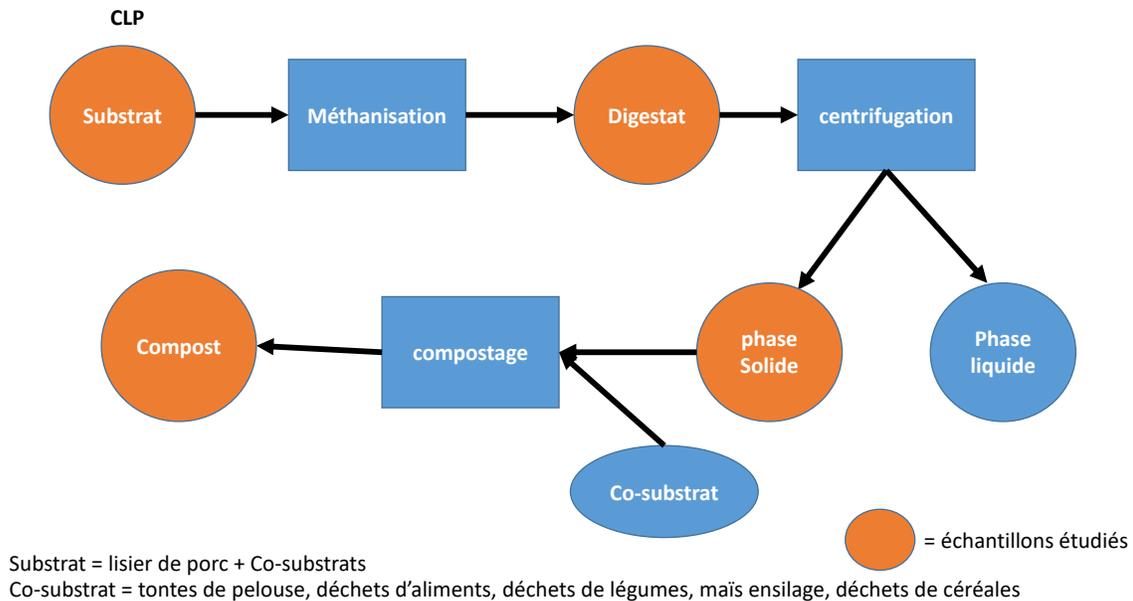


Figure c : Processus de transformation des PRO de Clos de la Pierre



Figure 6: Processus de transformation des différents PRO

3.4 La minéralisation des PRO

3.4.1 Analyses préalables

Les teneurs en azote total et en carbone total des PRO utilisées pour l'incubation ont été déterminées avec la méthode Dumas.

Le sol de Sangalkam utilisé pour l'incubation a été analysé au LAMA pour déterminer sa granulométrie, sa teneur en azote et en carbone.

3.4.1 Minéralisation du carbone

La minéralisation du carbone a été mesurée à travers le dégagement de CO₂. Une masse de 25g de sol, humidifié à 80% de la capacité au champ (6,068%) du sol, a été introduite dans un flacon en verre de 120 ml. Une masse de PRO ([Tableau 3](#)) est ajoutée au sol ou pas (sol nu). Le flacon contenant le sol homogène est bien fermé avec un bouchon (septum) afin d'éviter les

échappements de gaz au cours de l'incubation. Ce bouchon est ensuite scellé au parafilm pour prévenir son retrait au moment de la lecture au micro Chromatographe en Phase Gazeuse (μ CPG) ou du flush. Au temps initial T0, le flacon a été barboté avec de l'air, en utilisant la pompe à air, pour mesurer son pourcentage de CO₂ initial au μ CPG.

L'ensemble des flacons correspondant aux différents traitements est incubé à l'étuve à 28°C suivant un dispositif aléatoire (

Figure 7) avec 3 répétitions. Les mesures de CO₂ dégagé sont effectuées au dates T1, T3, T6, T8, T10, T13, T14, T15, T20, T24, T28, T29, T38, T42, T49, T51, T64. Lorsque les valeurs lues atteignent un pic donné, les échantillons sont flushés pour éliminer l'excès de CO₂.



a. Les mésocosmes contenant le sol+PRO incubés à l'étuve



b. Lecture de CO₂ au chromatographe en phase gazeuse

Figure 7: Minéralisation du carbone

3.4.2 Minéralisation de l'azote

La minéralisation de l'azote a été évaluée à partir des concentrations en N-NH₄⁺ et N-NO₃⁻. Une masse de 25 g de sol humidifié à 80 % de la capacité au champ (6%) seul ou avec PRO (Tableau 3), est introduite dans un godet en polystyrène de 50 ml, avec trois répétitions. Pour un même traitement, 33 échantillons de sols sont préparés (3 échantillons par prélèvement). Les godets sont ensuite placés dans des bocaux de 2L contenant 5 ml d'eau pour maintenir l'atmosphère humide. Un flacon ouvert contenant 20 ml de NaOH 1 M est inséré au centre des bocaux pour piéger le CO₂ susceptible de saturer l'atmosphère.

Les bocaux sont incubés à l'étuve thermostatée à 28°C, suivant un dispositif aléatoire (

Figure 8), durant la période d'incubation. La détermination de l'azote minéral a été faite en fonction du temps suivant les différentes dates de sorties (T0, T7, T14, T28, T42, T64, T98, T120, T148, et T238). Pour cette extraction, on pèse 10g de sol incubé auquel sont ajoutés 38mL de KCL 1N. L'ensemble est mis en agitation à 112tours/min pendant une heure (1H) sur l'agitateur. Après décantation, le liquide surnageant est extrait puis dosé le lendemain au LAMA par colorimétrie au Technicon. Une masse de 5g de sol incubé permet de faire les mesures d'humidité à l'étuve 105° C pendant 72 heures.

Durant l'incubation, les bocaux sont aérés toutes les semaines et la solution de NaOH est renouvelée toute les deux semaines. Les humidités sont vérifiées et ajustées.

Tableau 3: Quantité de PRO apportée

Site de prélèvement	Nature des échantillons	masse PRO (mg)	masse sol (g)
Limoges	boue épaisse (liq)	124	25
Limoges	boue digérée (liq)	145	25
Limoges	boue digérée séchée (solide)	152	25
Limoges	compost (solide)	161	25
Clos de La Pierre	substrat - mélange entrant (liq)	102	25
Clos de La Pierre	digestat (liq)	126	25
Clos de La Pierre	digestat après centrif (solide)	133	25
Clos de La Pierre	compost (solide)	170	25
GAEC - Bois Joly	substrat (solide)	106	25
GAEC - Bois Joly	digestat (solide)	122	25

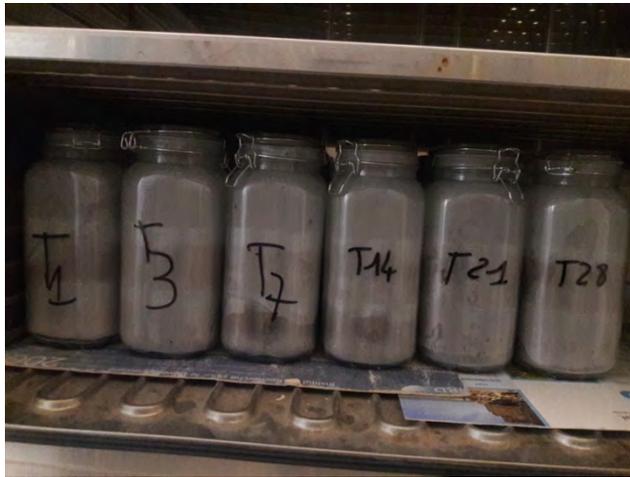
Les quantités de PRO apportée au sol pour l'incubation ont été déterminées par rapport à leur teneur en carbone. L'objectif est d'apporter 50mg de carbone (C). A partir de la teneur de chaque PRO en carbone, on a déterminé la quantité de PRO à apporter suivant la formule :

$$mPRO = \frac{100 \cdot 50}{\%C} \quad \text{Où}$$

mPRO (mg) est la masse de PRO à apporter

50 (mg) est la quantité de carbone à apporter

% C'est le pourcentage de carbone contenu dans le PRO



a. Les bocaux contenant les échantillons de sol+PRO à l'étuve



b. Dosage des extraction au LAMA

Figure 8: Minéralisation de l'azote

3.5 Traitement des données

Les concentrations en $N-NH_4^+$ et $N-NO_3^-$ ont été obtenues du LAMA après dosage des extractions. Les moyennes et les écart types des triplicats ont permis d'analyser l'évolution de l'azote dans le temps. Les productions en azote ($N-NH_4^+$ et $N-NO_3^-$) ont été calculées sur la base de pourcentage de N contenus dans les PRO apportés.

La production nette d'ammonium (NH_4^+) de chaque PRO a été calculé en soustrayant la production du sol nu de la production du sol amendé (Équation 1).

$$\text{Équation 1 } N-NH_4^+ \text{ net} = N-NH_4^+ \text{ sp} - N-NH_4^+ \text{ s} \quad \text{Où}$$

$N-NH_4^+ \text{ net}$ (*mg de $N-NH_4^+$ /g de sol*) est la quantité nette de $N-NH_4^+$ minéralisée pendant la période d'incubation.

$N-NH_4^+ \text{ sp}$ (*mg de $N-NH_4^+$ /g de sol*) est la quantité de $N-NH_4^+$ minéralisée par le sol+PRO (sol amendé) pendant la période d'incubation.

$N-NH_4^+ \text{ s}$ (*mg de $N-NH_4^+$ /g de sol*) est la quantité de $N-NH_4^+$ minéralisée par le sol nu (sol sans PRO) pendant la période d'incubation.

La quantité de $N-NH_4^+$ produite par les PRO apporté a été calculée avec l'Équation 2.

$$\text{Équation 2 } NH_4q = \frac{NH_4\text{pro} * M\text{pro}}{100} \quad \text{Où}$$

NH4q (g) est la quantité de N-NH4⁺ produite par la quantité de PRO apporté

NH4pro (g) est la quantité de N contenu dans 100g du PRO

Mpro (g) est la masse de PRO apportée au sol

La quantité de N-NH4⁺ par mésocosme a été obtenue avec l'

Équation 3.

$$\text{Équation 3} \quad \text{NH4m} = \text{Ps} * \text{N(Tj)} \quad \text{Où}$$

NH4m (g de N-NH4⁺ par mésocosme) est la quantité de N-NH4⁺ produite par mésocosme à une date T

Ps (g) est la masse de sol dans un mésocosme

N (Tj) (g/g de sol) est la quantité de N-NH4⁺ produite à la date T concernée

La proportion de N-NH4⁺ produite par PRO a été calculée sur la base de quantité de N-NH4⁺ apportée. Elle a été déterminée avec l'

Équation 4.

$$\text{Équation 4} \quad \text{NH4p} = \frac{\text{NH4m}}{\text{NNH4q}} \quad \text{Où}$$

NH4p (%) est la proportion de N-NH4⁺ minéralisée par le PRO

NH4q (g) est la quantité de N-NH4⁺ produite par la quantité de PRO apporté

NH4m (g de N-NH4⁺ par mésocosme) est la quantité de N produite par mésocosme à une date T.

La production nette de nitrate (NO3⁻) de chaque PRO (

Équation 5) a été calculée en soustrayant la production du sol nu de la production du sol amendé

$$\text{Équation 5} \quad \text{N-NO}_3^- \text{ net} = \text{N-NO}_3^- \text{ sp} - \text{N-NO}_3^- \text{ s} \quad \text{Où}$$

N-NO3⁻ net (mg de N-NO3⁻/g de sol) est la quantité nette de N-NO3⁻ minéralisé pendant la période d'incubation.

N- NO3⁻ sp (mg de N-NO3⁻/g de sol) est la quantité de N-NO3⁻ minéralisée par le sol+PRO (sol amendé) pendant la période d'incubation.

N- NO3⁻ s (mg de N-NO3⁻/g de sol) est la quantité de N-NO3⁻ minéralisée par le sol nu (sol sans PRO) pendant la période d'incubation.

La quantité de N-NO3⁻ produite par les PRO apporté a été calculée avec l'Équation 6.

$$\text{Équation 6} \quad \text{NO3q} = \frac{\text{NO3pro} * \text{Mpro}}{100} \quad \text{Où}$$

NO₃q (g) est la quantité de N-NO₃⁻ produite par la quantité de PRO apporté

NO₃pro (g) est la quantité de N-NO₃⁻ contenu dans 100g du PRO

M_{pro} (g) est la masse de PRO apportée au sol

La quantité de N-NO₃⁻ par mésocosme a été obtenue avec l'Équation 7.

$$\text{Équation 7 } \text{NO}_3\text{m} = \text{Ps} * \text{N}(\text{Tj}) \quad \text{Où}$$

NO₃m (g de N-NO₃⁻ par mésocosme) est la quantité de N-NO₃⁻ produite par mésocosme à une date T

Ps (g) est la masse de sol dans un mésocosme

N (Tj) (g/g de sol) est la quantité de N-NO₃⁻ produite à la date T concernée

La proportion d'azote produite par PRO a été calculée sur la base de quantité de N apportée.

Elle a été déterminée avec l'Équation 8.

$$\text{Équation 8 } \text{NO}_3\text{p} = \frac{\text{NO}_3\text{m}}{\text{NO}_3\text{q}} \quad \text{Où}$$

NO₃p est la proportion de N-NO₃⁻ minéralisée

NO₃q (g) est la quantité de N-NO₃⁻ produite par la quantité de PRO apporté

NO₃m (g de N-NO₃⁻ par mésosome) est la quantité de N produite par mésosome à une date T

Les valeurs de C-CO₂ lues au chromatographe à phase gazeuse (μCPG) ont également permis de voir l'évolution du carbone dans les différents échantillons (les triplicats). Les valeurs ont été cumulée, puis les moyennes et les écart-types ont calculés afin de mieux analyser pour voir les aberrations et/ou les corrélations entre les triplicats.

Le C-CO₂ dégagée a été obtenue en ug C-CO₂/g de sol avec l'Équation 9.

$$\text{Équation 9 } \text{C deg} = \left[\frac{\text{Ccum}(\text{T}) - \text{C}(\text{T0}) * \frac{\text{Vm}}{\text{Ms}}}{1000} * \frac{12}{24} \right] \quad \text{où}$$

C deg (ug de C-CO₂ par g de sol) est la quantité de C-CO₂ dégagée à une date T

Ccum (ppm) est le cumul des valeurs de C-CO₂ dégagée pendant la période d'incubation

C(T0) (ppm) est la valeur de C-CO₂ dégagée au T0

Vm (ml) est le volume du mésocosme

Ms (g) est la masse du sol

12 (g.mol⁻¹) est la masse molaire du carbone (C)

24 (L.mol⁻¹) est le volume molaire de CO₂

La quantité de C-CO₂ par mésocosme a été obtenue avec l'Équation 10.

$$\text{Équation 10} \quad C_m = P_s * C \text{ deg}(T_j) \quad \text{Où}$$

C_m (g de C-CO₂ par mésocosme) est la quantité de C-CO₂ dégagée par mésocosme

P_s (g) est la masse de sol dans un mésocosme

C deg (T_j) (g de C-CO₂ par g de sol) est la quantité de C-CO₂ dégagée à la date T

La quantité de C-CO₂ produite par les PRO apporté a été calculée avec l'Équation 11.

$$\text{Équation 11} \quad C_p = \frac{C_{\text{pro}} * M_{\text{pro}}}{100} \quad \text{Où}$$

C_p (g) est la quantité de C-CO₂ minéralisée par la masse de PRO apportée

C_{pro} (g) est la quantité de C contenue dans 100g du PRO

M_{pro} (g) est la masse de PRO apportée au sol

La proportion de C-CO₂ produite par PRO a été calculé sur la base de quantité de carbone apportée. Elle a été déterminée avec l'Équation 12.

$$\text{Équation 12} \quad C = \frac{C_m}{C_p} \quad \text{Où}$$

C est la proportion de C-CO₂ minéralisée

C_m (g de C-CO₂ par mésocosme) est la quantité de C-CO₂ dégagée par mésocosme

C_p (g de C-CO₂ par PRO) est la quantité de C-CO₂ minéralisée par la masse de PRO apportée

Les données ont été traitées et analysées avec le tableur Excel, les logiciels R et XLSTAT. Le test de comparaison de Tukey a permis de comparer les moyennes.

4. RÉSULTATS

4.1 Caractéristiques agro-biochimiques du sol de Sangalkam et des PRO

4.1.1 Caractérisation du sol de Sangalkam

L'analyse biochimique et physico-chimique du sol de Sangalkam a permis de déterminer sa teneur en éléments nutritifs, sa granulométrie, son pH et sa capacité d'échange (Tableau 4).

En terme de granulométrie, il contient en moyenne 9% d'argile, 3% de limons fins, 7% de limons grossiers, 54% de sable fins, 24% de sable grossier. L'analyse biochimique révèle 0,76% de carbone total (C), 0,07% de d'azote total (N) avec un C/N de 13,04. Ce qui témoigne de la pauvreté de ce sol.

Tableau 4: Résultats d'analyses du sol

		moyenne	écart-type
Taux de recouvrement	Argile	9%	0,86
	Limons fins	3%	
	Limons grossiers	7%	
	Sable fin	54%	
	Sable grossier	24	
pH	H ₂ O	6,46	0,33
Azote assimilable	N(NO ₃) mg/kg	1,79	0,69
Azote assimilable	N(NH ₄) mg/kg	0,7	0,99
Azote total	N %	0,07	0,01
Carbone total	C %	0,76	0,15
C / N		13,04	0,66
C organique	g / kg	6,82	1,35
P assimilable	P mg/kg	34,57	21,1
Bases échangeables	Ca cmol(+)/kg	5,13	1,51
	Mg cmol(+)/kg	2,64	0,83
	Na cmol(+)/kg	0,12	0,08
	K cmol(+)/kg	0,19	0,09
Capacité d'échange	cmol(+)/kg	9,66	2,54

4.1.2 Caractérisation des PRO

L'analyse biochimique des différents PRO a permis de caractériser leur teneur en azote total et en carbone (Tableau 5).

Tableau 5: Caractéristiques agronomiques des PRO

Site de prélèvement	Natures	% de N total par combustion sèche (Dumas)	% de C total par combustion sèche (Dumas)	C/N	% de matière sèche
Limoges	Boue épaisse	5	40	7,76	3%
	Boue digérée	4	34	7,66	3%
	Boue digérée séchée	5	32	6,47	19%
	Compost	2	31	10,58	58%
Clos de la Pierre	Substrat mélange	3	48	15,28	5%
	Digestat	4	39	9,62	3%
	Digestat après centrif	2	37	13,37	37%
	Compost	3	29	8,06	60%
Bois Joly	Substrat	1	47	24,16	37%
	Digestat	3	40	12,65	19%

Le rapport C/N des PRO renseigne sur leur nature fertilisante ou amendante. Ainsi, les PRO dont le rapport C/N est inférieur à [8-15] sont des fertilisants, ceux compris entre [8-15] sont des fertilisants et des amendants, ceux dont le C/N est supérieurs [8-15] sont très riches en carbone.

4.2 Minéralisation de l'azote N

La valeur fertilisante des PRO a été évaluée à travers la minéralisation de l'azote (N). La minéralisation de l'azote a été évalué à travers la minéralisation en $N-NH_4^+$ et en $N-NO_3^-$. On note une chute de la minéralisation de $N-NH_4^+$ de T0 au T7 puis disparaît. Le $N-NO_3^-$ apparaît au bout de T7 et minéralise jusqu'à la fin. Le $N-NH_4^+$ se transforme en $N-NO_3^-$. La Figure 9

illustre la représentation de la minéralisation de boue épaisse de Limoges. On observe les mêmes résultats pour tous les PRO incubés.

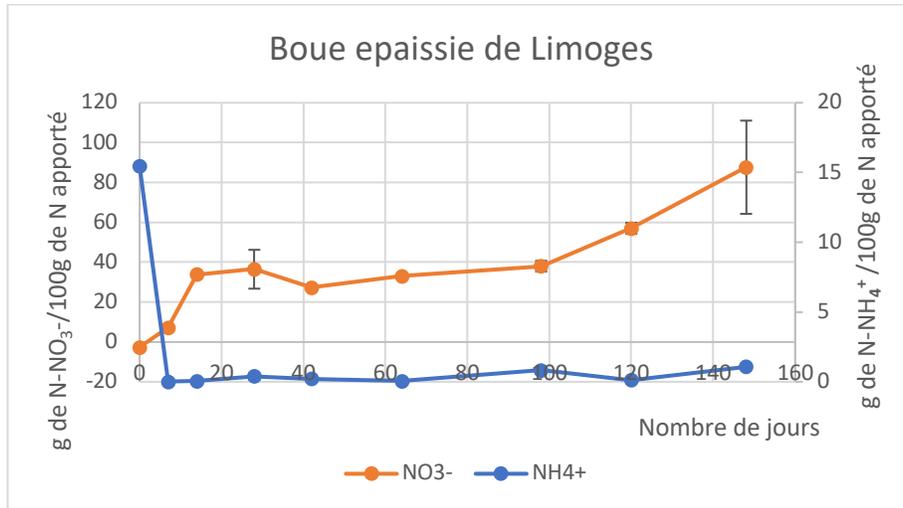


Figure 9: Proportion de N minéralisée par jour par la boue épaisse de Limoges

4.2.1 Minéralisation de N-NH₄⁺

La minéralisation en N-NH₄⁺ des PRO de Limoges est présentée dans la [Figure 10](#).

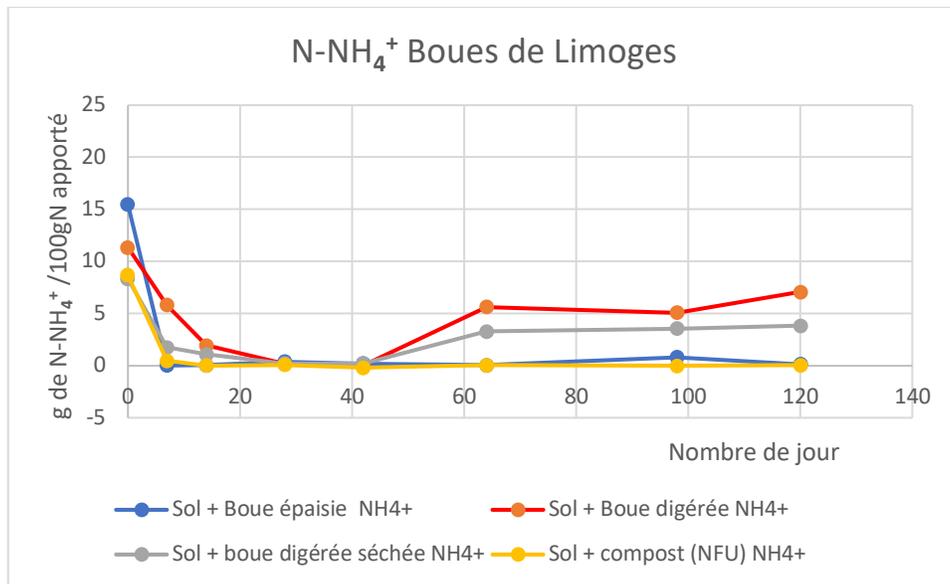


Figure 10: Proportion de N-NH₄⁺ minéralisé sur 100g de N apporté par les boues de Limoges au bout de 120 jours

NB : les écart-types sont petits, raison pour laquelle ils n'apparaissent pas sur les graphes.

La Figure 10 présente la quantité de $N-NH_4^+$ minéralisée sur 100g de N apporté par les boues de Limoges.

Les graphes présentent trois phases. Une première phase de T0 à T28 au cours de laquelle la minéralisation est forte. La deuxième phase de T28 à T42 caractérisée par l'arrêt de la minéralisation de $N-NH_4^+$. Puis la phase 3 de T42 à T120 caractérisée par la reprise de la minéralisation.

Au bout de 120 jours d'incubation sur 100g de N apportée, la boue digérée minéralise plus (7g), ensuite viennent la boue digérée séchée (3g), le compost et la boue épaissie. Ces valeurs sont comparées dans Tableau 6.

Tableau 6: Comparaison des valeurs $N-NH_4^+$ minéralisées par les PRO de Limoges (Test de Turkey)

PRO	Pr > Diff	Significatif
Sol + limoges Boue digérée vs Sol + limoges compost (NFU)	<0,0001	Oui
Sol + limoges Boue digérée vs Sol + Limoges Boue épaissie	<0,0001	Oui
Limoges boue digérée séchée vs Sol + limoges compost (NFU)	<0,0001	Oui
Limoges boue digérée séchée vs Sol + Limoges Boue épaissie	<0,0001	Oui
limoges Boue digérée vs Sol + Limoges boue digérée séchée	<0,0001	Oui
Sol + Limoges Boue épaissie vs Sol + limoges compost (NFU)	0,476	Non

La quantité de $N-NH_4^+$ minéralisée par la boue digérée est significativement supérieure à celle du compost ($P<0,0001$), de la boue épaissie ($P<0,0001$). La quantité de $N-NH_4^+$ minéralisée par la boue épaissie n'est pas statistiquement supérieure à celle du compost ($P=0,76$).

La proportion de $N-NH_4^+$ minéralisée par les PRO de Clos de la Pierre est représentée dans la Figure 11.

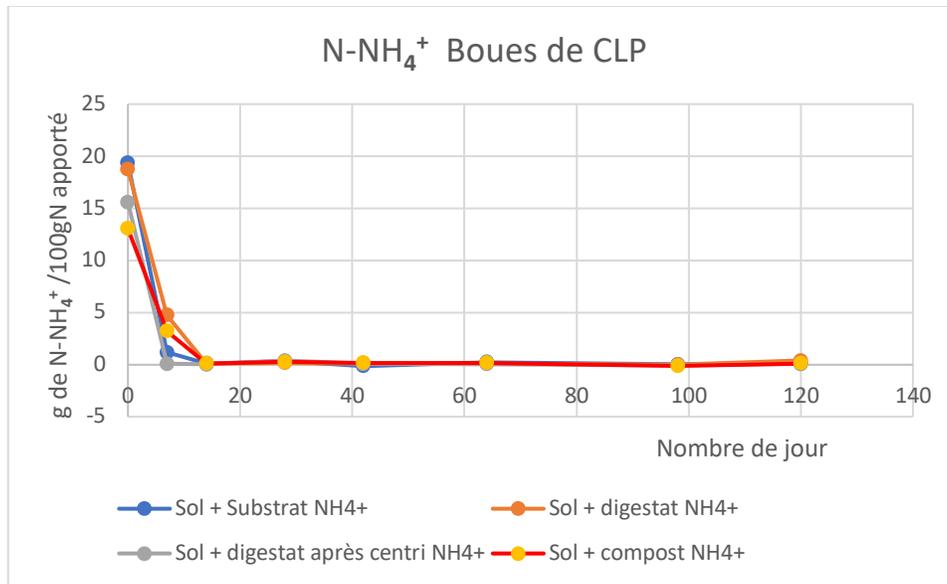


Figure 11: Proportion de N-NH₄⁺ minéralisé sur 100g de N apporté par les boues de CLP au bout de 120 jours

La Figure 11 présente la quantité de N-NH₄⁺ minéralisée sur 100g de N apporté par les PRO de Clos de la Pierre. Les graphes présentent deux phases. Une première phase de T0 à T14 caractérisée par une forte minéralisation de N-NH₄⁺. Et une deuxième phase de T14 à T120 caractérisée par l'arrêt de minéralisation de N-NH₄⁺. La comparaison des valeurs minéralisées donne une différence significative et non significative (Tableau 7).

Tableau 7: comparaison des valeurs de N-NH₄⁺ minéralisée par les PRO de CLP (test de Turkey)

PRO	Pr > Diff	Significatif
CLP digestat vs Sol + CLP Substrat – mélange	<0,0001	Oui
CLP digestat vs Sol + CLP compost	<0,0001	Oui
CLP digestat vs Sol + CLP digestat après centrif	<0,0002	Oui
CLP digestat après centrif vs Sol + CLP Substrat – mélange	0,966	Non
CLP digestat après centrif vs Sol + CLP compost	1,000	Non
CLP compost vs Sol + CLP Substrat – mélange	0,999	Non

La quantité de N-NH₄⁺ minéralisée par le digestat CLP est statistiquement supérieure à celle de substrat-mélange (P<0,0001), du compost CLP (P<0,0001), et du digstat après centrifugation (p<0,0002).

La proportion de N-NH_4^+ minéralisée par les PRO de Bois Joly est représentée par la Figure 12.

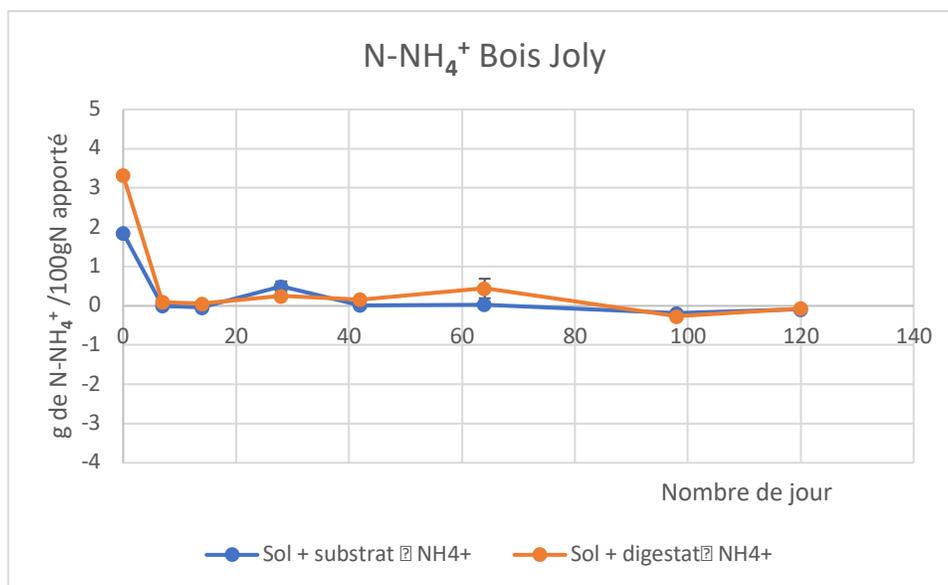


Figure 12: Proportion de N-NH_4^+ minéralisé sur 100g de N apporté par les PRO de Bois Joly au bout de 120 jours

La Figure 12 présente la quantité de N-NH_4^+ minéralisée sur 100g de N apporté par les PRO de Bois Joly. Les graphes présentent deux phases. Une première phase de T0 à T7 caractérisée par une forte minéralisation de N-NH_4^+ . La deuxième phase de T7 à T120 est caractérisée par un arrêt de la minéralisation. Au bout des 120 jours, il n'y a pas de différence statistiquement significative ($P=0,99$) entre les quantités de NH_4^+ minéralisées le digestat et le substrat.

La comparaison des proportions de N-NH_4^+ minéralisées par les substrats est représentée dans la Figure 13.

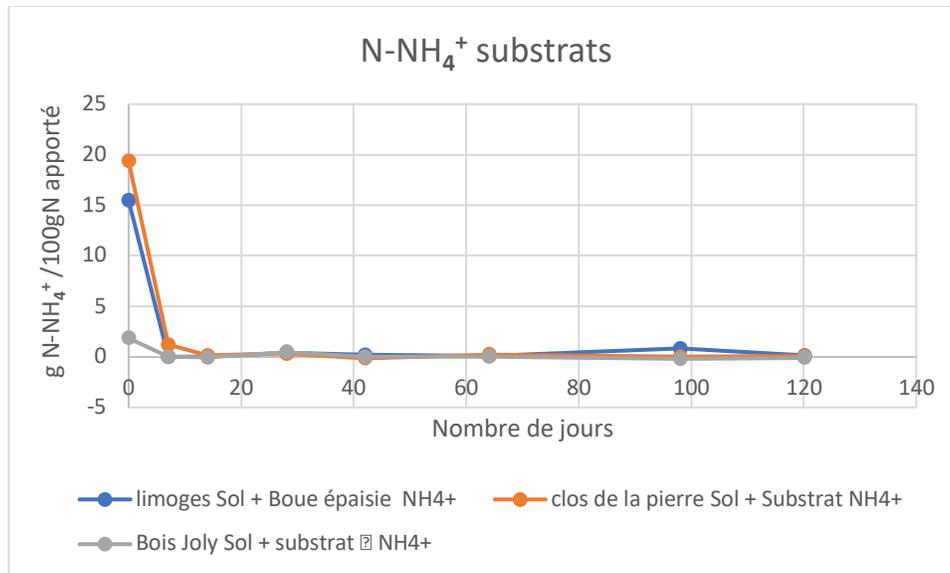


Figure 13: Comparaison des proportions de N-NH₄⁺ minéralisées par les substrats

Le graphe présente les deux phases de minéralisation décrite en [Figure 12](#).

La quantité de N-NH₄⁺ minéralisée par le substrat-mélange de CLP est significativement supérieure à celle du substrat Bois Joly (P<0,018).

La quantité de N-NH₄⁺ minéralisée par la boue épaisse est significativement supérieure à celle du substrat Bois Joly (P<0,001).

La différence entre les quantités de N-NH₄⁺ minéralisée par le substrat-mélange de CLP et la boue épaisse n'est pas statistiquement significative.

La comparaison des proportions de N-NH₄⁺ minéralisées par les digestats est représentée dans la [Figure 14](#).

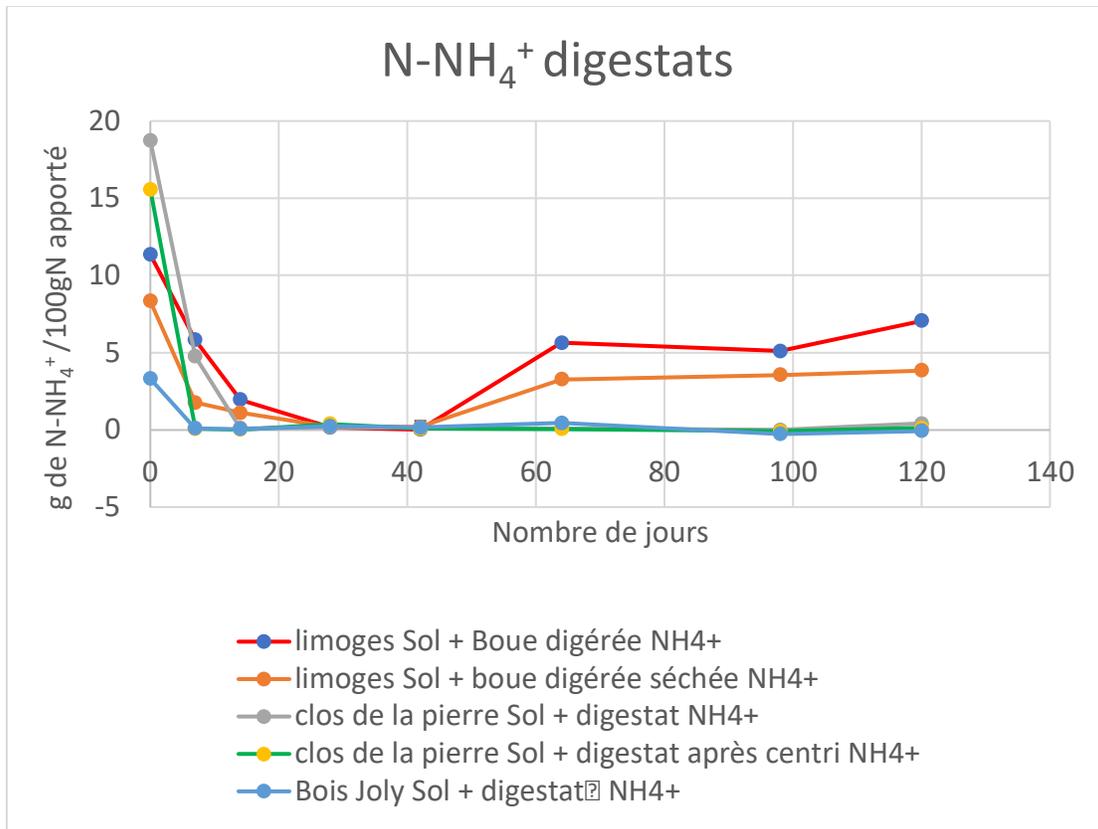


Figure 14: Comparaison des proportions de N-NH₄⁺ minéralisées par les digestats

Le graphes présente les deux phases de minéralisation décrite en [Figure 10](#). En comparant les digestats de Limoges, du CLP et de Bois Joly entre eux, on remarque une différence significative entre les N-NH₄⁺ minéralisées ([Tableau 8](#)).

Tableau 8: comparaison des valeurs de N-NH₄⁺ minéralisée par les digestats (test de Turkey)

PRO	Pr > Diff	Significatif
Sol + limoges Boue digérée vs Sol + Bois Joly digestat	<0,0001	Oui
Sol + limoges Boue digérée vs Sol + CLP digestat après centrif	<0,0001	Oui
Sol + limoges Boue digérée vs Sol + CLP digestat	<0,0001	Oui
Sol + Limoges boue digérée séchée vs Sol + Bois Joly digestat	<0,0001	Oui
Limoges boue digérée séchée vs Sol + CLP digestat après centrif	<0,0001	Oui
Sol + Limoges boue digérée séchée vs Sol + CLP digestat	<0,0001	Oui
Sol + CLP digestat vs Sol + Bois Joly digestat	<0,0001	Oui
Sol + CLP digestat vs Sol + CLP digestat après centrif	<0,0002	Oui
Sol + CLP digestat après centrif vs Sol + Bois Joly digestat	<0,006	Oui

La quantité de $N-NH_4^+$ minéralisée par la boue digérée de Limoges est significativement supérieure à celle du digestat de Bois Joly ($P < 0,0001$), du digestat après centrifugation de CLP ($P < 0,0001$), et du digestat CLP ($P < 0,0001$).

La comparaison des proportions de $N-NH_4^+$ minéralisées par les composts est représentée dans la [Figure 15](#).

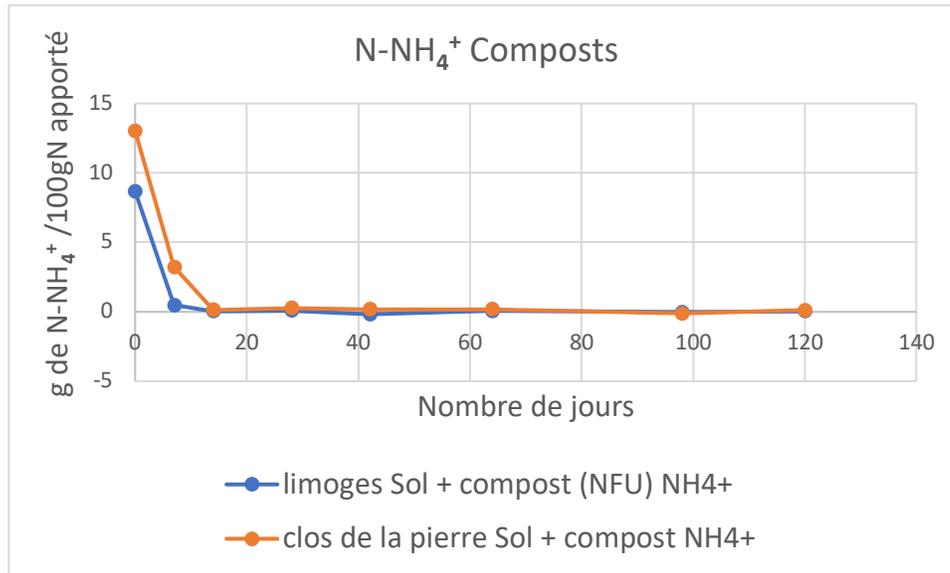


Figure 15: Comparaison des proportions de $N-NH_4^+$ minéralisées par les composts

Le graphe présente les deux phases de minéralisation décrite en [Figure 11](#). La comparaison des composts ne révèle aucune différence significative ($P = 0,830$). Donc le compost de Limoges et celui de CLP minéralisent la même quantité de $N-NH_4^+$.

4.2.2 Minéralisation de $N-NO_3^-$

Les proportions de $N-NO_3^-$ minéralisées par les PRO de Limoges sont représentées dans la [Figure 16](#).

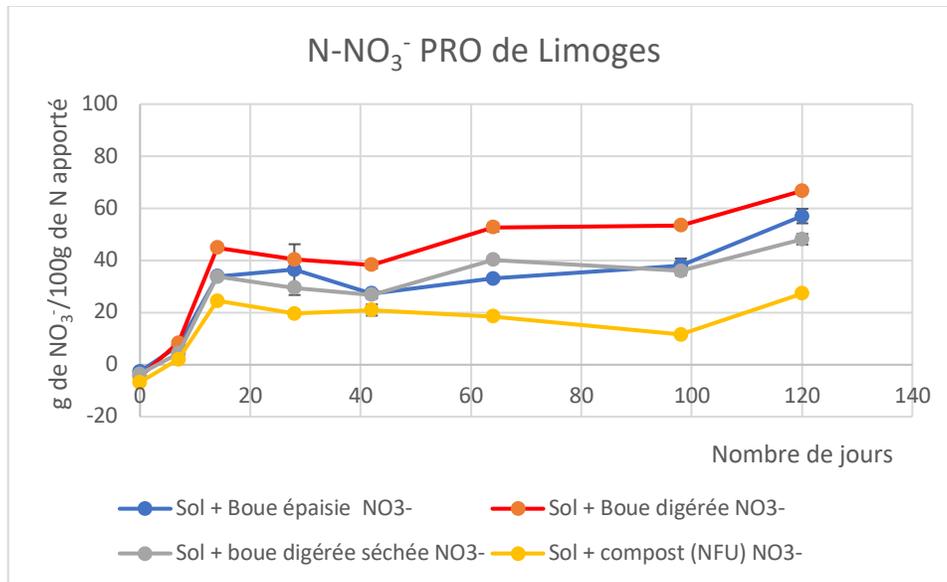


Figure 16: Proportions de N-NO₃⁻ minéralisées sur 100g de N apporté par les boues de Limoges au bout de 120 jours

La Figure 16 présente la quantité de N-NO₃⁻ minéralisée sur 100g de N apporté par les boues de Limoges. Elle se présente en deux phases. Une première de T0 à T14 caractérisée par une forte minéralisation de N-NO₃⁻. La deuxième phase est caractérisée par une minéralisation lente. Mais au bout de 120 jours d'incubation sur 100g de N apporté, la boue digérée minéralise plus de N-NO₃⁻ (66g), ensuite viennent la boue épaisse, boue digérée séchée et le compost qui minéralisent 57g, 48g et 27g de N-NO₃⁻ respectivement.

La comparaison des quantités minéralisées est présentée dans le Tableau 9.

Tableau 9: comparaison des valeurs de N-NO₃⁻ minéralisée par les PRO de Limoges (test de Turkey)

PRO	Pr > Diff	Significatif
limoges Boue digérée vs Sol + limoges compost (NFU)	<0,0001	Oui
limoges Boue digérée vs Sol + Limoges boue digérée séchée	<0,0003	Oui
Limoges Boue épaisse vs Sol + limoges compost (NFU)	<0,0001	Oui
Limoges boue digérée séchée vs Sol + limoges compost (NFU)	<0,0001	Oui
limoges Boue digérée vs Sol + Limoges Boue épaisse	0,122	Non
Limoges Boue épaisse vs Sol + Limoges boue digérée séchée	0,190	Non

La quantité de N-NO₃⁻ minéralisée par la boue digérée est significativement supérieure à celle du compost (P<0,0001), la boue digérée séchée (P<0,0003).

La quantité de $N-NO_3^-$ minéralisée par la boue épaisse est significativement supérieure à celle du compost ($P < 0,0001$).

La quantité de $N-NO_3^-$ minéralisée par la boue digérée n'est pas significativement supérieure à celle de la boue épaisse ($P = 0,122$).

La quantité de $N-NO_3^-$ minéralisée par la boue épaisse n'est pas significativement supérieure à celle de la boue digérée séchée.

Les proportions de $N-NO_3^-$ minéralisées par PRO de Clos de la Pierre sont représentées dans la Figure 17.

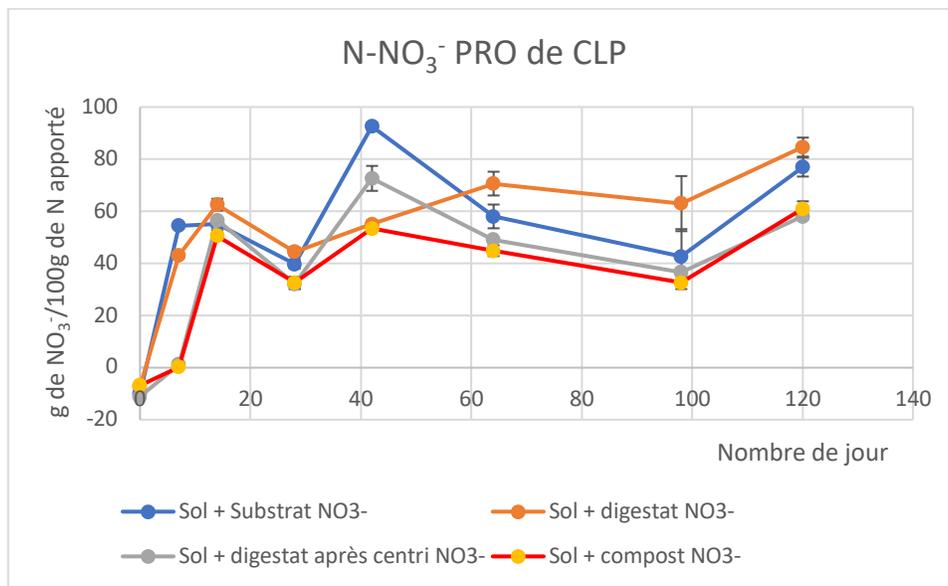


Figure 17: Proportions de $N-NO_3^-$ minéralisées sur 100g de N apporté par les boues de CLP au bout de 120 jours

La Figure 17 présente la quantité de $N-NO_3^-$ minéralisée sur 100g de N apporté par les PRO de Clos de la Pierre (CLP). Elle se présente en deux phases. Une première de T0 à T14 caractérisée par une forte minéralisation de $N-NO_3^-$. La deuxième phase est caractérisée par une minéralisation lente. Mais au bout de 128 jours d'incubation, sur 100g de N apporté, le digestat minéralise plus de $N-NO_3^-$ (84g). Ensuite viennent le substrat (76g), le compost (60g) et le digestat (57g). La comparaison des différentes valeurs de $N-NO_3^-$ est présentée dans le Tableau 10.

Tableau 10: Comparaison des valeurs de N-NO₃⁻ minéralisée par les PRO de CLP (test de Turkey)

PRO	Pr > Diff	Significatif
CLP digestat vs Sol + CLP digestat après centrif	<0,0001	Oui
CLP digestat vs Sol + CLP compost	<0,0001	Oui
CLP Substrat - mélange vs Sol + CLP digestat après centrif	<0,0001	Oui
CLP Substrat - mélange vs Sol + CLP compost	0,002	Oui
CLP compost vs Sol + CLP digestat après centrif	0,992	Non
CLP digestat vs Sol + CLP Substrat – mélange	0,354	Non

La quantité de N-NO₃⁻ minéralisée par le digestat n'est pas significativement supérieure à celle du substrat-mélange (P=0,354).

La quantité de minéralisée par le compost n'est pas significativement supérieure à celle du digstat ares centrifugation (P=0,992).

la quantité de N-NO₃⁻ par le digstat est significativement supérieure à celle du compost (P<0,0001) et du digestat après centrifugation (P<0,0001).

Les proportions de N-NO₃⁻ minéralisées par les PRO de Bois Joly sont représentées dans la Figure 18.

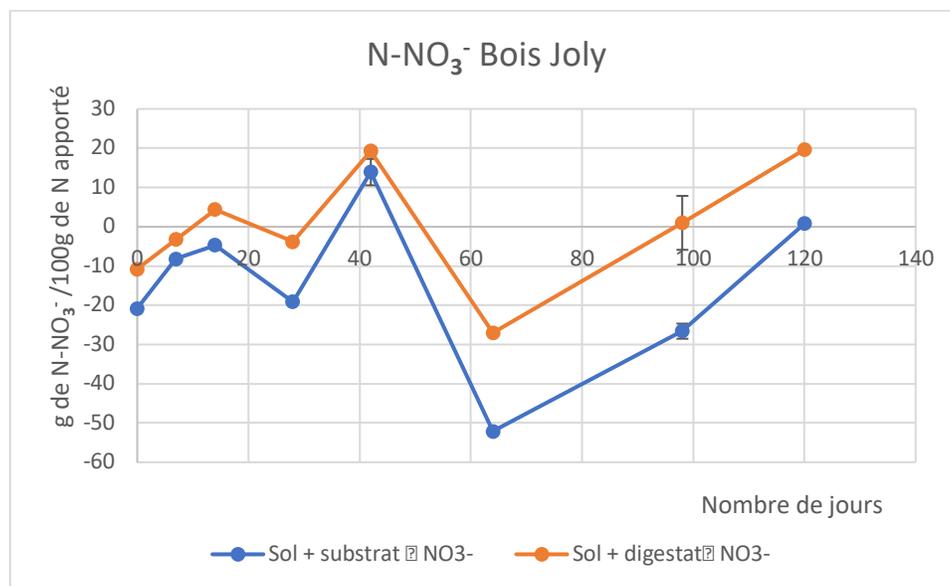


Figure 18: Proportions de N-NO₃⁻ minéralisé sur 100g de N apporté par les PRO de Bois Joly au bout de 120 jours

La [Figure 18](#) présente la quantité de N-NO_3^- minéralisée sur 100g de N apporté par les PRO de Bois Joly. Elle présente une faible minéralisation de NO_3^- . On remarque une immobilisation du NO_3^- (-52g) au T64. Mais au bout de 120 jours d'incubation, sur 100g de N apporté, le digestat minéralise plus de N-NO_3^- (19g) que le substrat (0,8g). Cette quantité de N-NO_3^- du digestat est significativement supérieure à celle du substrat ($P < 0,001$).

La comparaison des proportions de N-NO_3^- minéralisées par les substrats est représentée dans la [Figure 19](#).

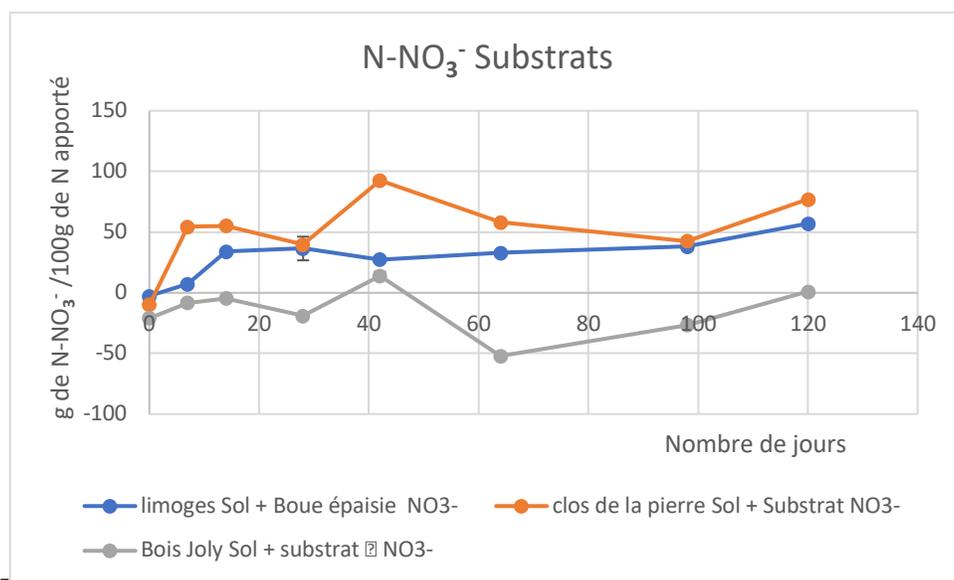


Figure 19 : Comparaison des proportions de N-NO_3^- minéralisées par les substrats

D'après la [Figure 19](#) le substrats de CLP minéralise plus de N-NO_3^- (76g). Ensuite viennent la boue épaisse de Limoges (57g) puis le substrat de Bois Joly (0,8g).

la quantité de N-NO_3^- minéralisée par le substrat-mélange de CLP est significativement supérieure à celle de la boue épaisse de Limoges ($P < 0,0001$), et du substrat de Bois Joly ($P < 0,0001$).

La comparaison des proportions de N-NO_3^- minéralisées par les digestats est représentée dans la [Figure 20](#).

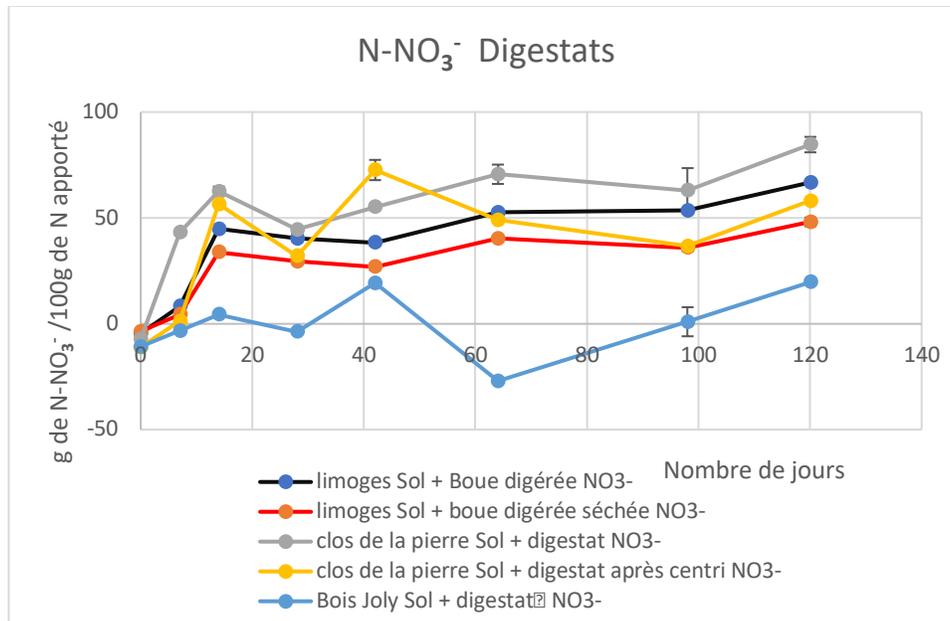


Figure 20: Comparaison des proportions de N-NO₃⁻ minéralisées par les digestats

La Figure 20 présente les proportions de N-NO₃⁻ minéralisées des digestats. On remarque que le digestat du CLP minéralise plus (84g). Ensuite viennent respectivement la boue digérée de Limoges (66g), le digestat après centrifugation de CLP (57g), la boue digérée séchée de Limoges (48g) et le digestat de Bois Joly (19g).

La comparaison des moyennes révèle des différences significatives et non significatives (Tableau 11).

Tableau 11: Comparaison des valeurs de N-NO₃⁻ minéralisée par les digestats (test de Turkey)

PRO	Pr > Diff	Significatif
Sol + CLP digestat vs Sol + Bois Joly digestat	<0,0001	Oui
Sol + CLP digestat vs Sol + Limoges boue digérée séchée	<0,0001	Oui
Sol + CLP digestat vs Sol + CLP digestat après centrif	<0,0001	Oui
Sol + limoges Boue digérée vs Sol + Bois Joly digestat	<0,0001	Oui
limoges Boue digérée vs Sol + Limoges boue digérée séchée	<0,0001	Oui
Sol + Limoges boue digérée séchée vs Sol + Bois Joly digestat	<0,0001	Oui
Sol + CLP digestat après centrif vs Sol + Bois Joly digestat	<0,0001	Oui
CLP digestat après centrif vs Sol + Limoges boue digérée séchée	0,113	Non
Sol + limoges Boue digérée vs Sol + CLP digestat après centrif	0,204	Non

La quantité de $N-NO_3^-$ minéralisée par le digestat CLP est significativement supérieure à celle de digestat Bois Joly ($P<0,0001$), boue digère séchée de Limoges ($P<0,0001$), digestat après centrifugation ($P<0,0001$).

La quantité de $N-NO_3^-$ minéralisée par la boue digérée de Limoges est significativement supérieure à celle du digestat Bois Joly ($P<0,0001$), et de la boue digérée séchée de Limoges ($P<0,0001$).

La comparaison de NO_3^- minéralisées par les composts est représentée dans la [Figure 21](#).

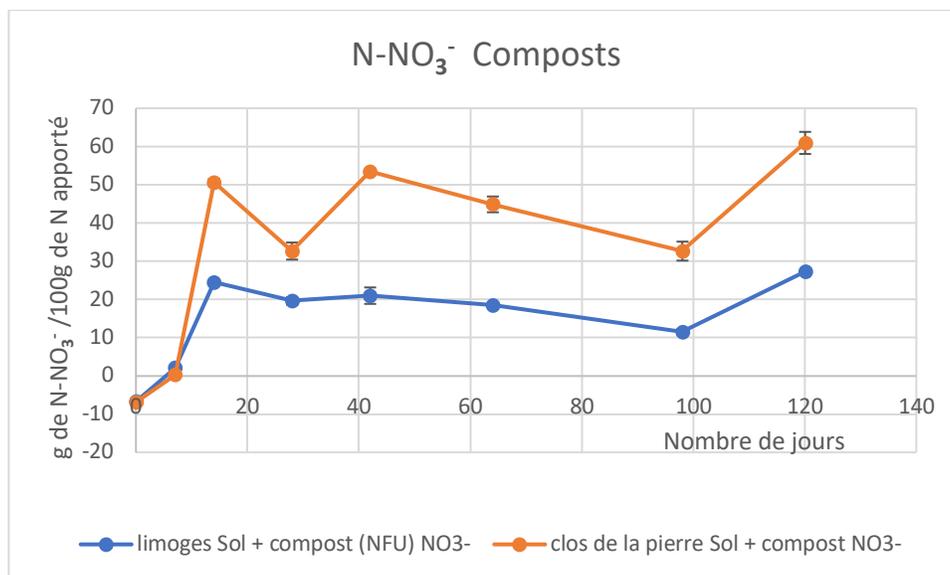


Figure 21: Comparaison des proportions de $N-NO_3^-$ minéralisées par les composts

La quantité de $N-NO_3^-$ minéralisée par le compost de CLP (60g) est significativement supérieure ($P<0,0001$) à celle minéralisée par le compost de Limoges (27g).

4.2.3 Résultats à retenir sur l'azote

- L'ammonium minéralisé de T0 à T7 est transformé en nitrates ($N-NO_3^-$) de T7 à T120.
- Au niveau des PRO de Bois Joly, il y a une immobilisation de l'azote des PRO par les microorganismes. Ce qui témoigne son absence remarquée par des valeurs négatives.
- En fonction des quantités de $N-NO_3^-$ minéralisée, on peut classer les PRO de Limoges dans cet ordre : boue digérée>Boue épaisse>Boue digérée séchée>compost. Les PRO de CLP peuvent être classés dans cet ordre : digestat > substrat-mélange > compost > digestat après centrifugation. Le digestat > le substrat pour les PRO de Bois Joly.
- Les digestats sont plus fertilisants.

- La comparaison des digestats a permis de les classer dans cet ordre : digestat CLP > boue digérée de Limoges > digestat après centrifugation de CLP > boue digérée séchée > digestat Bois Joly.
- Pour les composts, le compost de CLP qui minéralise plus de nitrate est plus fertilisant que celui de Limoges.

4.3 Minéralisation du carbone

La valeur amendante des PRO a été évaluée à travers la minéralisation du carbone.

La minéralisation de C-CO₂ des PRO de Limoges est représentée dans les graphes de la [Figure 22](#).

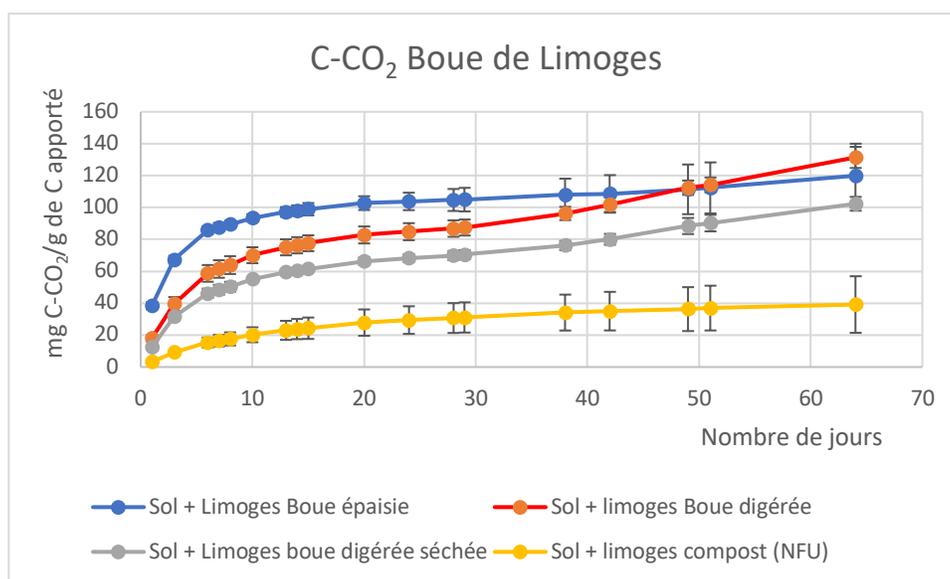


Figure 22: Proportion de C-CO₂ minéralisée par les PRO de Limoges

Les graphes de la [Figure 22](#) présentent deux phases de minéralisation. Une première de T0 à T7 marquée par une forte minéralisation. La deuxième phase de T7 à T64 est marquée par une minéralisation beaucoup plus lente. Mais au bout de 64 jours d'incubation, sur 1g de carbone apporté par la boue de Limoges, la boue digérée minéralise plus de C-CO₂ (131mg). Ensuite viennent la boue épaisse, boue digérée séchée et le compost qui minéralisent respectivement 119mg ; 102mg ; et 39mg de C-CO₂.

La comparaison de ces valeurs révèle qu'il y'a une différence significative entre toutes les valeurs de C-CO₂ minéralisées ([Tableau 12](#)) sauf entre celles de la boue épaisse et la boue digérée et boue épaisse et boue digérée séchée.

Tableau 12: Comparaison des valeurs de C-CO₂ minéralisée par les boues de Limoges (test de Turkey)

PRO	Pr > Diff	Significatif
limoges Boue digérée vs Sol + limoges compost (NFU)	<0,0001	Oui
limoges Boue digérée vs Sol + Limoges boue digérée séchée	<0,011	Oui
Limoges boue digérée séchée vs Sol + limoges compost (NFU)	<0,0001	Oui
Limoges Boue épaisie vs Sol + limoges compost (NFU)	<0,0001	Oui
Limoges Boue épaisie vs Sol + Limoges boue digérée séchée	0,250	Non
limoges Boue digérée vs Sol + Limoges Boue épaisie	0,729	Non

La quantité de C-CO₂ minéralisée par la boue digérée est significativement supérieure à celle du compost (P<0,0001), de la boue digérée séchée (P=0,011).

La quantité de C-CO₂ minéralisée par la boue digérée séchée est significativement supérieure à celle du compost (P<0,0001).

La quantité de C-CO₂ minéralisée par la boue épaisie est significativement supérieure à celle du compost (P<0,0001).

La quantité de C-CO₂ minéralisée par la boue épaisie n'est pas significativement supérieure à celle de la boue digérée séchée (P=0,250).

La quantité de C-CO₂ minéralisée par la boue digérée n'est pas significativement supérieure à celle de la boue épaisie (P=0,729).

La minéralisation de C-CO₂ des PRO de CLP est représentée dans la [Figure 23](#).

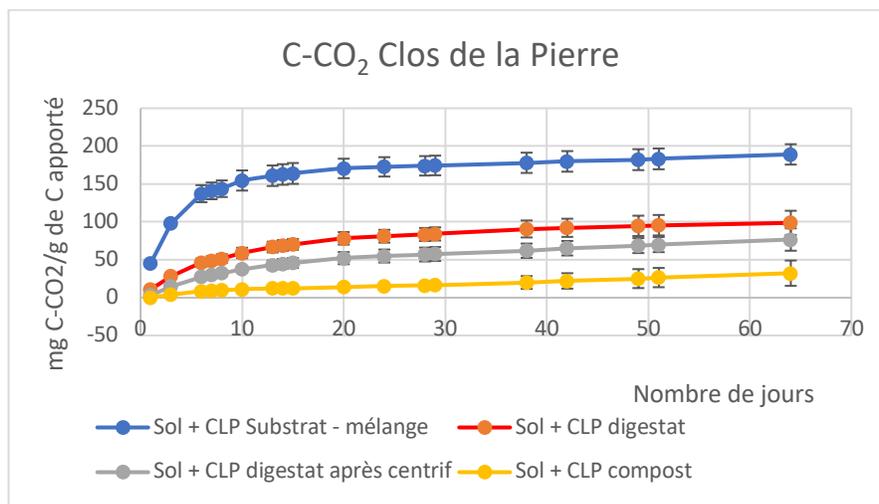


Figure 23: Proportion de C-CO₂ minéralisée par les PRO de CLP

Les graphes de la [Figure 23](#) présentent deux phases de minéralisation. Une première de T0 à T7 marquée par une forte minéralisation. La deuxième phase de T7 à T64 est marquée par un arrêt de la minéralisation. Mais au bout de 64 jours d'incubation, sur 1g de carbone apporté par les PRO de Clos de la Pierre, le substrat-mélange minéralise plus de C-CO₂ (189 mg). Ensuite viennent le digestat (98mg de C-CO₂) ; le digestat après centrifugation (76mg de C-CO₂) et enfin le compost (32mg de C-CO₂).

La comparaison des valeurs de C-CO₂ minéralisée révèle une différence significative entre les PRO ([Tableau 13](#)).

Tableau 13: Comparaison des valeurs de C-CO₂ minéralisée par les PRO de CLP (test de Turkey)

PRO	Pr > Diff	Significatif
CLP Substrat - mélange vs Sol + CLP compost	<0,0001	Oui
CLP Substrat - mélange vs Sol + CLP digestat après centrif	<0,0001	Oui
CLP Substrat - mélange vs Sol + CLP digestat	<0,0001	Oui
CLP digestat vs Sol + CLP compost	<0,0001	Oui
CLP digestat après centrif vs Sol + CLP compost	<0,0001	Oui
CLP digestat vs Sol + CLP digestat après centrif	0,062	Non

La quantité de C-CO₂ minéralisée par le substrat-mélange de CLP est significativement supérieure à celle du compost (P<0,0001), du digestat après centrifugation (P<0,0001), et du digestat (P<0,0001).

La quantité de C-CO₂ du digestat est significativement supérieure à celle du compost (P<0,0001).

La quantité de C-CO₂ du digestat après centrifugation est significativement supérieure à celle du compost (P<0,0001).

La quantité de C-CO₂ du digestat n'est pas significativement supérieure à celle du digestat après centrifugation (P=0,062).

La minéralisation de C-CO₂ des PRO de Bois Joly est représentée dans les graphes de la [Figure 24](#).

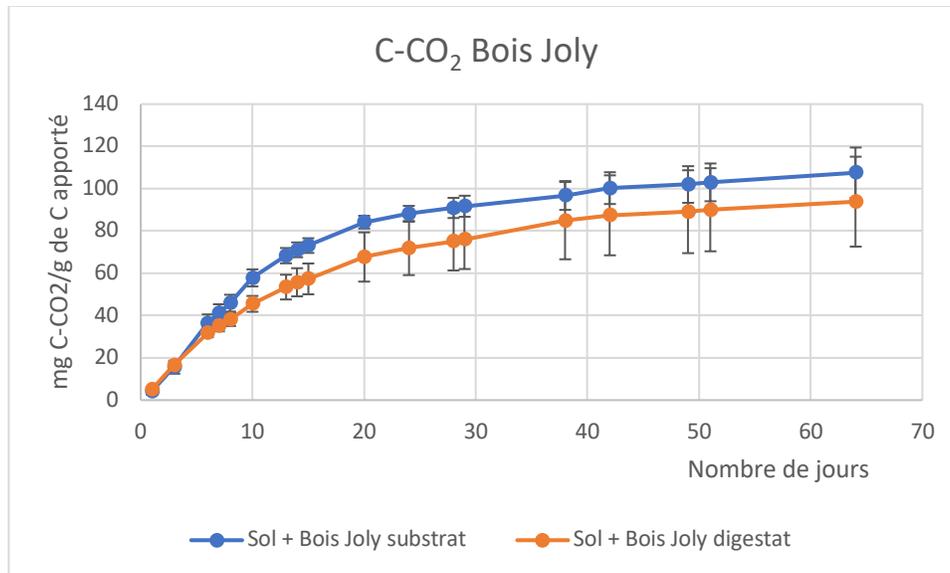


Figure 24: Proportion de C-CO₂ minéralisée par les PRO de bois Joly

Les graphes de la [Figure 24](#) présentent deux phases de minéralisation. Une première de T0 à T20 marquée par une forte minéralisation. La deuxième phase de T20 à T64 est marquée par une minéralisation lente.

Au bout de 64 jours d'incubation, sur 1g de carbone apporté par les PRO de Bois Joly, le substrat minéralise 107mg de C-CO₂ et le digestat minéralise 93mg de C-CO₂. Mais la quantité de C-CO₂ minéralisée par le substrat n'est pas significativement supérieure à celle du digestat (P=0,520).

La [Figure 25](#) présente une comparaison des quantités de C-CO₂ minéralisées.

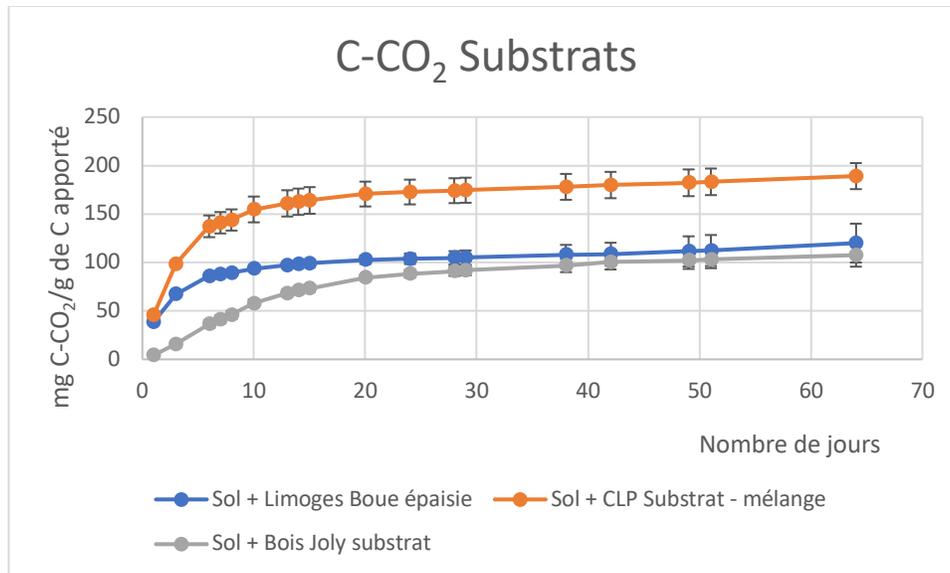


Figure 25: Comparaison de la proportion de C-CO₂ minéralisée par les substrats

Le substrat mélange CLP (189mg) minéralise plus de C-CO₂ que la boue épaisse de Limoges et le substrat de Bois Joly qui minéralisent respectivement 119mg et 107mg de C-CO₂. La quantité de C-CO₂ minéralisée par substrat-mélange de CLP est significativement supérieure à celle minéralisée par le substrat Bois Joly ($P < 0,0001$) et la boue épaisse de Limoges ($P < 0,0001$). Mais la quantité de C-CO₂ minéralisée par la boue épaisse de Limoge n'est pas significativement supérieure à celle du substrat Bois Joly ($P = 0,40$).

La Figure 26 compare la proportion de C-CO₂ minéralisée par les digestats.

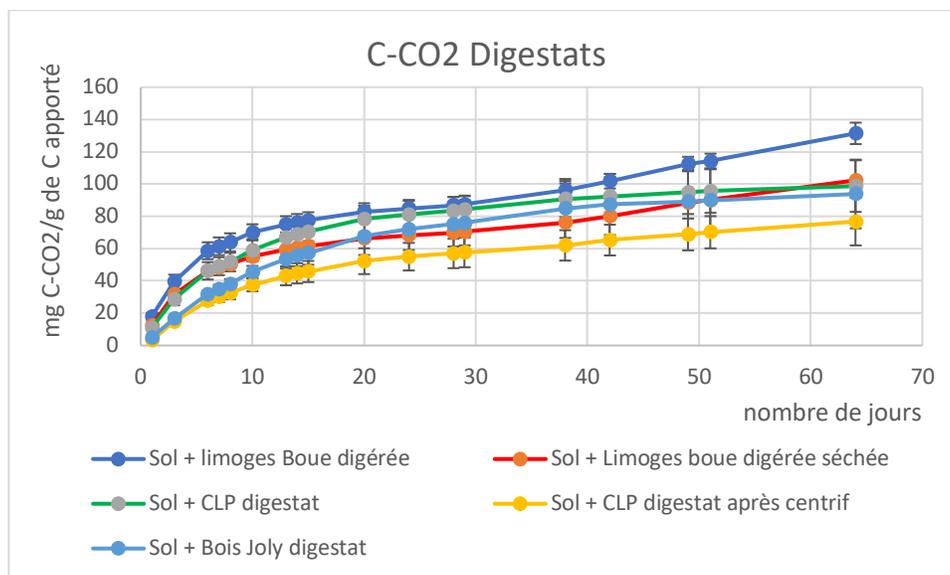


Figure 26: Comparaison de la proportion de C-CO₂ minéralisée par les digestats

La boue digérée de Limoge minéralise plus (131mg) de C-CO₂. Ensuite viennent la boue digérée séchée de Limoges, le digestat CLP, le digestat Bois Joly, et le digestat après centrifugation dans cet ordre. Les valeurs de C-CO₂ obtenus sont comparées dans le Tableau 14.

Tableau 14: Comparaison des moyennes de C-CO₂ minéralisées par les digestats (Test de Turkey)

PRO	P	gnificatif
limoges Boue digérée vs Sol + CLP digestat après centrif	<0,0001	Oui
limoges Boue digérée vs Sol + Bois Joly digestat	<0,0003	Oui
limoges Boue digérée vs Sol + CLP digestat	<0,002	Oui
limoges Boue digérée vs Sol + Limoges boue digérée séchée	<0,011	Oui
Limoges boue digérée séchée vs Sol + CLP digestat après centrif	0,071	Non
Limoges boue digérée séchée vs Sol + Bois Joly digestat	0,990	Non
Limoges boue digérée séchée vs Sol + CLP digestat	1,000	Non
CLP digestat vs Sol + CLP digestat après centrif	0,062	Non
CLP digestat vs Sol + Bois Joly digestat	0,998	Non
Bois Joly digestat vs Sol + CLP digestat après centrif	0,248	Non

La quantité de C-CO₂ minéralisée par la boue digérée est significativement supérieure à celle du digestat après centrifugation (P<0,0001), du digestat Bois Joly (P=0,0003), du digestat CLP (P=0,002), et de la boue digérée séchée (P=0,011).

La Figure 27 compare la minéralisation de C-CO₂ des composts. Le C-CO₂ minéralisé par le compost de Limoge n'est pas significativement supérieur à celle du compost de CLP (P=0,982).

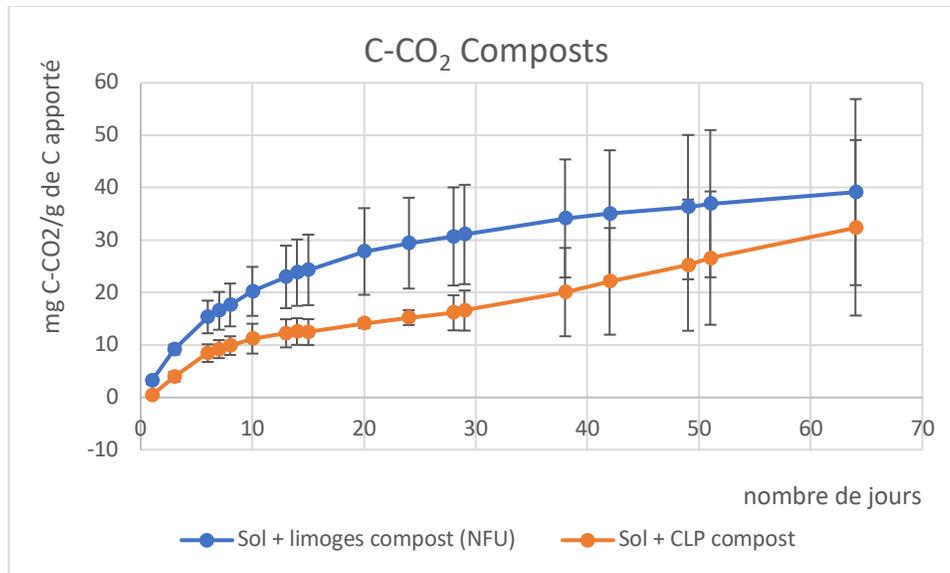


Figure 27: Comparaison de la proportion de C-CO₂ minéralisée par les composts

4.3.1 Résultats à retenir sur la minéralisation du carbone

- Au terme de cette incubation, en fonction des quantités de C-CO₂ minéralisée, on peut classer les PRO de Limoges dans cet ordre : compost > boue digérée séchée > boue épaisse > boue digérée. Les PRO de CLP peuvent être classés comme suit : compost > digestat après centrifugation > digestat > substrat.
- Il n'y a pas une différence statistiquement différentes dans les quantités de C-CO₂ minéralisées par le digestat CLP et le digestat après centrifugation CLP.
- La quantité de C-CO₂ minéralisée par la boue digérée de Limoges est significativement supérieur à celle de la boue digérée séchée de Limoges.
- Pour les PRO de Bois Joly, la quantité de C-CO₂ minéralisée par le substrat n'est pas significativement supérieure à celle du digestat.
- Le compost a une forte valeur amendante plus que les autres types de PRO.

5. DISCUSSION

5.1 Minéralisation des PRO

La minéralisation de l'azote organique est liée à la vitesse de minéralisation du carbone et aux conditions physico-chimiques du sol (Yakimenko *et al.*, 1996 ; Rowell *et al.*, 2001 ; Grimaud, 1996). En effet, un apport de matière organique constitue une grande source de carbone et donc d'énergie pour les microorganismes. Ce qui va provoquer une forte activité métabolique et de production de nouvelles cellules microbiennes. Or pour produire ces cellules il faut une quantité proportionnelle d'azote, qui entre dans la composition de nombreuses molécules essentielles comme les protéines (Huber & Shaub, 2011).

Les conditions physiques concernent la température et l'humidité. En effet, les baisses d'humidité limitent l'action des microorganismes. C'est ce qui explique les antéphases observés au niveau des graphes.

5.1.1 Azote

La quantité de N minéralisée témoigne de la valeur fertilisante des PRO (Houot *et al.*, 2014 ; Bahmed & Chibane, 2016 ; Obriot, 2016). Au cours de cette minéralisation, le $N-NH_4^+$ observé de T0 au T7 se transforme en $N-NO_3^-$.

Concernant le cas de Limoges, le taux de minéralisation de l'azote des PRO varie de 27 à 66%. Les quantités d'azote produites par la boue épaissie de Limoges (57%), la boue digérée (66%) la boue digérée séchée (48%) et le compost (27%) sont supérieures à celles de Grimaud (1996) qui estime le potentiel de minéralisation en azote à 32% pour les boues aérobie, 26% pour les boues anaérobies puis à 26% pour les boues compostées. D'autres chercheurs ont trouvé que le taux de minéralisation de l'azote varie entre 16 et 33 % (Lerch *et al.*, 1992) pour les boues séchées. Les différences de résultats peuvent être liées au type et aux caractéristiques du sol utilisé. Aussi les boues incubées n'auraient pas subi les mêmes types de traitement. Cela peut être aussi due à la durée de l'expérience, car la durée de l'incubation affecte le taux de minéralisation.

En fonction des taux de N minéralisé, on peut classer les PRO de Limoges dans cet ordre : Compost < boue digérée séchée < boue épaissie < boue digérée. Cette classification est conforme de celle Grimaud (1996) qui soutient que la disponibilité de l'azote organique en

fonction du type de boues peut se classer ainsi : boues compostées < boues anaérobies < boues aérobies.

Concernant la chaîne de traitement des PRO de Clos de la pierre, le taux de minéralisation en azote des PRO de CLP a varié de 57 à 84 g de N /100g de PRO. En fonction de ces quantités d'azote minéralisée, on peut classer les PRO de CLP dans cet ordre : le digestat > le substrat-mélange > le compost > le digestat après centrifugation.

Le compost et le digestat après centrifugation ont les faibles valeurs d'azote minéralisée. Cette classification est conforme à celle de (Dragon *et al.*, 2010) qui soutiennent que le compost minéralise moins d'azote que le fumier frais et le fumier déshydraté. Ainsi, la centrifugation et le compostage semblent diminuer la valeur fertilisante des PRO, alors que l'impact de la méthanisation sur la valeur fertilisante du substrat n'est pas significatif.

Concernant la chaîne de traitement de Bois-Joly, le taux de minéralisation de l'azote des PRO de Bois Joly varie de 0 à 19 g/100g de PRO pour le substrat et le digestat de façon respective. On observe des valeurs négatives dues à l'immobilisation de la quantité de N minéralisée. En effet, les PRO de Bois Joly seraient pauvres en azote. Ils constituent une source importante de carbone et donc d'énergie pour les microorganismes. Et pour minéraliser 100g de carbone il faudra 4g d'azote. Les PRO de Bois Joly ne contenant pas suffisamment de N pour répondre à cette demande, les microorganismes prélèvent du N dans la solution du sol (Grimaud, 1996; Mataba Mpongate, 2010).

5.1.2 Carbone

Concernant Limoges, le taux de minéralisation du carbone, varie de 39 à 131 mg/g de PRO. En fonction de ces quantités de C-CO₂ minéralisées, on peut classer les PRO de Limoges dans cet ordre : la boue digérée > la boue épaissie > la boue digérée séchée > le compost. Mais en terme d'amendement, la classification s'inverse. Car moins le PRO minéralise plus sa valeur amendante est forte. Ainsi on aura : le compost < la boue digérée séchée < la boue épaissie < la boue digérée.

Les valeurs de la boue digérée séchée sont au-dessus de 0,3 et 1,7 mg de C/g de C obtenue par (Lerch *et al.*, 1992) avec des boues séchées. Cette différence peut être due au type de sol utilisé

pour l'incubation, du type de séchage utilisé pour sécher la boue et de l'état de la boue après séchage.

Les PRO de CLP ont minéralisé 32 à 189 mg/g de PRO. En fonction de ces quantités on peut les classer dans cet ordre : digestat après centrifugation < compost < substrat-mélange < digestat. Mais en termes de valeur amendante : digestat après centrifugation > compost > substrat-mélange > digestat. Le taux de minéralisation du carbone apporté par le digestat après centrifugation n'est pas significativement supérieur à celui du compost. Il en est de même pour le digestat et le substrat. La méthanisation n'a pas une influence significative sur la minéralisation du carbone. La centrifugation et le compostage ont tendance à ralentir la minéralisation du carbone.

Pour le Bois de Joly, le substrat minéralise 93mg/g de PRO et le digestat, 107mg/g de PRO. Ces résultats sont en dessous de ceux de Amir (2005) qui obtient des taux compris entre 23% et 91% de minéralisation de C des digestats et composts agricoles (maïs, fumier de cheval). Cette différence peut être due à l'utilisation des co-substrats ou encore à la qualité des sols utilisés. Les quantités de C-CO₂ minéralisées par les PRO de Bois de Joly sont au-delà de 0,355 mg C /g de sol obtenue en incubant des résidus agricoles (Datta *et al.*, 2019) et 0,125 mg C/g de sol obtenue en incubant de biocharbon (Dodor *et al.*, 2019). En effet le biocharbon (à base de riz) ainsi que les résidus agricoles ont été incubés sans aucun traitement outre le broyage. Or le traitement influe sur la minéralisation des produits incubés. Aussi la composition des résidus agricoles utilisés diffère des résidus agricoles entrants dans la méthanisation des substrats de Bois Joly.

5.2 Influence des traitements sur la valeur agronomique des PRO

Les PRO incubés ont été méthanisés, séchés, centrifugés et compostés. Ces différents traitements influencent leur minéralisation

5.2.1 La méthanisation

L'azote

Pour Limoges, le taux de minéralisation du N apporté par la boue digérée (52g N / 100g de PRO) est significativement supérieur à celui de la boue épaissie (33g N /100g de PRO). La

méthanisation a induit une augmentation du taux de minéralisation de N de 19% par rapport à la boue épaisse.

Concernant Clos de la Pierre (CLP), le taux de minéralisation du N apporté par le digestat (70g de / 100g de PRO) est significativement supérieur à celui substrat-mélange (58g de N/100g de PRO). La méthanisation a induit une augmentation du taux de minéralisation de 12% par rapport au substrat-mélange.

Concernant Bois Joly, le taux de minéralisation de l'azote apporté par le digestat (-27g N/100g de PRO) est significativement supérieur à celui du substrat (-52g N/100g de PRO). La méthanisation a induit une augmentation du taux de minéralisation de 25% réduisant l'immobilisation de l'azote du substrat ayant conduit au phénomène de faim d'azote.

La méthanisation a amélioré la teneur en azote des différents PRO. Ce qui confirme les travaux de SOLAGRO, (2004); ADEME, (2011) qui soutiennent que la méthanisation améliore la disponibilité de l'azote dans les digestats.

Le carbone

Pour les PRO de Limoges, le taux de minéralisation du carbone apporté par la boue épaisse (119mg de C-CO₂/g PRO) n'est pas significativement supérieur à celui de la boue digérée (131mg C-CO₂/g de PRO). La méthanisation n'influe pas la minéralisation du carbone de la boue digérée.

Concernant Clos de la Pierre (CLP), le taux de minéralisation du carbone apporté par le substrat-mélange (189mg C-CO₂/g de PRO) est significativement supérieur à celui du digestat (98mg C-CO₂/g de PRO). La méthanisation a induit une diminution du taux de minéralisation du carbone de 9,1% par rapport au substrat-mélange.

Concernant Bois Joly, le taux de minéralisation du carbone apporté par le substrat (107mg de C-CO₂/g de PRO) n'est pas significativement supérieur à celui du digestat (93mg de C-CO₂/g de PRO). La méthanisation n'influe pas la minéralisation du carbone du substrat de Bois Joly.

5.2.2 Le séchage

L'épaississement ou la déshydratation des boues améliore leur richesse en éléments fertilisants (phosphore, azote organique), mais diminue la teneur en éléments solubles (potassium, azote ammoniacal) (Cerra *et al.*, 2014).

Les PRO ayant subi le séchage sont (i) pour Limoges : la boue épaissie et la boue digérée séchée et (ii) pour CLP : le digestat après centrifugation.

Azote

Pour Limoges, le taux de minéralisation de N de la boue digérée (52g de N/100g de PRO) est significativement supérieur à celui de la boue digérée séchée (40g de N/100g d PRO). Le séchage a induit une diminution du taux de minéralisation de N de 12% par rapport à la boue digérée. En effet, au cours du séchage l'ammoniac (NH_3) se volatilise au cours de l'ammonification (Rochette, 2008; Robert, 2017). Ce qui réduit le taux d'azote disponible dans le digestat. Cette réduction augmente le rapport C/N du digestat qui va influencer la minéralisation du N. Aussi le séchage du digestat le solidifie. Or les Les digestats bruts liquides sont plus riche en azote que les digestats solides (ADEME, 2011; Bastide, 2014).

Le taux de minéralisation de N apporté par la boue digérée séchée (40g de N/100g de PRO) est significativement supérieur à celui de la boue épaissie (33g de N/100g de PRO). Le séchage a induit une augmentation du taux de minéralisation de 7% par rapport au substrat. Mais ce taux ne saurait être affecté à l'action du séchage mais plutôt à l'action de la méthanisation. L'épaississement de la boue induit une diminution de la teneur en azote ammoniacal (Cerra *et al.*, 2014).

Concernant CLP, le taux de minéralisation de N apporté par la digestat (70g de N/100g de PRO) est significativement supérieur à celui du digestat après centrifugation (49g de N/100g de PRO). La centrifugation a induit une diminution du taux de minéralisation de N de 17% par rapport au digestat.

Le taux de minéralisation de N apporté par le digestat après centrifugation (9g de N/100g de PRO) n'est pas significativement supérieur à celui du digestat. La centrifugation aurait rapproché le digestat après centrifugation du substrat-mélange en termes de teneur en azote, annulant ainsi l'effet de la méthanisation sur le substrat.

En somme, la centrifugation, le séchage et l'épaississement sont des procédées de réduction de l'eau qui diminuent le taux de minéralisation de l'azote.

Carbone

Pour Limoges, le taux de minéralisation de carbone apporté par la boue digérée est significativement supérieur à celui de la boue digérée séchée. Le séchage a induit une diminution du taux de minéralisation de 2,9% par rapport à la boue digérée.

Le taux de minéralisation du carbone apporté par la boue digérée séchée (102mg/de de C-CO₂/g de PRO) est significativement inférieur à celui de la boue épaissie (119mg de C-CO₂/g de PRO). Le séchage a induit une diminution du taux de minéralisation de 1,7%.

Ces résultats confirment les travaux de Roux *et al.*, (2010) qui ont trouvé que l'action du séchage sur la minéralisation du carbone est dans l'ordre de -5 à 5%.

En ce qui concerne CLP, le taux de minéralisation du carbone apporté par le digestat (98mg de C-CO₂/g de PRO) n'est pas significativement supérieur à celui du digestat après centrifugation (76mg de C-CO₂/g de PRO). La centrifugation n'a pas influencé la minéralisation du carbone du digestat après centrifugation.

Le taux de minéralisation du digestat après centrifugation est significativement inférieur à celui du substrat-mélange (189mg de C-CO₂/g de PRO). La centrifugation a induit une diminution du taux de minéralisation de 11,3% par rapport au substrat-mélange.

5.2.3 Le compostage

Azote

Pour Limoges, le taux de minéralisation du N du compost (18g N/100g de PRO) est significativement inférieur à celui de la boue digérée séchée (40g de N/100g de PRO). Le compostage a induit une diminution du taux de minéralisation de l'azote de 22% par rapport à la boue digérée séchée.

Le taux de minéralisation de N apporté par le compost (18g de N /100g de PRO) est significativement inférieur à celui de la boue épaissie (33g de N/100g de PRO). Le compostage a induit une diminution du taux de minéralisation de N de 15%.

Ces résultats confirment les travaux de Houot et al (2015) qui soutiennent que le compostage diminue la disponibilité en azote des PRO. Ou encore le compostage ne serait pas complété, ce qui aurait induit une rétention de l'azote disponible (Lopez, 2017).

Pour CLP, le taux de minéralisation de N apporté par le compost (44g de N/100g de PRO) n'est pas significativement inférieur à celui du digestat après centrifugation (49g de N/100g de PRO). Le compostage n'influence pas la minéralisation du carbone du digestat centrifugé.

La centrifugation du digestat l'ayant rendu solide, lui aurait conféré des caractéristiques proches de celles du compost. Ou autrement, les co-substrats utilisés pour le compostage étaient aussi pauvres en azote.

Le taux de minéralisation du N apporté par le compost (44g de N/100g de PRO) est significativement inférieur à celui du substrat-mélange (58g de N/100g de PRO). Le compostage a induit une diminution du taux de minéralisation de N de 14%.

Carbone

Pour Limoges, le taux de minéralisation du carbone du compost (39mg C-CO₂/g de PRO) est significativement inférieur à celui de la boue digérée séchée (102mg C-CO₂/g de PRO). Le compostage a induit une diminution du taux de minéralisation du carbone de 6,3% par rapport à la boue digérée séchée.

Le taux de minéralisation du carbone apporté par le compost (39mg de C-CO₂/g de PRO) est significativement inférieur à celui de la boue épaissie (119mg de C-CO₂/g de PRO). Le compostage a induit une diminution du taux de minéralisation du carbone de 8% par rapport à la boue épaissie.

Pour CLP, le taux de minéralisation du carbone du compost (32mg C-CO₂/g de PRO) est significativement inférieur à celui du digestat après centrifugation (76mg C-CO₂/g de PRO). Le compostage a induit une diminution de la minéralisation du carbone de 4,4%.

Le taux de minéralisation du carbone apporté par le compost (32mg de C-CO₂/g de PRO) est significativement inférieur à celui du substrat-mélange (189mg de C-CO₂/g de PRO). Le compostage a induit une diminution du taux de minéralisation du carbone de 15,7% par rapport au substrat-mélange.

Ces résultats confirment les travaux de Francou (2003) qui soutient que le compostage diminue la teneur en matière organique des PRO.

5.3 Influence du type de PRO

5.3.1 L'azote

La composition du PRO influe sur sa qualité et sa minéralisation.

Pour les substrats, le taux de minéralisation du N apporté par le substrat-mélange de CLP (58g de N/100g de PRO) est significativement supérieur à celui de la boue épaissie de Limoges (33g de N/100g de PRO) et de celui du substrat de bois Joly (-52g de N/100g de PRO).

Le taux de minéralisation du N apporté par la boue épaissie de Limoges est significativement supérieur à celui du substrat de Bois Joly. La composition et l'origine du substrat influe sur la disponibilité et la minéralisation de l'azote.

Concernant les digestats, la qualité du digestat dépend de la qualité du substrat (origine et qualité des composants). En effet, le taux de minéralisation de N apporté par le digestat de CLP est significativement supérieur à celui de la boue digérée de Limoges de 18% et à celui du digestat de Bois Joly de 43%. Le digestat de CLP est issu de la co-méthanisation de lisier de porcins et des sous-produits végétaux. Cette co-méthanisation augmente la disponibilité d'éléments fertilisants (NPK) dans le digestat (ADEME, 2011; Bastide, 2014).

Le taux de minéralisation de N apporté par la boue épaissie de Limoges est significativement supérieur à celui du digestat de Bois Joly de 25%. La boue digérée est issue de la boue STEP de Limoges. Et les boues urbaines contiennent des teneurs élevées en azote total (ADEME, 2011; Bastide, 2014). Mais le digestat de Bois Joly est issu de fumier de bovin et des déchets verts. Or l'apport de déchets verts et horticole a tendance à baisser les teneurs en NPK des digestats à base de déjections animales (ADEME, 2011; Bastide, 2014).

Pour les composts, le taux de minéralisation du N apporté par le compost de CLP (44g/100g de PRO) est significativement supérieur à celui du compost de Limoges (18g/100g de PRO). En fonction des substrats, les composts peuvent avoir des différences en termes de qualité agronomique (Amir, 2005; Mrad, 2018). Ainsi le taux de minéralisation de N du compost dépend de sa nature et de ses composants.

5.3.2 le carbone

Concernant les substrats, le taux de minéralisation du carbone apporté par le substrat-mélange de CLP (189mg/g de PRO) est significativement supérieur à celui de la boue épaissie de Limoges (131mg/g de PRO) et de celui du substrat de bois Joly (107mg/g de PRO). La composition et l'origine des substrats influent la minéralisation de l'azote.

Le taux de minéralisation du carbone apporté par la boue épaissie de Limoges (131mg/g de PRO) n'est pas significativement supérieur à celui du substrat de Bois Joly (107mg/g de PRO). Le substrat de Bois Joly et la boue épaissie de Limoges auraient des teneurs en carbone qui s'équivalent.

Pour les digestats, le taux de minéralisation du carbone apporté par la boue digérée de Limoges (119mg/g de PRO) est significativement supérieur à celui du digestat de CLP (98mg/g de PRO) et du digestat de Bois Joly (93mg/g de PRO). La méthanisation de la boue épaissie de Limoges a amélioré la minéralisation du carbone comparativement aux substrats de CLP et de Bois Joly.

Le taux de minéralisation du carbone apporté par le digestat de CLP n'est pas significativement supérieur à celui du digestat de Bois Joly. La méthanisation contribuerait à la stabilisation de la matière organique des PRO d'origine agricole.

Concernant les composts, le taux de minéralisation du carbone apporté par le compost de Limoges n'est pas significativement supérieur à celui du compost de CLP. Le taux de minéralisation du carbone des composts ne dépend pas du types ou de la nature du PRO. Cela se démontre par le taux de minéralisation de la boue digérée séchée (boue composté) de Limoges qui n'est pas significativement supérieur à celui du digestat après centrifugation (digestat composté) de CLP. Ou les co-substrats utilisés pour les compostages n'ont pas influencé la minéralisation du carbone.

6. CONCLUSION

La comparaison des cinétiques de minéralisation de l'azote et du carbone dans un sol additionné de PRO, en conditions optimales (température : 28°C, humidité : 80 % de la capacité de rétention au champ du sol), permet d'évaluer le potentiel de minéralisation de l'azote organique et du carbone de ces PRO. Ainsi l'incubation en condition contrôlée a montré des potentiels de minéralisation différents suivant la nature du PRO. Ces potentiels se rapportent à la valeur fertilisante en terme de minéralisation de l'azote (N), et à la valeur amendante en terme de minéralisation du carbone (C).

Les différents traitements subis par les PRO (stabilisation, conditionnement chimique, déshydratation, méthanisation, compostage...) constituent des facteurs essentiels de variation de la disponibilité en azote et en carbone. En effet, la méthanisation améliore la disponibilité en azote des PRO. Mais elle réduit la teneur en carbone suite à sa transformation en carbone gazeux (CH₄, CO₂). Le carbone gazeux disponible dans les PRO sera pour l'atmosphère et non pour le sol ou plante. Le séchage et le compostage réduisent la disponibilité en azote et affecte le rapport C/N qui ralentit la minéralisation des PRO. Ce qui réduit la valeur fertilisante des PRO mais améliore la valeur amendante.

Les PRO de Limoges ont de fortes valeurs fertilisantes. Ceux de Bois Joly sont de forts amendants. Mais Les PRO de CLP ont de fortes valeurs fertilisante et amendante.

La qualité et la composition du substrat et son origine influencent la valeur agronomique du digestat et du compost.

L'intérêt de de l'utilisation des PRO en agriculture n'est plus à démontrer. Mais pour un objectif de disponibilité immédiat des nutriments, le substrat ou le digestat des PRO peuvent être appliqués. Mais pour un objectif à long terme, l'usage du compost peut être préconisé.

En perspective, on pourrait :

- évaluer l'influence du type de sol sur la minéralisation des PRO à chaque niveau de traitement. Car le type de sol pourrait influencer aussi leur valeur agronomique.
- évaluer la minéralisation de ces PRO en milieu réel afin de confirmer leur valeur agronomique et évaluer l'influence des facteurs exogènes sur la minéralisation.
- évaluer l'évolution de la concentration des métaux dans les chaines de traitement, car les boues sont souvent chargés en métaux lourds.

7. RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ADEME (2011) – *Qualité agronomique et sanitaire des digestats*.
- ADEME (2018) – *Matières fertilisantes organiques : gestion et épandage*.
- Albrecht R. (2007) – Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts: nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique. Sciences de la Terre. Université de droit, d'économie et des sciences - Aix-Marseille III.
- Albrecht R. Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts: Nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique. , 190.
- Amir S. (2005) – Contribution à la valorisation de boues de stations d'épuration par compostage: Devenir des micropolluants métalliques et organiques et bilan humique du compost. Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Arlabosse P. (2001) – Etude des procédés de séchage des boues urbaines et industrielles. , 188.
- Avnimelech Y., Bruner M., Ezrony I., Sela R., Kochba M. (1996) – Stability indexes for municipal solid waste compost. *Compost Science & Utilization*, **4**, 13–20.
- Ayuso M., Pascual J.A., García C., Hernández T. (1996) – Evaluation of urban wastes for agricultural use. *Soil science and plant nutrition*, **42**, 105–111.
- Badian Y., Sall S., Lardy L., Diouf A., Ndiaye O., Wele A., Masse D. (2020) – Dynamique de stockage du carbone dans les sols du Sénégal Acquis de la recherche et perspectives. Dans Carbone des sols en Afrique, Impacts des usages des sols et des pratiques agricoles. T. Chevallier, T. M. Razafimbelo, L. Chapuis-Lardy, M. Brossard, 2020. *FAO, IRD*, 274.
- Badiane Ndour N.Y., N'Dienor M., Akkal-Corfini N., Aubry C., Masse D., Paillat J.-M., Diène J., Parnaudeau V., Tounkara S. (2016) – Péninsule de Dakar: recyclage en zone périurbaine.
- Bahmed L., Chibane E. (2016) – Impact des boues résiduaires sur les propriétés physiques des sols agricoles dans la commune de Tizi-Ouzou. Université Mouloud Mammeri.
- Bastide G. (2014) – *Méthanisation: Fiche technique*.
- Beauvois C. (2013) – Valorisation agricole des résidus organiques Zoom sur des initiatives collectives de compostage. , 52.
- Belmin R. (2020) – Contribution aux politiques nationales pour une transition agroécologique au Sénégal.
- Benmouffok A. (1994) – Caractérisation et valorisation agricole des boues résiduaires de Draa Ben Khedda (Algérie). *Cahiers Agricultures*, **3**, 295-299 (1).
- Berner A. (2013) – *Les principes de la fertilité des sols*. Institut de recherche de l'agriculture biologique (FiBL).
- Cerra I., Desagnat M., Dubart R., Juven L., Zhou N., Ziani H. (2014) – Traitement des boues des stations d'épuration des petites collectivités. *Montpellier, France*.

- Datta A., Jat H.S., Yadav A.K., Choudhary M., Sharma P.C., Rai M., Singh L.K., Majumder S.P., Choudhary V., Jat M.L. (2019) – Carbon mineralization in soil as influenced by crop residue type and placement in an *Alfisols* of Northwest India. *Carbon Management*, **10**, 37–50.
- Diaz-Burgos M.A., Ceccanti B., Polo A. (1993) – Monitoring biochemical activity during sewage sludge composting. *Biology and fertility of soils*, **16**, 145–150.
- Dodor D.E., Amanor Y.J., Asamoah-Bediako A., MacCarthy D.S., Dovie D.B.K. (2019) – Kinetics of Carbon Mineralization and Sequestration of Sole and/or Co-amended Biochar and Cattle Manure in a Sandy Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, **50**, 2593–2609.
- Dragon S., Icard C., Bressoud C.C., Chaussod R., Clay A., Decoopman B., Defosse P., Demarle O., Massenet B.N., Nouaïm R. (2010) – *Effet d'apport de différents amendements organiques sur les propriétés du sol-Bilan de 15 années d'essai en culture légumière à la SERAIL*. Echo-MO.
- Duchemin E. (2020) – Utilisation de déchets urbains dans les substrats de culture pour le maraîchage sur toits. *AgriUrbain*.
- Epstein E., Keane D.B., Meisinger J.J., Legg J.O. (1978) – Mineralization of nitrogen from sewage sludge and sludge compost. *Journal of Environmental Quality*, **7**, 217–221.
- FAO (2003) – Gestion de la fertilité des sols pour la sécurité alimentaire en Afrique subsaharienne. *Population (French Edition)*, **5**, 764.
- FAO H. (2005) – Méthode de compostage au niveau de l'exploitation agricole.
- Feder F., Diallo F., Ndour Y.B., Ndiaye-Cissé M.F., Ndienor M., Masse D. (2016) – Suivi in situ et en continu des flux d'eau et de contaminants après apports de produits résiduels organiques sous cultures maraichères
- Fimpa Tuwizana T. (2018) – Perspectives juridiques quant à l'implantation du programme REDD+ dans les pays en développement: développement durable et participation locale.
- Girault R., Peu P., Béline F., Lendormi T., Guillaume S. (2013) – Caractéristiques des substrats et interactions dans les filières de co-digestion : cas particulier des co-substrats d'origine agro-industrielle. *Sciences Eaux Territoires*, **Numéro 12**, 44–53.
- Grimaud L. (1996) – La valorisation des boues de station d'épuration en agriculture. Mém. D.U. "Eau et Environnement", D.E.P., univ. Picardie, Amiens.
- Grosbellet C. (2008) – Evolution et effets sur la structuration du sol de la matière organique apportée en grande quantité.
- Hart S.C., Stark J.M., Davidson E.A., Firestone M.K. (1994) – Nitrogen mineralization, immobilization, and nitrification. *Methods of Soil Analysis: Part 2 Microbiological and Biochemical Properties*, **5**, 985–1018.
- He Y., Inamori Y., Mizuochi M., Kong H., Iwami N., Sun T. (2000) – Measurements of N₂O and CH₄ from the aerated composting of food waste. *Science of the Total Environment*, **254**,

65–74.

Houot S. (2018) – Le recyclage en agriculture : intérêts agronomiques et impacts environnementaux potentiels.

Houot S., Pierre P., Decoopman B., Trochard R., Gennen J., Luxen P. (2015a) – Minéralisation de produits résiduels organiques : des sources d’azote variées. , 9.

Houot S., Pierre P., Decoopman B., Trochard R., Gennen J., Luxen P. (2015b) – Minéralisation de produits résiduels organiques : des sources d’azote variées. , 9.

Houot S., Pons M.-N., Pradel M., Aubry C., Augusto L., Barbier R., Benoit P., Brugère H., Casellas M., Chatelet A. (2014) – Valorisation des matières fertilisantes d’origine résiduelle sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques.

Houot S., Pons M.-N., Pradel M., Tibi A. (2016) – *Recyclage de déchets organiques en agriculture: Effets agronomiques et environnementaux de leur épandage*. Editions Quae.

Huber G., Shaub C. (2011) – La fertilité des sols : L’importance de la matière organique.

INRAe, CIRAD, IRD, SOERE-PRO, AnaEE (2017) – valOr PRO : valorisation agricole des Produits Résiduels Organiques SOERE PRO - Définitions.

Jemali A., Soudi B., Berdai H. (1998) – 2-1722-valorisation-boues.pdf.

Khouma M. (2002) – Les grands types de sols du Sénégal. *Rapport sur les Ressources en Sols du Monde (FAO)*.

Larocque M. (1992) – Identification des paramètres du cycle de l’azote qui conditionnent la fiabilité d’un modèle simulant le lessivage des nitrates. Université du Québec, Institut national de la recherche scientifique.

Lashermes G., Houot S., Nicolardot B., Mary B., Pamaudeau V., Morvan T., Lineres M., Metzger L., Thuriès L., Vilette C., Tricaud A., Guillotin M.L. (2006) – Indicateurs d’évaluation de l’effet des produits résiduels organiques sur le fonctionnement des cycles biogéochimiques du carbone et l’azote dans les sols. , 2.

Lasserre H. Licence professionnelle en Agriculture Biologique Conseil et Développement – Promotion 2012-2013. , 52.

Lecollinet S., Christ F. (2019) – Impact de la méthanisation sur la matière organique des sols. Fiche conseil: Agronomie et retour au sol.

Lerch R., Barbarick K., Sommers L., Westfall D. (1992) – Sewage Sludge Proteins as Labile Carbon and Nitrogen Sources. *Soil Science Society of America Journal - SSSAJ*, **56**.

Lopez J.C. (2017) – Pourquoi le compost n’est pas un bon choix pour les substrats de culture professionnels | PRO-MIX par Premier Tech Horticulture.

Magdoff F.R., Chromec F.W. (1977) – Nitrogen mineralization from sewage sludge. *Journal of Environmental Science and Health . Part A: Environmental Science and Engineering*, **12**,

191–201.

Mataba Mpongata J. (2010) – Memoire Online - Evaluation de la capacité de nitrification d'un sol sableux de Kinshasa: une contribution à l'étude de la dynamique de l'azote dans le sol - Jared MATABA MPONGATE. *Memoire Online*.

Mrad F. (2018) – Décomposition de résidus de culture et de matériaux biosourcés: impact sur les communautés microbiennes des sols agricoles et les fonctions associées. Normandie université.

Ndiaye M. (2015) – La dégradation des terres au Sénégal : la réponse à partir des Arbres Fertilitaires. *Mars*, **31**.

Ndiaye M. (2017) – AGRICULTURE – Conséquences de la dégradation du sol : Le Sénégal perd 550 milliards | Lequotidien Journal d'informations Générales.

Ndiaye O., Diop A., Akpo L., Diene M. (2015) – Dynamique de la teneur en carbone et en azote des sols dans les systèmes d'exploitation du Ferlo : cas du CRZ de Dahra. *Journal of Applied Biosciences*, **83**, 7554.

Ntoma R., Feder F., Masse D., Diome F. (2017) – Effets d'apports répétés de Produits Résiduaire Organiques (PRO) sur le statut organique des sols maraîchers des Niayes de Dakar.

Obriot F. (2016) – Epannage de produits résiduaire organique et fonctionnement biologique des sols: De la quantification des impacts sur les cycles carbone et azote à l'évaluation multicritère de la pratique à l'échelle de la parcelle. , 457.

OMS (2020) – OMS | Dégradation des sols et désertification. *WHO*.

ONU (2015) – La population.

ONU (2019) – Les changements climatiques: Le Sommet Action Climat 2019.

Pernes-Debuyser, Tessier (2002) – Influence de matières fertilisantes sur les propriétés des sols Cas des 42 parcelles de l'INRA à Versailles.

Pontailier S. (1982) – *Engrais et fumure*. FeniXX.

Quideau P., Morvan T., Guiziou F., Daumer M.-L., Pourcher A.-M., Béline F. (2013) – Les effets et conséquences de la méthanisation sur la matière organique et l'azote des lisiers de porc. *Sciences Eaux Territoires*, **Numéro 12**, 66–71.

Riffaldi R., Levi-Minzi R., Pera A., De Bertoldi M. (1986) – Evaluation of compost maturity by means of chemical and microbial analyses. *Waste management & research*, **4**, 387–396.

Robert T. (2017) – Valorisation des digestats. , 19.

Robin D. (1997) – Intérêt de la caractérisation biochimique pour l'évaluation de la proportion de matière organique stable après décomposition dans le sol et la classification des produits organominéraux. *Agronomie*, **17**, 157–171.

Rochette P. (2008) – Gestion des engrais minéraux et organiques: volatilisation de l'ammoniac.

In:, p. . CRAAQ et Irda, Quebec.

Roux C., Damay N., Bouiller A., Servain F., Simard V., Machet J.M., Houot S., Recous S. (2010) – effets du broyage et du séchage sur la minéralisation du carbone et de l’azote de produits résiduaux organiques incubés en conditions contrôlées.

Ryan J.A., Keeney D.R., Walsh L.M. (1973) – Nitrogen transformations and availability of an anaerobically digested sewage sludge in soil. *Journal of Environmental Quality*, **2**, 489–492.

SOLAGRO (2004) – *Qualité agronomique et sanitaire des digestats issus de méthanisation*.

Thuriès L., Masse D., Badiane Ndour N.Y., Feder F. (2016) – La caractérisation des PRO pour éclairer les choix d’usage en agriculture. Le point de vue du biochimiste-agronome.

Tremblay N. (2001) – *Régie de l’azote chez les cultures maraîchères, guide pour une fertilisation raisonnée*. Agriculture et agro-alimentaire Canada.

UPADI (2017) – Portrait-diagnostic de la santé des sols agricoles au Sénégal au Sénégal.

Vallini G., Pera A., Valdrighi M., Cecchi F. (1993) – Process constraints in source-collected vegetable waste composting. *Water Science and Technology*, **28**, 229–236.

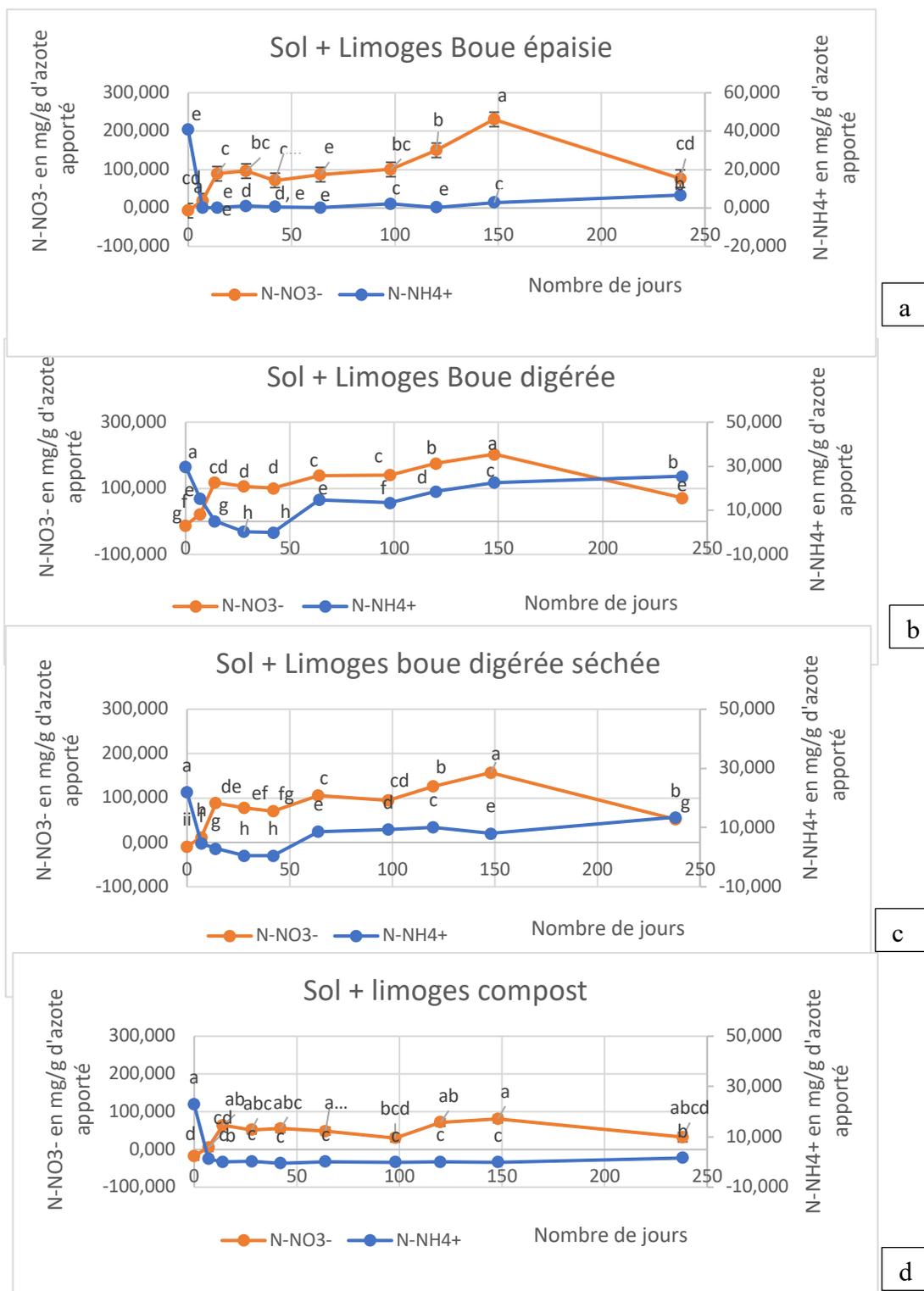
Vedie H., Leclerc B. (2015) – Synthèse des essais amendements organiques et engrais organiques conduits en maraîchage biologique. , 18.

Yakimenko O., Otabbong E., Sadovnikova L., Persson J., Nilsson I., Orlov D., Ammosova Y. (1996) – Dynamic transformation of sewage sludge and farmyard manure components. 1. Content of humic substances and mineralisation of organic carbon and nitrogen in incubated soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **58**, 121–126.

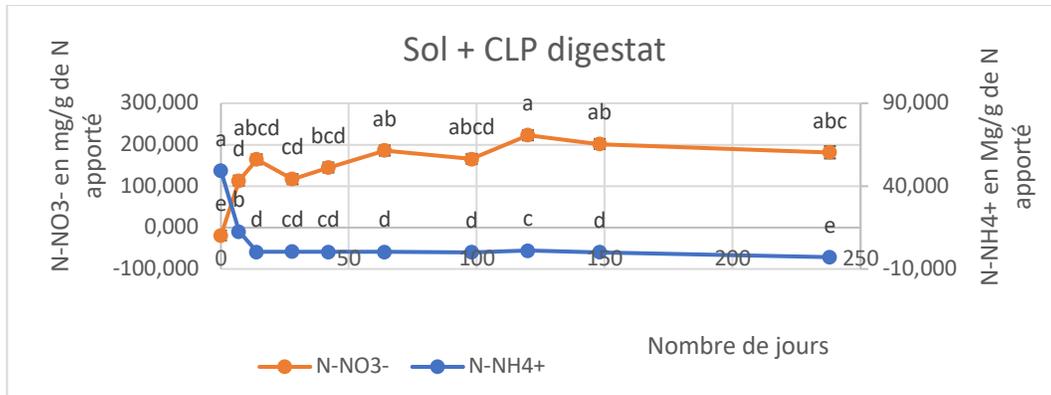
Zaouchi Y. (2015a) – Dynamique de la minéralisation du carbone et de l’azote organiques dans des sols d’origines pédoclimatiques différentes: une expérience d’incubation. , **19**, 11.

Zaouchi Y. (2015b) – Dynamique de la minéralisation du carbone et de l’azote organiques dans des sols d’origines pédoclimatiques différentes: une expérience d’incubation. *Journal of New Sciences*, **19**.

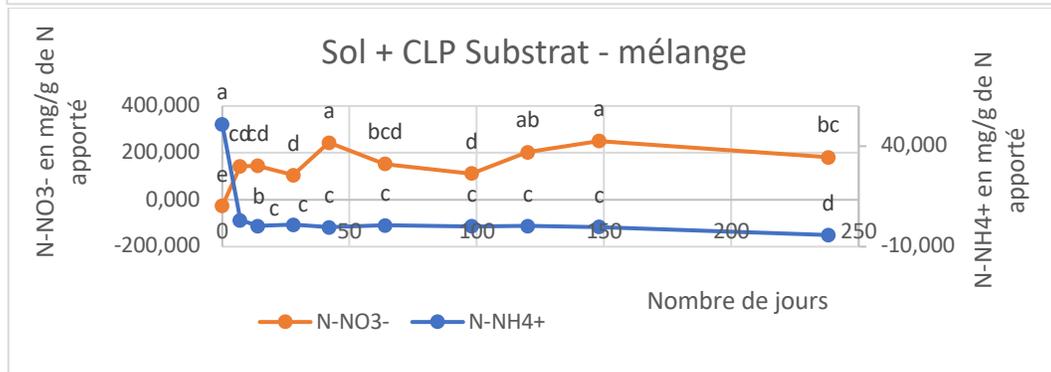
Annexe



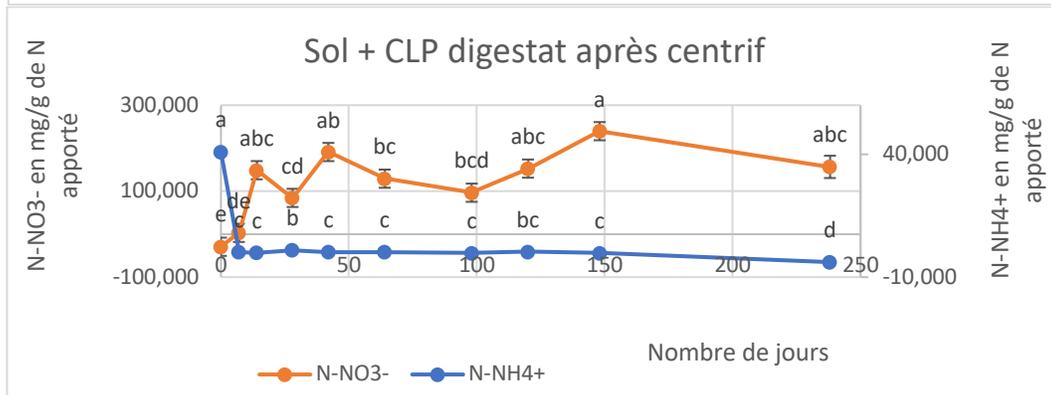
Annexe 1 : Minéralisation d'azote par en mg par g d'azote apporté par les PRO de limoges



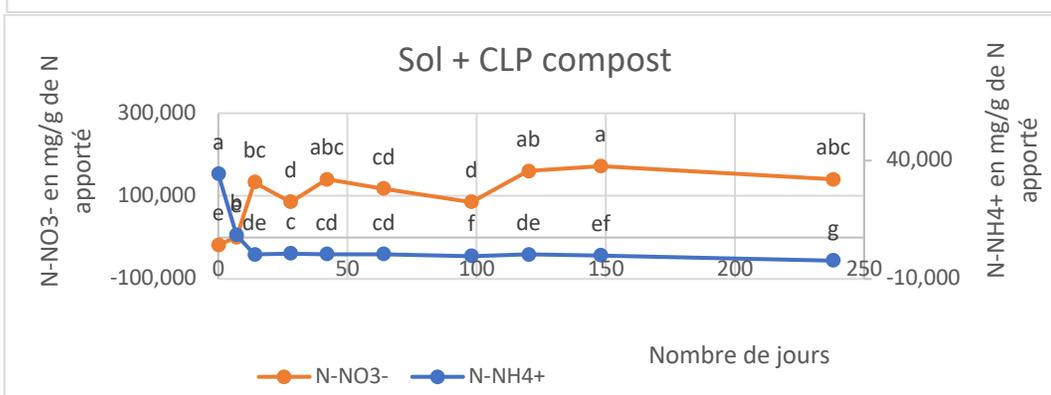
a



b



c



d

Annexe 2 : Minéralisation d'azote par en mg par g d'azote apporté par les PRO de Clos de la Pierre (CLP)