

1 **Analyse des effets combinés du biochar et de l'urée super granulée sur**
2 **l'efficienced'utilisation de l'azote et les pertes de nutriments dans les systèmes rizicoles**
3 **irrigués de l'Ouest du Burkina Faso.**

4
5 **RESUME**

6 La fertilisation en riziculture irriguée au Burkina Faso repose principalement sur l'utilisation
7 d'engrais minéraux. Elle est appliquée très souvent à la volée, ce qui entraîne des pertes
8 importantes de nutriments surtout d'azote et une dégradation progressive des sols. Cette étude
9 conduite à la station de recherche de Farako-Bâà l'Ouest du Burkina Faso a été conduite afin
10 d'évaluer la performance de l'apport combiné du biochar et du placement profond de l'urée super
11 granulée sur la dynamique de pertes des nutriments. Pour ce faire, un dispositif en randomisation
12 complète constitué de pots de 20 L comprenant huit traitements répétés cinq fois a été mis en
13 place ; T1 : 200 kg/ha NPK + urée 150 kg/ha (témoin), T2 : 5 t/ha de co-compost + témoin, T3 : 5
14 t/ha de biochar + témoin, T4 : 5 t/ha de co-compost + 200 kg/ha NPK + USG, T5 : 5 t/ha de co-
15 compost + 150 kg/ha NPK + USG, T6 : 5 t/ha de biochar + 200 kg/ha NPK + USG et T7 : 5 t/ha de
16 biochar + 150 kg/ha NPK + USG. L'efficacité des traitements appliqués a été évaluée par l'analyse
17 de lixiviats collectés à l'aide de sondes connectées aux pots. Les résultats ont montré que l'USG
18 améliore significativement l'efficacité de l'azote par rapport à l'épandage de l'urée perlée, avec
19 des valeurs atteignant 24 à 28 kg de grain par kg d'azote appliqué. Les amendements à base de
20 biochar n'ont pas permis de réduire significativement la lixiviation des nutriments à court terme.
21 Ces résultats suggèrent que l'intégration du biochar dans les systèmes rizicoles irrigués pourrait
22 être une option améliorer l'efficacité d'utilisation des nutriments.

23 **Mots-clés:** biochar, urée super granulée, lixiviation, efficience, Burkina Faso

24

25

UNDER PEER REVIEW IN IJAR

26 **ABSTRACT**

27 Irrigated rice cultivation relies on the use of mineral fertilizers, often applied inefficiently,
28 leading to significant nitrogen losses and progressive soil degradation. This study, conducted at
29 the Farako-Ba research station in western Burkina Faso, focuses on the performance of combined
30 biochar application and deep urea placement on nutrient loss dynamics. To this end, a completely
31 randomized design was used, consisting of 20-L pots with eight treatments repeated five times,
32 including a farmer-practice control T1 : 200 kg/ha NPK + urée 150 kg/ha, T2 : 5 t/ha de co-
33 compost+ control, T3 : 5 t/ha de biochar+ control, T4 : 5 t/ha de co-compost + 200 kg/ha NPK +
34 USG, T5 : 5 t/ha de co-compost +150 kg/ha NPK+USG, T6 : 5 t/ha de biochar +200 kg/ha NPK
35 + USG et T7 : 5 t/ha de biochar+150 kg/ha NPK +USG. Effectiveness of the applied treatments
36 was assessed by monitoring growth, yield parameters, and analyzing leachate collected using
37 probes connected to the pots. The results showed that USG significantly improves nitrogen
38 efficiency compared to urea granular application, with values reaching 24 to 28 kg of grain per kg
39 of nitrogen applied. Biochar-based amendments did not significantly reduce nutrient leaching in
40 the short term. These results suggest that integrating biochar into irrigated rice systems is a
41 promising option for improving nutrient efficiency.

42 **Keywords:** biochar, super granulated urea, agronomic efficiency, leaching

43

44

INTRODUCTION

Au Burkina Faso la production rizicole est confrontée à des défis majeurs liés aux pertes de nutriments et à la faible fertilité des sols rendant peu performants les périmètres rizicoles irrigués. Les causes principales de cette contre-performance sont la baisse de la qualité des sols, les pénuries d'eau chroniques due au changement climatique et la mauvaise gestion de l'eau (Wellens *et al.*, 2010). Malgré son coût élevé, la fertilisation minérale reste le principal mode de gestion de la fertilité des sols dans tous les écosystèmes rizicoles du pays (Kissouet *al.*, 2024). Dans les systèmes irrigués, l'épandage à la volée de l'azote peut entraîner jusqu'à 60–70 % de pertes par volatilisation, lixiviation et dénitrification, réduisant l'efficacité d'utilisation de l'azote et la rentabilité des intrants (Ladha *et al.*, 2005 ; Bandaogoet *al.*, 2015). En effet, la déficience des sols en nutriments majeurs a été identifiée comme l'un des facteurs limitants de la production rizicole (Badoet *al.*, 2018 ; Saito *et al.*, 2019 ; Ibrahim *et al.*, 2021). Aussi, les travaux de Bandaogoet *al.* (2016) ont montré que dans les plaines irriguées, une bonne partie des nutriments se trouve exposée aux phénomènes de pertes soit par drainage ou par volatilisation, une semaine après la dissolution des engrais minéraux. Des travaux antérieurs (Yaméogoet *al.*, 2013) avaient démontré que l'apport de fumure organique pourraient contribuer à une augmentation significative des rendements du riz créant des conditions physico-chimiques favorables au développement des plants notamment la réduction de la toxicité ferreuse. De même, le placement profond de l'urée sous forme de super granulés (USG) s'est révélée une alternative efficace pour améliorer l'absorption de l'azote et accroître les rendements du riz (Bandaogoet *al.*, 2015 ; Yao *et al.*, 2018 ; Faye *et al.*, 2020). Parallèlement, le biochar, obtenu par pyrolyse de biomasses organiques en absence ou sous limitation d'oxygène (Cornelissen *et al.*, 2016), est reconnu pour

ses propriétés d'amélioration des propriétés du sol, de réduction des pertes de nutriments et de séquestration du carbone (Lehmann & Rondon, 2006 ; Gwenziet *al.*, 2018). Des travaux conduits à l'Ouest du Burkina Faso ont démontré que l'application combinée du biochar aux engrais minéraux vulgarisés permettaient d'améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote de 7,8% suivi d'une augmentation de 14 à 54% du rendement de maïs avec des doses réduites de 25% (Cissé *et al.*, 2021 ; Saba *et al.*, 2022 ; Alim *et al.*, 2023 ;). Vinh *et al.* (2014) indiquent qu'en riziculture, l'application du biochar peut accroître la disponibilité du phosphore, du potassium et de l'azote ammoniacal, contribuant à une meilleure nutrition minérale des plantes. Des augmentations de rendement paddy de 15 à 23% ont été mentionnées par Chen *et al.* (2021). Au regard de ces performances connues sur le biochar et du placement profond de l'USG, les interrogations s'orientent sur les effets combinés du biochar issus de balles de riz et du placement profond de l'urée sur la dynamique des pertes de nutriments par lixiviation en conditions de riziculture irriguée au Burkina Faso.

MATERIEL ET METHODES

Site d'étude

L'étude a été conduite à la station de recherche de Farako-Bâ (11°60' N ; 4°20' O ; 405 m d'altitude), située à une dizaine de kilomètres de Bobo-Dioulasso, dans la zone climatique soudanaise. Le cumul pluviométrique annuel moyen est d'environ 1 168 mm avec des températures comprises entre 23 et 31°C. Le sol utilisé dans les pots provient de la plaine rizicole de la Vallée du Kou (VDK) et a été prélevé sur la profondeur 0-40 cm. Cinq groupes texturaux de sols sont rencontrés dans la plaine à savoir : limoneux, argileux, sablo-limoneux, sablo-argileux et sablo-argilo-limoneux (Wellens *et al.*, 2007)

Matériel végétal

La variété de riz d'origine taïwanaise FKR-64 couramment appelée TS2, a été utilisée. Il s'agit d'une variété appréciée par les producteurs en raison de sa précocité (cycle de 120 jours) et son potentiel de rendement élevé (8–10 t·ha⁻¹) (Konaté *et al.*, 2016).

Amendements et fertilisants

Le biochar a été produit à partir de balles de riz par pyrolyse dans un four TLUD, puis activé par co-compostage composé de 15% de biochar 5% de fumier et 80% de résidus culturaux broyés (Cissé *et al.*, 2021). Les fertilisants minéraux comprenaient le NPK (14-23-14-6S-1B) et de l'urée perlée (46% N) dont une partie a été transformée en USG de 1,8 g par granulation. Le tableau 1 présente les caractéristiques chimiques des amendements utilisés. Le biochar et le co-compost au biochar ont été appliqués au moment de la mise en place des pots en raison de 5 t/ha. Le NPK et l'urée perlée ont été appliqués par épandage à la dose de 200 et 150 kg/ha respectivement. Quant à l'USG, elle a été enfouie manuellement à environ 10 cm de profondeur en raison de 1 granule pour 4 poquets de riz.

Dispositif expérimental

Le dispositif comprenait sept traitements répétés cinq fois dans un plan complètement randomisé en pots de 20 L. Les pots étaient disposés en hauteur sur un support en bois et connectés à des sondes de lixiviation pour faciliter la collecte de lixiviats dans des bidons. Les traitements comprenaient la fertilisation minérale recommandée (T1 : 200 kg/ha NPK + urée 150 kg/ha) représentant le témoin, des combinaisons biochar ou co-compost avec fertilisation minérale conventionnelle (T2 : 5 t/ha de co-compost + témoin et T3 : 5 t/ha de biochar + témoin), et des associations avec USG (T4 : 5 t/ha de co-compost + 200 kg/ha NPK + USG et T6 : 5 t/ha de

biochar+200 kg/ha NPK+USG). Deux autres traitements avec la dose réduites de NPK ont été testés (T5 : 5 t/ha de co-compost +150 kg/ha NPK + USG et T7 : 5 t/ha de biochar+150 kg/ha NPK +USG).

UNDER PEER REVIEW IN IJAR

Tableau 1 : Composition chimique des amendements utilisés

	pHeau	CO	MO	Nt	Pt	Kt	Cat	Mgt	P₂O₅	K₂O	CaO	MgO
	(%)	(%)	(%)	(mg.kg ¹ de MS)	(mg.kg ¹ de MS)	(mg.kg ¹ de MS)	(mg.kg ¹ de MS)	(%)	(%)	(%)	(%)	
Biochar	6,88	25,36	43,73	1,20	10626,34	10965,88	26466,76	6301,29	2,44	1,32	3,70	1,04
Co-compost	7,93	20,46	35,27	1,29	3167,43	11749,12	15288,29	7807,65	0,73	1,41	2,14	1,29

CO = teneur en carbone organique total ; *MO* = teneur en matière organique total ; *Nt* = teneur en azote total ; *Pt* = teneur en phosphore total ; *Kt* = teneur en potassium total ; *Cat* = teneur en calcium total ; *Mgt* = teneur en magnésium total ; *P2O5* = pentoxide de phosphore ; *K2O* = oxide de potassium ; *CaO* = oxide de calcium ; *MgO* = oxide de magnésium ; *MS* = matière sèche

Conduite de l'essai

Pour la présente étude, chaque pot constitue un traitement. Ainsi 20 kg de sol séché et provenant de la plaine rizicole de la VDK ont été utilisés pour remplir chaque pot à une hauteur de 25 cm. Les pots ont ensuite été arrosés jusqu'à leur capacité au champ puis pesés 24 heures après. Les quantités d'amendements et de fertilisants appliqués dans chaque pot ont été calculés sur la base des dimensions du pot. Le biochar et le co-compost au biochar ont été appliqués en surface et mélangés à 10 cm de profondeur avant le repiquage de riz tandis que le NPK a été appliqué juste après le repiquage. Quant à l'urée perlée elle a été appliquée en deux fractions (1/3 à 30 JAR et 2/3 à l'initiation paniculaire). Dans chaque pot, quatre (04) plants de riz issus d'une pépinière qui avait été mise en place à cet effet ont été repiqués à raison d'un brin par poquet avec un écartement de 20 cm entre les poquets. Chaque pot a été irrigué individuellement à l'aide d'une éprouvette graduée. L'eau d'irrigation issue du forage de la station de recherche de Farako-Bâ a été apportée de sorte à avoir une lame d'eau de 5 cm pendant 48 heures. Ainsi sur la base des observations de la lame d'eau, une dose moyenne d'irrigation de 5 litres a été utilisée pour chaque pot avec une fréquence de 48 heures.

Collecte et analyses des données

Collecte et dosage de la concentration des nutriments : Les lixiviats ont été collectés à une fréquence de 24 heures, 72 heures et une semaine après l'application des fertilisants durant deux mois. A chaque collecte, le volume total a été mesuré et un échantillon représentatif de 150 mL a été prélevé et placé au réfrigérateur à 4°C pour les analyses au laboratoire *Eau-Sol-Plante* du programme GRN/SP à la station de recherche de Farako-Bâ. Les lixiviats ont été dosés pour leur concentration en P, NO₃⁻; NH₄⁺ par spectrophotométrie. Les concentrations en K⁺ ont été mesurées à l'aide d'un spectrophotomètre à émission de flamme à 766 nm. L'échantillonnage du

sol a été fait après la récolte pour chaque traitement. A cet effet un prélèvement a été effectué dans chaque pot à la profondeur 0-20 cm.

Les analyses ont porté sur le pH-eau mesuré à partir d'une solution du sol obtenue suivant un rapport de masse/ volume de 1 g/2,5 ml (BUNASOLS, 1986), le phosphore assimilable déterminé par la méthode de BRAY 1 (Dickman *et al.*, 1940), l'azote et le phosphore total suivant la méthode de Kjeldahl (Hillebrand *et al.*, 1953), le carbone organique suivant la méthode de Walkley-Black (1934). Quant au potassium total il a été mesuré au spectrophotomètre à flamme à partir du reliquat du filtrat issu de la minéralisation des prises d'essai de sol.

L'efficacité agronomique (EA) de l'utilisation de l'azote a été déterminée à l'aide de l'équation (Craswell et Godwin, 1984) :

$$EA \text{ (kg/kg)} = \frac{Yf - Y0}{Qa}$$

Avec : Qa = quantité totale d'engrais N apportée (kg N ha⁻¹) ; Yf = rendement en grains secs obtenu avec l'application de N ; $Y0$ = rendement en grains secs sans application d'engrais N.

Analyse statistique

Les données collectées ont été saisies à l'aide du tableur Excel. Le logiciel R version 4.5.2 a été utilisé pour les analyses statistiques. La normalité des données a été vérifiée à travers le test de Shapiro-Wilk. Une analyse de variance a été effectuée pour les paramètres suivant une distribution normale. Le test de Kruskal-Walis a été utilisé pour les données ne suivant pas la distribution normale. Les moyennes ont été comparées par le test de Tukey HSD au seuil de 5%.

RESULTATS

Efficacité agronomique (EA)

L'apport de l'USG a significativement amélioré l'efficacité agronomique de l'azote, avec des valeurs atteignant $24 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ N}$, contre $13 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ N}$ pour l'urée perlée. Les combinaisons USG_biochar et USG_co-compost ont induit des EA de $25 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ N}$ et $28 \text{ kg}\cdot\text{kg}^{-1} \text{ N}$ respectivement. Pris individuellement les amendements de biochar et de co-compost ne présentent pas une différence significative. En effet, 1 kg de biochar permet un gain supplémentaire de 0,1 kg de rendement paddy tandis que 1 kg de co-compost permet d'obtenir un gain supplémentaire de 0,2 kg de rendement paddy.

Effet des traitements appliqués sur les pertes par lixiviation des nutriments

L'analyse de la figure 1 montre que les pertes de l'ammonium par lixiviation présentent plusieurs phases avec notamment des différences significatives entre les traitements à certaines périodes d'échantillonnage. En effet, entre le 1^{er} et le 17^{ème} jour après repiquage (JAR), les teneurs moyennes en NH_4^+ ont varié entre 3,99 à 31,99 mg/L avec des pics atteignant 61,18 mg/L, 61,11 mg/L, 60,49 mg/L, 42,7 mg/L, 16,66 mg/L, 9,62 mg/L et 12,62 mg/L respectivement pour les traitements T5, T6, T7, T4, T3, T2 et T1. Cependant entre le 17^{ème} et le 29^{ème} JAR on observe une chute drastique de la teneur en NH_4^+ dans les lixiviats pour les traitements T5 passant de 61,18 à 3,44 mg/L, de 60,49 à 4,65 mg/L pour T6 et de 60,49 à 6,66 mg/L pour T7. Cette tendance est suivie d'un léger pic enregistré au 30^{ème} JAR pour l'ensemble des traitements. Les traitements impliquant le biochar et le co-compost ont globalement présenté en début de cycle les plus fortes concentrations en NH_4^+ dans les lixiviats par rapport au témoin avec des valeurs plus élevées chez

les traitements avec la dose réduite de NPK (T5 et T7). Cependant à partir du 30^{ème}JAR les traitements T2 et T3 ont présenté des concentrations en NH_4^+ relativement plus faibles.

La lixiviation des nitrates est globalement plus faible que celle de l'ammonium et présente une dynamique dégressive avec le temps (figure2). Un pic remarquable de lixiviation est intervenu au 3^{ème} jour d'échantillonnage soit 7 jours après application du NPK avec des valeurs comprises entre 2,33 et 10,82 mg/L respectivement pour les traitements T3 et T2. Entre le 7^{ème} et le 9^{ème}JAR, une diminution rapide de la teneur en NO_3^- a été observée pour l'ensemble des traitements suivi d'une stabilisation relative de l'allure de la courbe entre le 9^{ème} et le 17^{ème}JAR. Entre le 17^{ème} et le 30^{ème}JAR, une augmentation de la concentration en NO_3^- a été observée pour la quasi-totalité des traitements. Les traitements impliquant le biochar et le co-compost au biochar ont présenté des lixiviats plus concentrés en NO_3^- par rapport à la pratique conventionnelle. L'analyse de variance a montré des différences significatives entre les traitements 24 heures ($p=0,002$), 48 heures ($p=0,005$), deux semaines ($p=0,01$) et quatre semaines ($p=0,02$) après application de l'urée. Il en est de même au 7^{ème}JAR après l'application de l'USG où les traitements T4, T6 et T7 ont significativement ($p=0,016$) varié par rapport au témoin.

Le phosphore semble être l'élément le moins lixivié au regard des teneurs présentées dans les lixiviats (figure 3). Les teneurs ont significativement varié ($p=0,039$) à 24 heures après l'apport du NPK et ont connu une évolution pour atteindre des pics 48 heures après pour les traitements T1 (0,37 mg/L), T5 (0,27 mg/L), T3 (0,11 mg/L) et T2 (0,17 mg/L). Les traitements impliquant le biochar et co-compost ont globalement montré des teneurs en phosphore plus élevées.

L'analyse du graphique montre que la lixiviation du potassium présente une dynamique en trois phases (figure 4) même si l'ANOVA n'a montré aucune différence significative entre les

traitements. Les résultats issus de l'analyse des lixiviats collectés entre le 1^{er} et 7^{ème}JAR, ont montré une lixiviation accrue du potassium avec des pics atteignant 49,63 mg/L (T4), 45,21 mg/L (T7), 42,18 mg/L (T6), 40,98 mg/L (T5). Entre le 7^{ème} et le 30^{ème}JAR, on note une diminution progressive des teneurs en potassium pour se stabiliser après le 44^{ème}JAR. De même les résultats semblent indiqués que les traitements impliquant le biochar et le co-compost au biochar ont globalement favorisé la perte de potassium par rapport au témoin.

Durant les deux mois de collecte, les cumuls de lixiviation ont significativement ($p < 0,05$) varié en fonction des nutriments. En effet, le potassium a présenté une concentration cumulée de 2334,7 mg/L tandis que le phosphore a présenté une concentration cumulée de 6,13 mg/L dans les lixiviats. L'ammonium et les nitrates ont respectivement présenté des concentrations cumulées de 1360,9 et 203,05 mg/L dans les lixiviats.

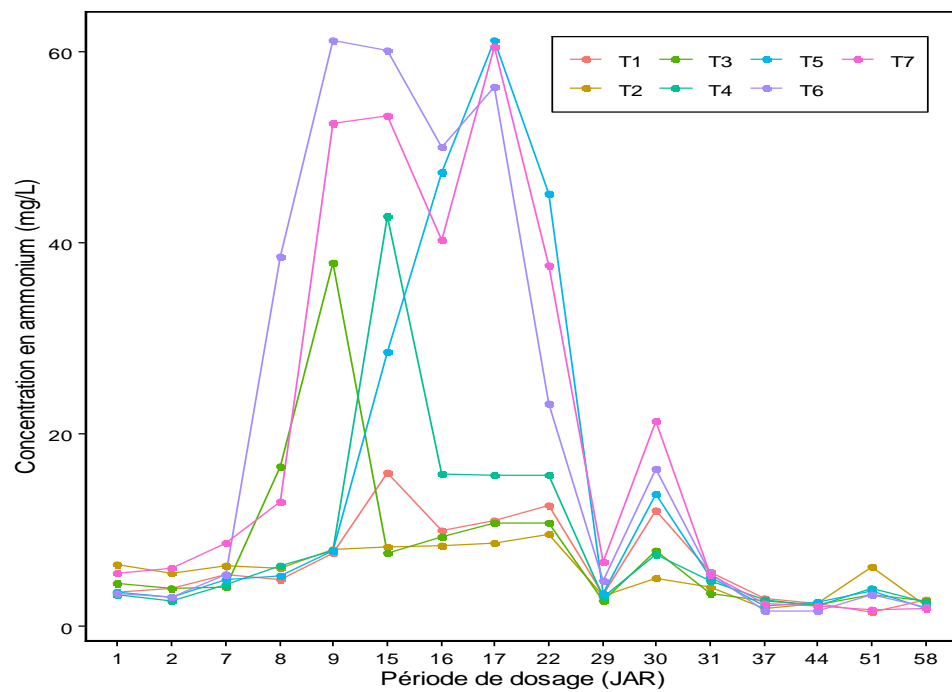


Figure 1 : Dynamique de l'lixiviation de l'ammonium

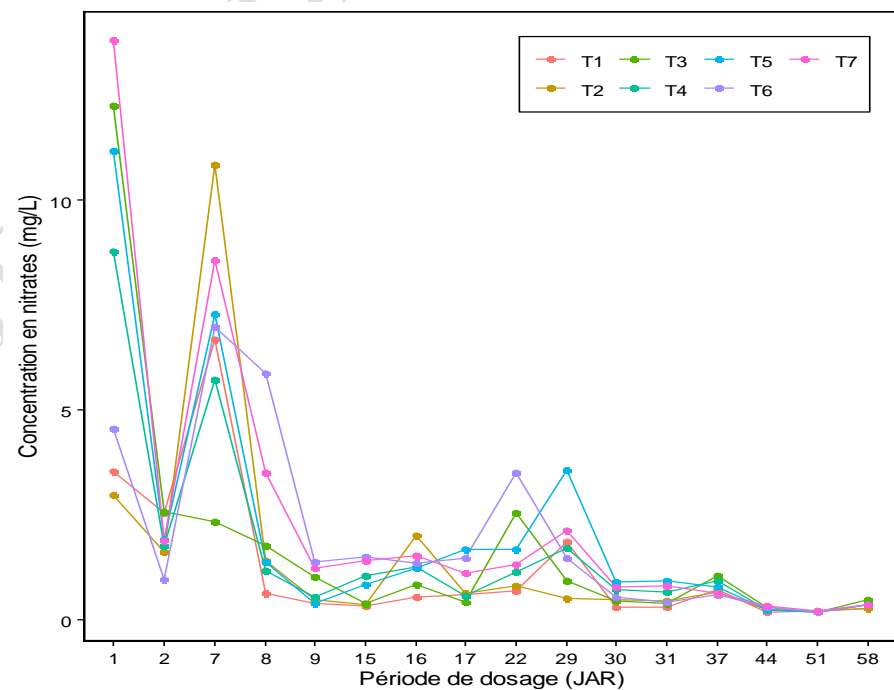


Figure 2 : Dynamique de l'lixiviation des nitrates

T1=Témoïn, T2=co-compost+témoïn, T3=biochar+témoïn, T4=co-compost+NPK+USG, T5=co-compost+dose réduite NPK+USG, T6=biochar+NPK+USG, T7=biochar+dose réduite NPK+USG

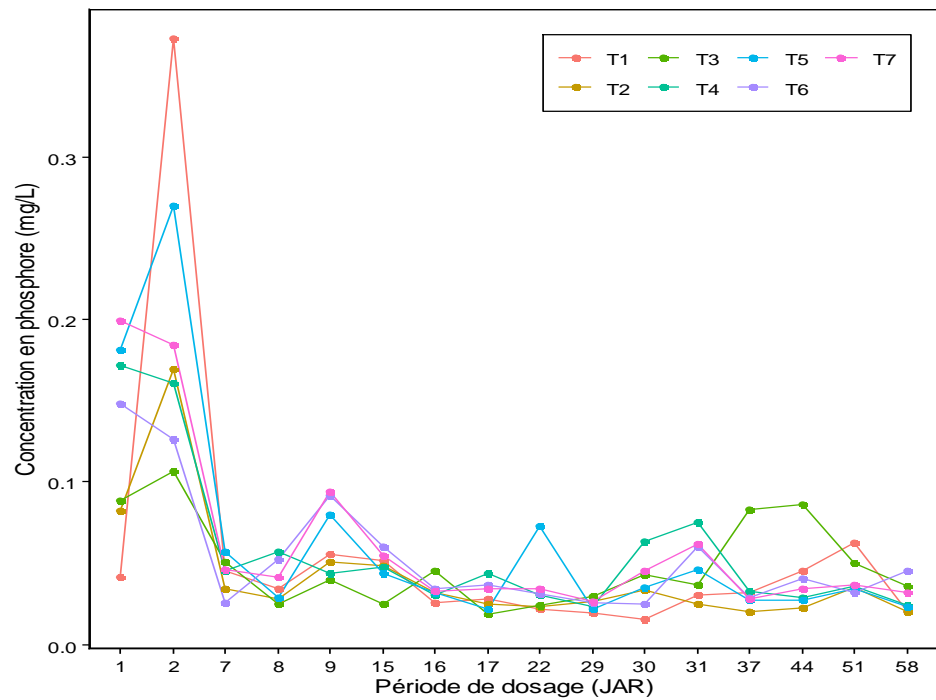


Figure 3 : Dynamique de l'lixiviation du phosphore

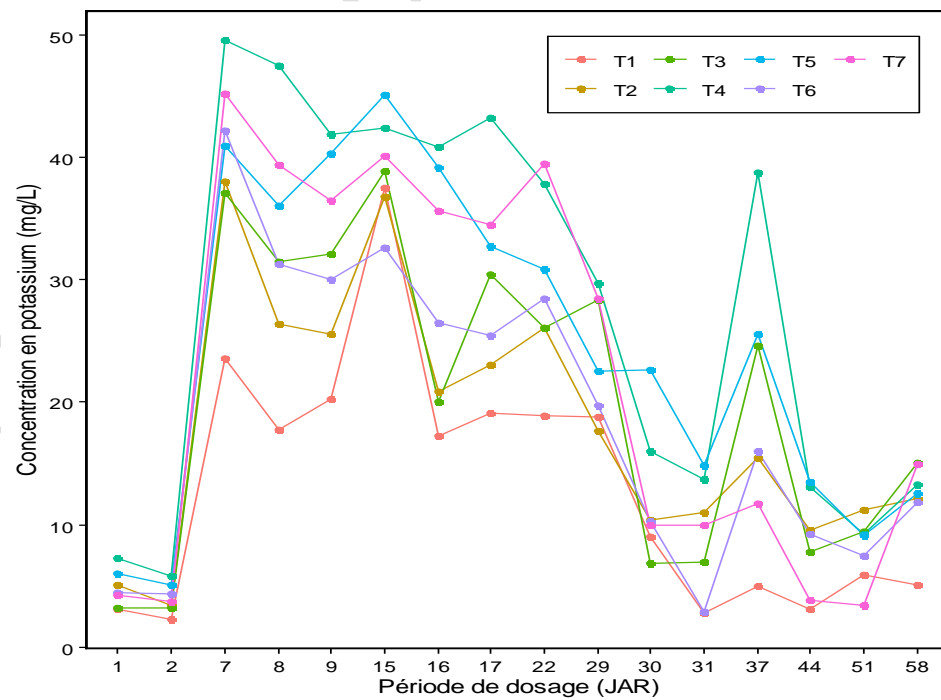


Figure 4 : Dynamique de lixiviation du potassium

T1=Témoins, *T2*=co-compost+témoins, *T3*=biochar+témoins, *T4*=co-compost+NPK+USG, *T5*=co-compost+dose réduite NPK+USG, *T6*=biochar+NPK+USG,
T7=biochar+dose réduite NPK+USG

UNDER PEER REVIEW IN IJAR

Interactions entre les pertes de nutriments

L'analyse de corrélation entre NH_4^+ , NO_3^- , P et K^+ a révélé des relations contrastées entre les variables étudiées (figure 5). Une corrélation positive modérée et hautement significative a été observée entre le NH_4^+ et le K^+ ($r = 0,468$; $p < 0,001$). De même, NO_3^- a montré une corrélation positive significative avec le phosphore ($r = 0,349$; $p < 0,001$). En revanche, une corrélation négative significative a été observée entre le phosphore et le potassium ($r = -0,324$; $p < 0,001$), indiquant une relation inverse entre ces deux nutriments. Aucune corrélation significative n'a été détectée entre NH_4^+ et NO_3^- ($r = -0,041$), NH_4^+ et P ($r = -0,077$), ainsi qu'entre NO_3^- et K^+ ($r = 0,073$).

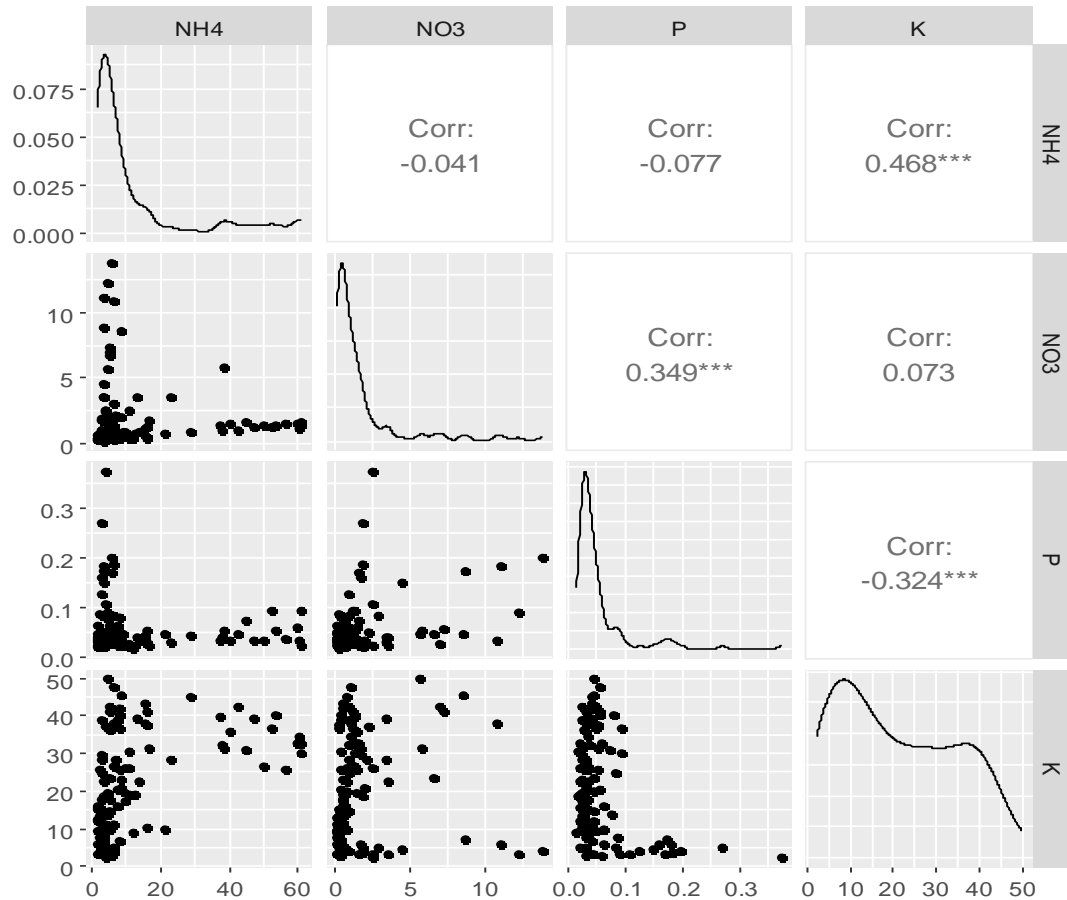


Figure 5 : Corrélation entre les nutriments

DISCUSSION

L'amélioration de l'efficacité agronomique observée avec l'USG confirme les résultats de Ladha *et al.* (2005) et Faye *et al.* (2020), qui ont démontré que le placement profond de l'urée limite la volatilisation et favorise une disponibilité prolongée de l'azote pour les racines. Les combinaisons USG–biochar et USG–co-compost ont davantage amélioré l'EA, résultant d'un effet synergique entre l'USG et les amendements au biochar. En effet, plusieurs études (Gao *et al.*, 2019 ; Coelho *et al.*, 2018 ; Li *et al.*, 2017a ; Nguyen *et al.*, 2017a ; Yu *et al.*, 2017, 2018)

indiquent que l'application du biochar augmentent l'absorption de l'azote, améliorant ainsi l'efficacité d'utilisation de l'azote chez les cultures

Nos résultats ont montré une forte lixiviation de l'azote ammoniacal durant les trois premières semaines du cycle cultural, période généralement caractérisée par une dissolution rapide des engrais azotés et une minéralisation intense de la matière organique (Bandaogoet *al.*, 2015). En effet, après l'apport d'engrais azotés, l'ammonium est la forme dominante de l'azote dans les sols submergés en raison des conditions réductrices qui limitent la nitrification (Fageriaet *al.*, 2014). Selon les observations de Agegnehu et *al.*, (2017), l'azote ammoniacal est particulièrement mobile dans les sols saturés lorsque la capacité d'adsorption du sol est limitée. Les pics de lixiviation enregistré entre la 2^{ème} et la 3^{ème} semaine pourraient être liés à une libération rapide de l'azote après hydrolyse de l'urée, combinée à une faible capacité de rétention initiale du sol. Cependant, la diminution rapide des concentrations après ce pic s'explique par l'absorption par les plants de riz, l'immobilisation microbienne, la nitrification de NH_4^+ en NO_3^- , et les pertes par volatilisation ammoniacale (Zhang and Sun, 2014 ; Zhang *et al.*, 2020). Ce résultat suggère que, dans les conditions de l'étude, le biochar n'a pas permis de retenir efficacement l'ammonium lorsqu'il est associé à l'USG. Cela pourrait s'expliquer par les capacités de stockage limitées du biochar de balles de riz du fait de sa faible porosité car provenant de biomasse fine. Des études antérieures ont démontré que la capacité de stockage et de rétention du biochar dépendait de la biomasse d'origine, les conditions de pyrolyse et de prétraitement préalable (Hageman *et al.*, 2017 ; Rauw, 2018).

La forte concentration initiale suivie d'une diminution rapide des nitrates indique une dynamique dominée par la nitrification précoce et à la solubilité des formes d'azote apportées, suivie d'une réduction des nitrates par dénitrification en conditions anaérobies où les nitrates sont très instables

(Kirk, 2004). La chute drastique après la 1^{ère} semaine confirme une faible persistance des nitrates dans les sols inondés, leur transformation rapide en N₂ ou N₂O (Xu *et al.*, 2019) et leur adsorption (Yao *et al.*, 2012). En effet, les nitrates, étant très mobiles dans le sol, sont rapidement entraînés en profondeur par les eaux d'infiltration en absence de mécanismes de rétention (Wissen, 2015). Les concentrations plus faibles observées avec les amendements à base de biochar en fin de cycle montrent que ces derniers limitent la nitrification, adsorbent partiellement les nitrates dans les micropores du biochar (Beuschet *et al.*, 2019 ; Cao *et al.*, 2019) et améliorent la rétention de l'azote, réduisant ainsi les pertes par lixiviation. Le biochar semble favoriser l'activité microbienne et la nitrification via l'amélioration de la structure du sol et la création de microsites aérés. Cela est en accord avec les travaux de Clough *et al.* (2013), qui ont démontré que le biochar réduit la mobilité des nitrates dans le sol.

Les résultats ont montré des fortes concentrations initiales du phosphore suivies d'une stabilisation rapide reflétant une libération immédiate du phosphore soluble après fertilisation, suivie d'une fixation rapide dans le sol. La faible mobilité du phosphore dans le sol s'explique par sa forte affinité pour les particules du sol, notamment les oxydes de fer et d'aluminium présents dans les sols tropicaux (Hinsinger, 2001, Wissen, 2015). Les faibles concentrations observées après la première semaine confirment la faible mobilité du phosphore (Sharpley *et al.*, 2013). L'effet des amendements à base de biochar peut s'expliquer par une augmentation de la capacité d'adsorption (Yao *et al.*, 2012), l'amélioration de la structure du sol (Glaser *et al.*, 2002), et une libération progressive du phosphore. Selon Gul *et al.* (2015), le biochar peut à la fois adsorber et relarguer le phosphore selon les conditions du sol.

S'agissant du potassium, les résultats ont montré dans un premier temps une augmentation initiale liée à la dissolution rapide du potassium échangeable, s'en suit une phase de

diminution due probablement à l'absorption par les plantes et à la fixation dans les argiles. Ces résultats sont en accord avec Marschner (2012), qui décrit la dynamique du potassium comme fortement influencée par les équilibres sol-solution. Les concentrations plus élevées avec les amendements à base de biochar indiquent que le biochar n'a pas amélioré la rétention du potassium infirmant les travaux de Biederman & Harpole (2013) qui ont montré que le biochar augmente la disponibilité du potassium dans les sols agricoles. La forte lixiviation du traitement associant co-compost et USG pourrait s'expliquer par une minéralisation rapide de la matière organique du co-compost au biochar, entraînant une libération importante du K dans la solution du sol. En présence d'une forte humidité ou d'un excès d'irrigation, ce potassium devient susceptible d'être entraîné vers les horizons profonds, augmentant ainsi les pertes par lixiviation (Ameni, 2014).

La corrélation positive entre NH_4^+ et K observée dans cette étude pourrait s'expliquer par les interactions physiologiques entre l'azote et le potassium dans le sol et les plantes. En effet, selon (Cao *et al.*, 2025) le potassium joue un rôle important dans l'absorption et le transport de l'azote, notamment du NO_3^- , et les interactions N-K influencent fortement l'utilisation de l'azote et la croissance des plantes. Par ailleurs, une interaction compétitive entre NH_4^+ et K^+ a été rapportée, due à leur charge et à leur rayon ionique similaires, pouvant modifier leur absorption et expliquer les relations observées entre ces nutriments dans le sol selon les mêmes auteurs. La corrélation positive entre NO_3^- et P pourrait être liée à l'effet du phosphore sur les transformations de l'azote dans le sol. L'ajout de phosphore peut stimuler la nitrification et modifier la disponibilité de NH_4^+ et NO_3^- , indiquant une interaction étroite entre les cycles de l'azote et du phosphore (Ning *et al.*, 2021). De plus, Zhang *et al.* (2024) ont montré que les enrichissements combinés en N et P modifient les processus microbiens du sol, notamment la

nitrification et la dénitrification, entraînant des variations simultanées du NO_3^- et du phosphore disponible. La corrélation négative observée entre P et K pourrait s'expliquer par des interactions entre nutriments dans le sol et la compétition pour les sites d'adsorption ou l'absorption racinaire. Il a été montré par Lyuet *al.* (2025) que les ions K^+ peuvent entrer en compétition avec différentes formes d'azote et modifier la capacité d'échange cationique du sol, influençant ainsi la distribution des nutriments.

CONCLUSION

A l'issue de cette étude, il ressort que le biochar et le co-compost réduisent partiellement la lixiviation de l'azote. Le phosphore présente une faible lixiviation. En revanche, le potassium reste fortement lixivié et les amendements n'ont pas permis de réduire significativement ses pertes. En somme la lixiviation des nutriments est particulièrement intense en début de cycle et est fortement influencée par la nature des amendements et du mode d'apport de l'azote. Dans les conditions de l'étude, les amendements à base de biochar n'ont pas significativement réduit les pertes de nutriment par lixiviation. Au regard des résultats obtenus la combinaison biochar ou co-compost avec l'USG apparaît clairement comme une alternative pour améliorer l'efficacité d'utilisation de l'azote et accroître durablement les rendements de riz.

CONTRIBUTIONS DES AUTEURS

OZO : conduite des travaux de terrain, collecte et analyses statistiques des données, rédaction du manuscrit. AAB, FS et AT : mise en place, encadrement, orientation de l'étude et correction du manuscrit. AHO, CK et DJPL : correction du manuscrit.

CONFLITS D'INTÉRÊTS

Les auteurs déclarent qu'il n'y a aucun conflit d'intérêts.

UNDER PEER REVIEW IN IJAR

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier le FONRID, les techniciens du Laboratoire eau-sol-plante de la GRN-SP ainsi que les stagiaires qui ont contribué à la conduite de cette étude.

REFERENCES

Agegnehu, G., Srivastava, A.K., Bird, M.I. (2017). The role of biochar and biochar-compost in improving soil quality and crop performance: a review. *ApplSoilEcol*119 :156–170. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.apsoi.2017.06.008>

Ameni Ellouze. (2014). New stabilization conditions for continuous fuzzy models using their discretized forms. *International Journal of Intelligent Computing and Cybernetics*. DOI:<https://doi.org/10.1108/ijicc-10-2013-0048>

Alim, A.Y.Y., Basga, S.D. (2023). Effet du biochar et de la poudre des balles de riz sur la productivité du maïs (zea mays) et les sols au Nord Cameroun. *AFRIMED AJ –Al Awamia* (139). p. 85-104

Bado, B. V., Sedogo, M., Lompo, F., Maman Laminou, S.M. (2018). Biological Nitrogen Fixation by Local and Improved Genotypes of Cowpea in Burkina Faso. *Advances in Agriculture*, 2018, Article ID 9641923.

Bandaogo, A., Bidjokazo, F., Youl, S., Safo, E., Abaidoo, R., Andrews, O. (2015). Effect of fertilizer deep placement with urea supergranule on nitrogen use efficiency of irrigated rice in

Sourou Valley (Burkina Faso). *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 102(1), 79–89.
<https://doi.org/10.1007/s10705-014-9653-6> Barbier, E. B. (2009). “Ecosystems as Natural Assets”, *Foundations and Trends. Microeconomics*, 4(8),
<https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1561/07000000031611-681>.

Bandaogo, A., Opoku, A., Fofana, B., Youl, S., Safo, E., Abaidoo, R. (2016). Urea-supergranules and phosphorus application increases irrigated rice yields and agronomic use efficiency in Burkina Faso. *International Journal of Agronomy and Agricultural Research*, Volume 8, Issue 4, pp 35 – 43.

Beusch, C., Cierjacks, A., Bohm, J., Mertens, J., Bischoff, W.A., de Araujo, J.C., Kaupenjohann M. (2019). Biochar vs clay: comparison of their effects on nutrient retention of a tropical. *ArenosolGeoderma* 337:524–535. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.043>

Biederman, L.A., Harpole, W.S. (2013). Biochar and its effects on plant productivity and nutrient cycling: a meta-analysis. *Glob Change Biol Bioenergy* 5:202–214.
DOI:<https://doi.org/10.1111/gcbb.12037>

BUNASOLS.(1986). *Méthodes d’analyse physique et chimique des sols, eaux et plantes*. Document technique n° 3: 48-128.

Cao, H., Ning, L., Feng, F., Li, P., Yue, S., Song, J. (2019). Biochar can increase nitrogen use efficiency of *Malus hupehensis* by modulating nitrate reduction of soil and root. *Appl Soil Ecol* 135:25–32. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.11.002>(eds)

Cao, W., Sun, H., Shao, C., Wang, Y., Zhu, J., Long, H., Geng, X., Zhang, Y.(2025).Progress in the Study of Plant Nitrogen and Potassium Nutrition and Their Interaction Mechanisms

Cheng, H.G., Jones, D.L., Hill, P., Bastami, M.S., Tu, C.L. (2018). Influence of biochar produced from different pyrolysis temperature on nutrient retention and leaching. *Arch Agron Soil Sci* 64:850–859. DOI :<https://doi.org/10.1080/03650340.2017.1384545>

Cissé, D., Cornelis, J., Traoré, M., Saba, F., Coulibaly, K., Lefebvre, D., Colinet, G., Nacro, H.B. (2021). Co - composted biochar to decrease fertilization rates in cotton maize rotation in Burkina Faso. *Agron. J.*, 113(6): 5516-5526. DOI : <https://doi.org/10.1002/agj2.20867>

Clough, T., Condon, L., Kammann, C., Müller, C. (2013). A review of bio char and soil nitrogen dynamics. *Agronomy* 3:275–293. DOI:<https://doi.org/10.3390/agronomy3020275>

Cornelissen, G., Pandit, N. R., Taylor, P., Pandit, B. H., Sparrevik, M., & Schmidt, H. P. (2016). Emissions and char quality of flame-curtain “Kon Tiki” kilns for farmer-scale charcoal/biochar production. *PLoS ONE*, 11(5), 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154617>

Craswell, E.T., Godwin, D.C. (1984). The efficiency of nitrogen fertilizers applied to cereals in different climates. *Advances in Plant Nutrition*, 1, 1–55.

Dickman, S.R., Bray, H.R. (1940). Colorimetric determination of phosphate. *Industrial and Engineering Chemistry Analytical Edition* 12, 665 668.

Fageria,K.N., Nascente, A.S.(2014). Nutrient Uptake and Use Efficiency by Tropical Legume Cover Crops at Varying Ph of an Oxisol. *Soil Management Strategy for Enhancing Crop Yields*

Glaser, B., Lehmann, J., Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal—a review. *Biol Fertil Soils* 35:219–230. DOI:<https://doi.org/10.1007/s00374-002-0466-4>

Gul, S., Whalen, J.K. (2015). Biochemical cycling of nitrogen and phosphorus in biochar-amended soils. *Soil Biol Biochem* 103:1–15. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2016.08.001>

Gwenzi, W., Chaukura, N., Noubactep, C., & Mukome, F.N.D. (2018). Biochar based water treatment systems as a potential low-cost and sustainable technology for clean water provision. In *Journal of Environmental Management* (Vol. 197). <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.03.087>

Hagemann, N., Joseph, S., Schmidt, H. P., Kammann, C. I., Harter et al. (2017). Organic coating on biochar microdose explains its nutrient retention and stimulation of soil fertility. *Nature Communications*, 8(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-017-01123-0>

Hillebrand, W. F., Lundell, G.E., Bright, H., and Hoffman, J.I. (1953). *Applied inorganic analysis*. John Wiley (2nd ed.), 1034p.

Hinsinger Philippe.(2001). Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. DOI:<https://doi.org/10.1023/a:1013351617532>

Ibrahim, A., Saito, K., Bado, V.B., Wopereis, M.C.S. (2021). Thirty years of agronomy research for development in irrigated rice-based cropping systems in the West African Sahel:

Achievements and perspectives. *Field Crops Research* 266 (2021) 108149.

DOI:<https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108149>

Kirk, Guy. (2004). *The Biogeochemistry of Submerged Soils*. National Soil Resources Institute Cranfield University, UK and formerly International Rice Research Institute, Philippines. ISBN : 0-470-86301-3

Kissou, J.O., Yameogo, P.L., Sauret, E.S.G., Serme, I., and Coulibaly, K. (2024). Amélioration de l'efficience agronomique des engrais minéraux en riziculture irriguée: Cas du périmètre irrigué de Sindou à l'Ouest du Burkina Faso. *International Journal of Innovation and Scientific Research*, pp. 93-106. DOI: <https://www.researchgate.net/publication/384448348>

Konaté, A., Zongo, A., Kam, H., Sanni, A., Audebert, A. (2016). Genetic variability and correlation analysis of rice (*Oryza sativa* L.) inbred lines based on agro-morphological traits. DOI: <https://doi.org/10.5897/ajar2016.11415>

Ladha, J.K., Pathak, H., Krupnik, T.J., Six, J. and van Kessel, C. (2005). Efficiency of fertilizer nitrogen in cereal production: retrospects and prospects. *Advances in agronomy*, 87: 85-156.

Li, B., Bi, Z.C., Xiong, Z.Q. (2017). Dynamic responses of nitrous oxide emission and nitrogen use efficiency to nitrogen and biochar amendment in an intensified vegetable field in southeastern China. *Glob Change Biol Bioenergy* 9:400–413. DOI :<https://doi.org/10.1111/gcbb.12356>

Liu, X., Zhang, Y., Han, W., Tang, A., Shen, J., Cui, Z. (2013). Enhanced nitrogen deposition over China DOI:<https://doi.org/10.1038/nature11917>

Lehmann, J., and Rondon, M. (2006). Biochar Soil Management on Highly Weathered Soils in the Humid Tropics. In: Uphoff, N., Ed., Biological Approaches to Sustainable Soil Systems, CRC Press, Boca Raton, 517-530.

Lyu, J., Tian, R., Zhang, R., Chen, P., Jing, X., Zhao, K., Liu, Y., Lyu, C., Li, Z. (2025). Millimeter-scale interactions of nitrogen and potassium on denitrification, anammox, and Feammox in soilfertilization zones

Marschner. (2012). Microscale distribution and function of soil microorganisms in the interface between rhizosphere and detritusphere. DOI:<https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2012.01.033>

Nguyen, T.T.N et al. (2017). Short-term effects of organo-mineral bio char and organic fertilisers on nitrogen cycling, plant photosynthesis, and nitrogen use efficiency. J SoilsSedim17:2763–2774. DOI : <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1839-5>

Ning, P., Yang, G., Hu, L., Sun, J., Shi, L., Zhou, Y., Wang, Z., Jang, J. (2021). Recent advances in the valorization of plant biomass. Biotechnology for Biofuels. DOI: <https://doi.org/10.1186/s13068-021-01949-3>

Saba, F., Sawadogo, H., Cornelis, J.T., Ouedraogo, A. K., Cisse, D., Coulibaly, K., & Nacro, H. B. (2022). Gestion efficiente des nutriments par l' utilisation de biochar et compost dans un systemezai au centre-nord du Burkina Faso. Agonomie Africaine, 34(1), 1–14.

Saba, F. (2023). Étude des effets de l'utilisation combinée du biochar et de la fertilisation microdose sur les propriétés agro-pédologiques des zones ouest et centre-nord du Burkina Faso. Thèse de doctorat, Université Nazi BONI, Burkina Faso.

Saito, K., Plonsky, L.(2019).Effects of Second Language Pronunciation Teaching Revisited: A Proposed Measurement Framework and Meta-Analysis. DOI: <https://doi/10.1080/00224065.2000.11979987>

Sharpley, A., Jarvie, H., Buda, A., May, L., Spears, B., Kleinman, P. (2013). Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment.DOI: <https://doi.org/10.2134/jeq2013.03.0098>

Vinh, N.C., Hien, N.V., Anh, M.T.L., Lehmann, J., Joseph, S. (2014). Biochar treatment and its effects on rice and vegetable yields in mountainous areas of northern Vietnam. International Journal of Agricultural and Soil Science, 2(1) : 5–13.

Walkley, A., Black, A. (1934). An examination of the degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. Soil science, 37(1) :29-38

Xu, Y., Qi, F., Bai, T., Yan, Y., Wu, C., An, Z., Luo, S., Huang, Z., Xie, P. (2019). A further inquiry into co-pyrolysis of straws with manures for heavy metal immobilization in manure-derived biochars. J Hazard Mater. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazm at.2019.12087> 0

Yameogo, P.L., Segda, Z., Dakouo, D., and Sedogo, P.M. (2013). Placement profond de l'urée et amélioration de l'efficacité d'utilisation de l'azote en riziculture irriguée dans le périmètre rizicole de Karfiguela au Burkina Faso. *Journal of Applied Biosciences*, 70(1): 5523–5530.

Yao, Y., Gao, B., Zhang, M., Inyang, M., Zimmerman, A.R. (2012). Effect of biochar amendment on sorption and leaching of nitrate, ammonium, and phosphate in a sandy soil. *Chemosphere* 89:1467–1471. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2012.06.002>

Zhang, J., Fan, B., Zhao, L. (2024). Biochar promotes compost humification by regulating bacterial and fungal communities. *Front Microbiol* 15. DOI : <https://doi.org/10.3389/fmicb.1470930>

Zhang, Q., Song, Y., Wu, Z., Yan, X., Gunina, A., Kuzyakov, Y., Xiong, Z. (2020). Effects of six-year biochar amendment on soil aggregation, crop growth, and nitrogen and phosphorus use efficiencies in a rice-wheat rotation. *J Clean Prod*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118435>

Zhang, X., Zhong, Y., Yang, S. (2014). Diversity and dynamics of the microbial community on decomposing wheat straw during mushroom compost production. *BioresourTechnol* 170 :183–195. DOI : <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.07.093>