

Caractérisation des risques de contamination des agrosystèmes périurbains de Dakar par les éléments traces métalliques

R. N. HODOMIHOU^{1,2,3}, F. FEDER^{1,2}, E. DOELSCH¹, E. K. AGBOSSOU³, L. G. AMADJI³, Y. NDOUR-BADIANE⁴, P. CAZEVIEILLE¹, C. CHEVASSUS-ROSSET¹, D. MASSE⁵

¹CIRAD, UR Recyclage et risque, avenue Agropolis, 34398, Montpellier, France.
E-mail : richard-nounagnon.hodomihou@cirad.fr

²CIRAD, UR Recyclage et risque, LMI-IESOL, BP 1386, CP 18524, Dakar, Sénégal

³Université d'Abomey-Calavi, FSA, BP 526, Cotonou, Bénin

⁴ISRA, LNRPV, BP 3120, Dakar, Sénégal

⁵IRD, UMR 210 Eco & Sols, LMI-IESOL, BP 1386, CP 18524, Dakar, Sénégal

Soumis le : 21 / 07 / 2014

Accepté le : 12 / 05 / 2015

RESUME

L'application de produits résiduels organiques (PRO) améliore la fertilité des sols, mais induit des effets négatifs sur les agrosystèmes, en raison de la présence de contaminants tels que les éléments traces métalliques (ETM). Cette étude vise à évaluer l'influence de deux doses (20 et 60 T.ha⁻¹) d'apport de boue de station d'épuration STEP et de fiente de volaille sur la disponibilité de quatre ETM (Ni, Cd, Cr et Pb) dans un arenosol et un fluvisol. Une incubation de 88 jours en conditions contrôlées a été conduite sur les deux sols mélangés aux différentes doses de boue et de fiente. La disponibilité des ETM dans les sols incubés a été évaluée par la technique DGT (Diffusive Gradient in Thin films). Les boues ont abaissé le pH des deux sols tandis que les fientes ont alcalinisé l'arenosol durant les 14 premiers jours d'incubation. Ces PRO ont augmenté les concentrations de Ni, Cd, Pb et Cr disponibles dans les sols. Les disponibilités du Ni, Cd et Pb sont plus élevées dans l'arenosol que dans le fluvisol. La boue à 60 T.ha⁻¹ a induit les plus fortes disponibilités en Cd et Pb tandis que la fiente à 60 T.ha⁻¹ a induit les plus fortes disponibilités en Ni et Cr dans les deux sols.

Mots clés : Eléments traces métalliques, arenosol, fluvisol, boue d'épuration, fiente.

ABSTRACT

CHARACTERIZATION OF CONTAMINATION RISKS OF THE SUBURBAN AGROECOSYSTEMS OF DAKAR BY TRACE ELEMENTS

Organic wastes (OW) spreading improve soil fertility, but can induce negative effects on agroecosystems, due to the presence of contaminants such as trace elements (TE). This study aims to evaluate the impacts of two doses (20 and 60 T.ha⁻¹) of sewage sludge and poultry manure on the availability of four trace elements (Ni, Cd, Cr and Pb) in arenosol and fluvisol. Soils mixed with different doses of sewage sludge and poultry manure were incubated for 88 days under controlled conditions. The availability of trace elements in incubated soils was evaluated by the DGT (Diffusive Gradient in Thin films) technique. Sewage sludge has decreased the pH of both soils while poultry manure induced an alkalization of arenosol during the first 14 days of incubation. OW increased Ni, Cd, Pb and Cr availability in the soils. Availability of Ni, Cd and Pb were higher in arenosol than in the fluvisol. Sewage sludge at 60 T.ha⁻¹ induced the highest availability of Cd and Pb while the poultry manure at 60 T.ha⁻¹ induced the highest availability of Ni and Cr in both soils.

Keywords : Trace elements, arenosol, fluvisol, sewage sludge, poultry manure.

INTRODUCTION

En 2035, près de 50 % de la population d'Afrique subsaharienne vivra dans de grandes villes (UN, 2012). Cette urbanisation accroît les besoins alimentaires et génère corrélativement des produits résiduels organiques (PRO) de diverses origines (agricole, urbaine et agro-industrielle). Pour répondre aux besoins alimentaires des populations, les agricultures urbaines ou périurbaines sont en plein essor avec non seulement des productions de cultures à haute valeur ajoutée telles que les fruits et légumes, mais aussi des élevages intensifs (De Bon *et al.*, 2010 ; Ellis et Sumberg, 1998). Pour intensifier les productions maraîchères dans un contexte d'enchérissement des engrais minéraux, le recyclage des PRO d'origine agricole [lisiers, fumiers, fientes (Moreno-Caselles *et al.*, 2002)], urbaine [composts, boues de station d'épuration (STEP) (Doelsch *et al.*, 2008)] et agro-industrielle (déchets d'abattoirs, tourteaux, etc.) est fréquent, mais peu maîtrisé (Cofie *et al.*, 2006). Cette stratégie de recyclage ou gestion des PRO permet d'augmenter les teneurs en matière organique des sols, d'améliorer leur fertilité et pourrait contribuer à la limitation des émissions nettes de gaz à effet de serre en séquestrant du carbone dans les sols (Clapp *et al.*, 2007 ; Lal *et al.*, 2007). Si ces pratiques ne sont pas correctement maîtrisées, elles peuvent engendrer des risques de pollution notables (Doelsch *et al.*, 2011). En effet, les PRO tels que les boues de station d'épuration (Baize *et al.*, 2006) et les fientes de volailles (Omeira *et al.*, 2006 ; Sistani *et al.*, 2003) par exemple, peuvent contenir des teneurs élevées en éléments traces métalliques (ETM) qui sont des polluants inorganiques persistants. Ainsi, bon nombre d'auteurs ont observé de significatives contaminations en Zn, Cu, Cr, Cd, Pb et Ni de sols amendés par de boues de STEP (Doelsch *et al.*, 2006 ; McBride, 2003), de lisier de porcs (Doelsch *et al.*, 2010 ; Nicholson *et al.*, 2003 ; Novak *et al.*, 2004) ou de fientes de volailles (Delgado Arroyo *et al.*, 2014 ; Jaja *et al.*, 2013). Par ailleurs, il est montré qu'au cours de la minéralisation de ces PRO épandus sur les sols agricoles, les conditions biologiques et physico-chimiques (pH, Eh, etc.) du milieu subissent de substantielles modifications, qui se traduisent par des changements dans la dynamique de la matière organique, ainsi que la spéciation et la mobilité des ETM dans la solution du sol (Doelsch *et al.*, 2010 ; Sánchez-Martín *et al.*, 2007).

Dans la région de Dakar, où coexistent deux bassins maraîchers (Pikine et Rufisque) localisés respectivement sur arenosol (sableux) et fluvisol (argileux), une étude diagnostique a révélé que les horizons superficiels des sols amendés par les PRO sont contaminés en Zn, Cu, Cr, Cd, Pb et Ni par rapport aux sols non cultivés (Hodomihou *et al.*, 2013). Sachant que la mobilité et la biodisponibilité des ETM dans l'environnement ne s'explique pas par leur concentration totale, il est fondamental d'étudier la spéciation (Harmsen *et al.*, 2005 ; Ure and Davidson, 2001) et la disponibilité de ces ETM dans les sols maraîchers de Dakar après apport des PRO. L'objectif de cette étude vise à caractériser les risques de contamination des agrosystèmes périurbains de Dakar en suivant les variations des propriétés physico-chimiques du milieu lors de l'incubation de différentes doses (0, 20 et 60 T.ha⁻¹) de boue de STEP et de fiente de volaille mélangés aux deux sols (arenosol et fluvisol) en conditions contrôlées. Il s'agit spécifiquement :

- (i) de suivre la dynamique du pH et du carbone organique dissous (COD) dans les solutions du sol, et celle de l'azote minéral dans les mélanges sol-PRO incubés au cours du temps ;
- (ii) de quantifier l'évolution des concentrations des fractions disponibles de quatre ETM (Ni, Cd, Cr et Pb) au cours de l'incubation.

MATERIELS ET METHODES

CARACTERISTIQUES DES SOLS ET DES PRO ETUDIES

La presqu'île du Cap-Vert ou région de Dakar (Sénégal) constitue le cadre géographique de notre étude (Figure 1). Elle présente une géomorphologie diversifiée, et par conséquent une diversité de sols dont les plus dominants sont l'arenosol (sur sables dunaires) et le fluvisol (sur calcaire) (IUSS Working Group WRB, 2006).

L'arenosol et le fluvisol ont été échantillonnés dans l'horizon 0 - 20 cm respectivement dans les bassins maraîchers de Pikine et de Rufisque. Ces échantillons ont été séchés à l'air ambiant et tamisés à 2 mm. Les caractéristiques physiques et chimiques de ces sols sont indiquées dans le Tableau 1. L'estimation des teneurs en carbonates par la méthode

volumétrique révèle que l'arenosol (sol sableux) est faiblement calcaire (6 %) comparativement au fluvisol (sol sablo-argilo-limoneux) qui est modérément calcaire (24,8 %) selon la norme internationale NF ISO 10693 (AFNOR, 1999). La capacité maximale de rétention en eau (CMR) de l'arenosol est faible (20 %), et celle du fluvisol est forte (36 %). L'arenosol est peu alcalin (pH = 7,7) et pauvre en carbone organique (0,52 %) et azote total (0,05 %) tandis que le fluvisol est alcalin (pH = 8,6) et plus riche en carbone organique (1,24 %) et azote total (0,11 %). Les rapports C/N (10,6 pour l'arenosol et 11,7 pour le fluvisol) sont moyens et témoignent d'une bonne décomposition de la matière organique de ces sols. Les teneurs totales en Cr, Ni,

Pb et Cd du fluvisol sont significativement plus élevés que celles de l'arenosol.

La boue stabilisée a été échantillonnée à la STEP (station d'épuration des eaux usées, de type lagunaire) de Pikine qui est localisée dans le bassin maraîcher (Figure 1). La fiente de volailles (de poules pondeuses élevées en batterie) a été échantillonnée dans un poulailler à Rufisque. Ces échantillons de PRO ont été séchés à 40 °C, broyés et tamisés à 1 mm, avant d'être analysés. Les caractéristiques des PRO (Tableau 1) ont été largement discutées ailleurs (Hodomihou *et al.*, 2013). La boue est légèrement acide (pH = 6,17), riche en carbone organique (35,4 %) et N total (5 %), et présente des teneurs élevées en ETM tandis que la fiente est alcaline (pH = 8,3) et moins concentrée en ETM.

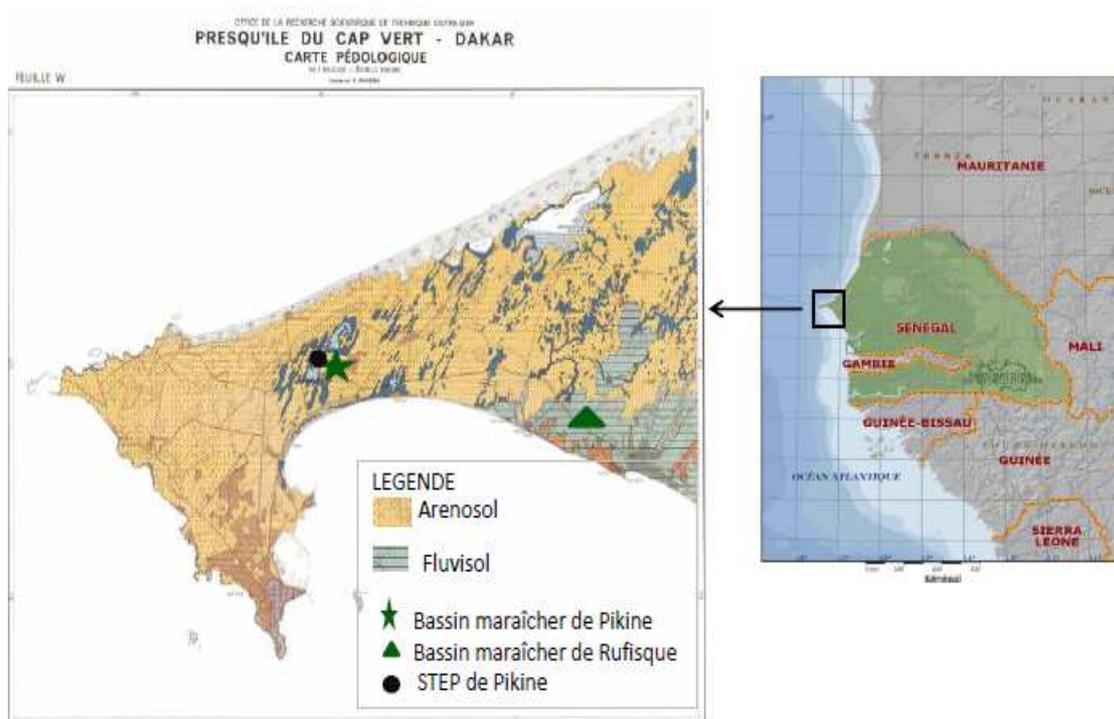


Figure 1 : Localisation des sites d'étude sur la carte pédologique (Maignien, 1959) de la région de Dakar au Sénégal.

Location of study sites on the soil map (Maignien, 1959) of the Dakar region in Senegal.

Tableau 1 : Caractéristiques des sols et des produits résiduaux organiques (PRO).*Characteristics of soils and organic wastes.*

Paramètres		Sols		PRO	
		Arenosol	Fluvisol	Boue de STEP	Fiente de volaille
Argile	%	2,85	24,89	-	-
Limon	%	0,96	15,25	-	-
Sable	%	96,18	59,86	-	-
Texture	-	Sableuse	Sablo-argilo-limoneuse	-	-
CMR	%	20	36	-	-
Calcaire total	%	6,0	24,8	-	-
pH (eau)	-	7,7	8,6	6,17	8,33
pH (KCl)	-	7,6	7,3	-	-
C organique	%	0,52	1,24	35,4	26,7
N total	%	0,05	0,11	5,00	2,44
C/N	-	10,6	11,7	7,1	10,9
Taux de cendre	%	-	-	34	49
Cr total	mg.Kg ⁻¹	8,14	93,5	131,5	39,9
Pb total	mg.Kg ⁻¹	3,8	7,2	61,7	4,4
Ni total	mg.Kg ⁻¹	2,5	14,05	25,75	15,8
Cd total	mg.Kg ⁻¹	0,08	0,2	2,0	1,7

EXPERIMENTATIONS : INCUBATION EN CONDITIONS CONTROLÉES ET DEPLOIEMENT DE LA DGT (DIFFUSIVE GRADIENT IN THIN FILM)

Incubation des sols

Une incubation en conditions contrôlées (ICC) a été réalisée en utilisant les deux sols (arenosol et fluvisol) mélangés à deux niveaux (20 et 60 T.ha⁻¹) de boue et de fiente. Le niveau 20 T.ha⁻¹ correspond à la dose réelle moyenne appliquée par les producteurs maraîchers dans les deux bassins. L'ICC a été conduite pendant 88 jours à l'obscurité dans une enceinte thermostatée à 25 °C et à une humidité de 70 % de la CMR. Afin de réactiver l'activité microbiologique des sols préalablement séchés, une pré-incubation à 50 % de la CMR a été faite pendant une semaine. Ensuite l'équivalent de 30 g de sol sec a été pesé dans des microcosmes, auquel ont été ajoutées des quantités correspondantes de PRO, puis mélangés et réajustés à l'humidité d'incubation avec de l'eau ultra pure. Au cours de l'expérimentation l'humidité des sols a été contrôlée par pondération deux fois par semaine et réajustée si nécessaire. Pour chaque sol, un traitement sans PRO (témoin) et quatre traitements avec PRO, à savoir Boue-20 (boue à 20 T.ha⁻¹), Boue-60 (boue à 60 T.ha⁻¹), Fiente-20 (fiente à 20 T.ha⁻¹) et Fiente-60 (fiente à 60 T.ha⁻¹), avec trois répétitions et sept dates

d'incubation (1, 3, 7, 14, 28, 60 et 88 jours) ont été étudiées.

Extraction et dosage de l'azote minéral (Nm)

L'extraction de l'azote minéral (nitrate et ammonium) dans les mélanges sols-PRO incubés est faite dans du KCl 1N (dans un rapport p/v = 1/4) puis dosé par colorimétrie avec un auto-analyseur à flux continu suivant la méthode de Bremner (1965).

Principe et déploiement de la DGT

Afin d'évaluer l'évolution des concentrations des ETM disponibles dans les mélanges sols-PRO incubés, la technique DGT a été déployée. Cette technique DGT est basée sur un dispositif (Figure 2a) constitué d'un support-cylindre (piston) et d'un capuchon muni d'une fenêtre (2 cm de diamètre), tous en matière plastique. Vers la base, une membrane filtrante (0,14 mm), un gel diffusif (0,8 mm d'épaisseur) et une couche de résine échangeuse (Chelex-100) d'épaisseur 0,4 mm se trouvent entre le capuchon et le piston (Zhang *et al.*, 1998 ; Zhang *et al.*, 2004). Le principe de la DGT est basé sur la diffusion des cations métalliques à travers le gel diffusif et leur complexation par la résine (Zhang *et al.*, 2001).

Le déploiement de cette technique a consisté à mettre en contact du dispositif 2 g environ de

sol incubé (Figure 2b) pendant 24 heures. Afin de limiter l'évaporation, les DGT déployés ont été couverts avec des capuchons suivis d'une application de parafilm, et ensuite ont été entreposé dans l'enceinte thermostatée à 25 °C. Les dispositifs de DGT ont été démontés et les résines ont été retirées minutieusement et rincées à l'eau ultra pure. Les résines ont été mises à éluer dans 1,2 mL de HNO₃ 1M, dans des microtubes (2 mL) pendant 24 heures. La concentration (Ce) des ETM (Cr, Pb, Ni et Cd) dans la solution d'élution (en µg.L⁻¹) a été déterminée par ICP-MS (spectrométrie de masse couplé à un plasma d'ionisation). Les masses (M) des ETM dans la couche de résine

(en µg) ont été obtenues en utilisant l'équation 1, où V_{HNO₃} est le volume de HNO₃ ajouté au gel de résine, V_{gel} est le volume du gel de résine (typiquement 0,15 mL), et f_e est le facteur d'élution pour les ETM, qui est égal à 0,8 (Zhang *et al.*, 1998).

$$M = C_e \cdot (V_{\text{HNO}_3} + V_{\text{gel}}) / f_e \quad (\text{équation 1})$$

Les concentrations des ETM disponibles (C_{ETM}) dans le sol (en µg.kg⁻¹) ont été calculées en utilisant l'équation 2, où m est la masse sèche du sol (en g) mis en contact avec le dispositif DGT.

$$C_{\text{ETM}} = 1000 \cdot M / m \quad (\text{équation 2})$$

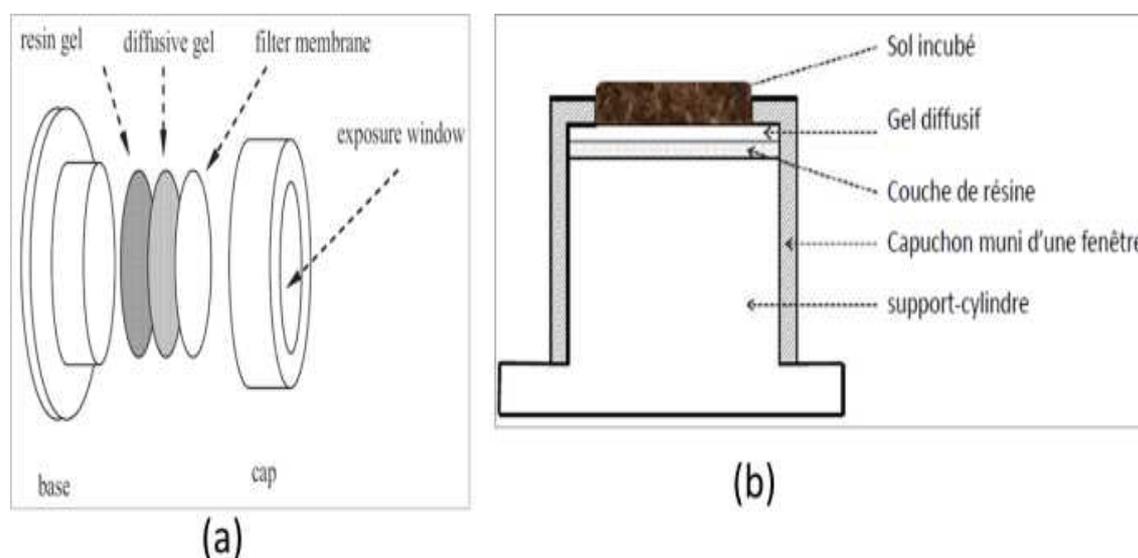


Figure 2 : Représentation schématique du dispositif de DGT (a) (Zhang and Davison, 2006) et mise en contact du sol incubé avec le dispositif (b).

Schematic representation of the DGT device (a) (Zhang and Davison, 2006), and incubated soil in contact with the device (b).

Extraction des solutions de sol

Les sols mis en contact avec la DGT sont récupérés dans les tubes spéciaux à centrifugation «Vivaspin 6» puis ont été centrifugés à 12 500 rpm pendant deux fois 30 min, afin d'extraire les solutions de sols. Le pH de ces solutions a été déterminé immédiatement sur un échantillon regroupant les trois répétitions, compte tenu du volume nécessaire. Ensuite, de l'azide (NaN_3 1M) (biocide bloquant toute activité microbiologique) a été ajouté à chaque aliquote de chaque répétition et ceux-ci ont été conditionnés pour le dosage du carbone organique dissous (COD) au COT-mètre (analyseur de Carbone Organique Total).

METHODES STATISTIQUES

Les données ont été soumises à une analyse de variance (ANOVA) à deux facteurs (Doncaster et Davey, 2007) pour mettre en évidence les différences entre effets sols et traitements. Les moyennes ont été comparées par le test de Student-Newman-Keuls (SNK) basé sur la plus petite différence significative (LSD, $p = 0,05$) à l'aide du logiciel XLSTAT (version 2014.4.01).

RESULTATS

EVOLUTION DU PH DES SOLUTIONS DE SOL AU COURS DE LA MINERALISATION DES PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES

Le pH des sols a diminué significativement ($p < 0,05$) pour les traitements Boue-60 et Boue-20, respectivement de 3 et 2 unités pour l'arenosol, et respectivement de 2 et 1,7 unités pour le fluvisol (Figure 3). Après deux semaines, le pH de ces traitements sur les deux sols a augmenté progressivement sans toutefois atteindre le pH initial.

Pour les traitements Fiente-20 et Fiente-60 sur l'arenosol, les pH sont significativement ($p < 0,05$) supérieurs au témoin pour les jours d'incubation 1, 3 et 7 (Figure 3). A partir du 14^e jour d'incubation, les pH de l'arenosol pour ces traitements sont constants et similaires au témoin (pH = 7,5). Pour le fluvisol, les évolutions de pH induites par les traitements fientes ne sont pas significativement différentes de celle du témoin.

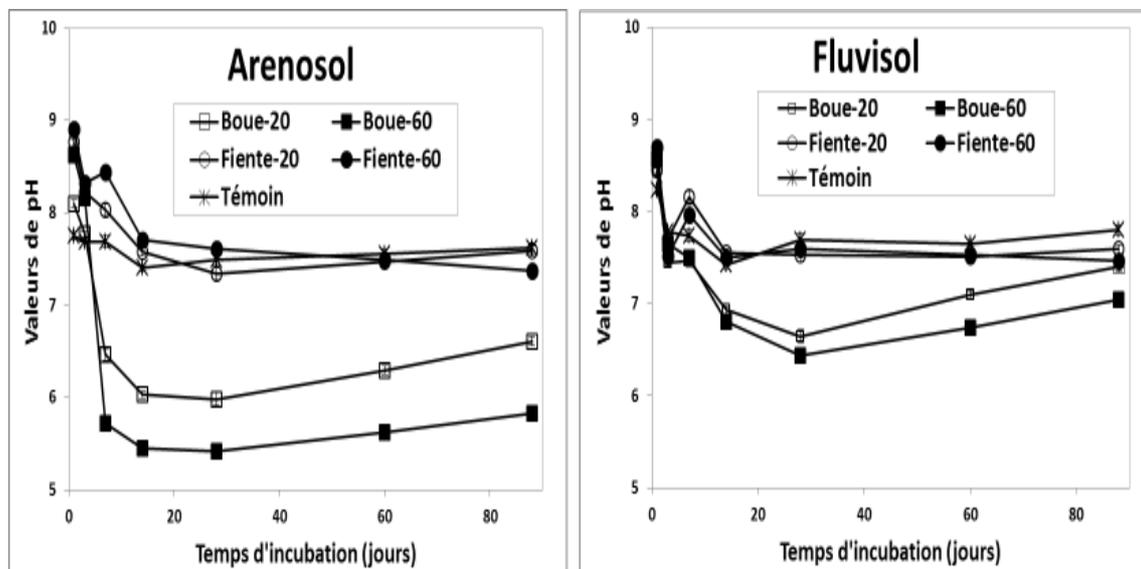


Figure 3 : Evolutions des pH des solutions des mélanges sols-PRO incubés au cours du temps.

Changes in the pH of solutions of incubated soil-organic waste mixtures over time.

EVOLUTION DU CARBONE ORGANIQUE DISSOUS AU COURS DE LA MINÉRALISATION DES PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES

Pour l'arenosol, les concentrations de COD sont plus élevées pour les deux PRO aux deux doses d'application, comparativement au sol témoin (Figure 4). Le traitement Fiente-60 présente les plus fortes teneurs en COD ; celles-ci diminuent

progressivement au cours de l'incubation de 775 à 195 mg.L⁻¹. Pour le fluvisol, les concentrations en COD des traitements Boue-60 et Fiente-60 sont significativement supérieures ($p < 0,05$) au témoin. En revanche, les concentrations en COD des traitements Boue-20 et Fiente-20 sont similaires au témoin ($p > 0,05$). Pour les deux sols et les traitements PRO, les concentrations en COD tendent à rejoindre celle du témoin au dernier jour d'incubation.

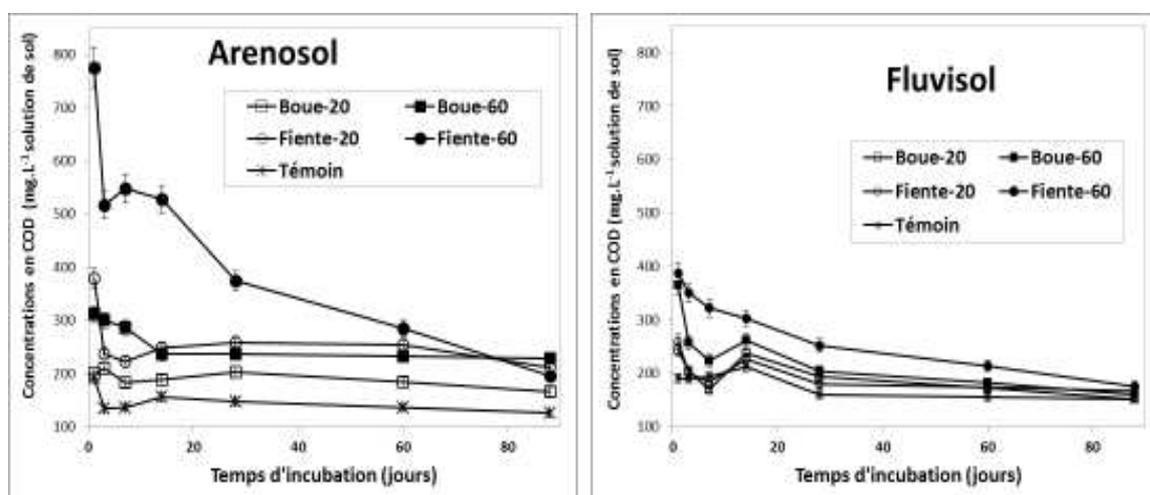


Figure 4 : Evolutions des concentrations en COD des solutions des mélanges sols-PRO incubés au cours du temps. (Moyenne \pm écart-type des trois répétitions.)

Changes in dissolved organic carbon concentrations of the solutions of incubated soil-organic waste mixtures over time. Mean \pm standard deviation of three replicates.

EVOLUTION DE N MINÉRAL AU COURS DE LA MINÉRALISATION DES PRO

La minéralisation de N est plus élevée pour le fluvisol que pour l'arenosol quels que soient les traitements (Figure 5). Le traitement Boue-60 présente les plus fortes quantités de Nm, aussi bien dans l'arenosol que dans le fluvisol. Ainsi, les traitements ont été classés de la façon suivante : Boue-60 > Boue-20 > Fiente-60 > Fiente-20 > Témoin pour l'arenosol, et Boue-60 > Fiente-60 > Boue-20 > Fiente-20 > Témoin pour le fluvisol. Toutefois, les quantités totales de Nm libérées du 3^e au 14^e jour d'incubation ont diminué

pour les traitements Boue-60 et Fiente-60 sur l'arenosol. Par la suite, les quantités de Nm libéré dans le sol ont augmenté. Les quantités de Nm ont globalement peu évolué après le 28^e jour d'incubation pour les traitements Boue-20, Fiente-20 et Fiente-60. Elles ont atteint respectivement 163, 51 et 75 mg.kg⁻¹ dans l'arenosol, et respectivement 262, 156 et 301 mg.kg⁻¹ dans le fluvisol, au 88^e jour d'incubation. Quant au traitement Boue-60 sur les deux sols, la minéralisation croît jusqu'au 88^e jour d'incubation et a induit des quantités cumulées de Nm de 266 et 542 mg.kg⁻¹ respectivement pour l'arenosol et le fluvisol.

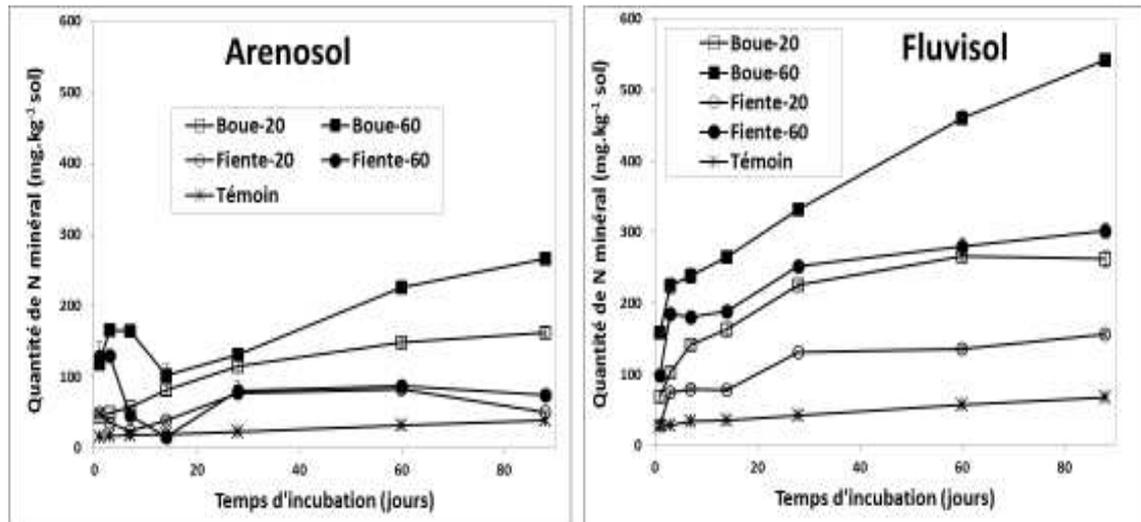


Figure 5 : Evolutions de l'azote minéral des différents mélanges sols-PRO en fonction du temps d'incubation. Moyenne \pm écart-type des trois répétitions.

Changes in the mineral nitrogen concentration in incubated soil-organic waste mixtures over time. Mean \pm standard deviation of three replicates.

IMPACTS DES DIFFERENTS TRAITEMENTS SUR LES CONCENTRATIONS DE NI, CD, CR ET PB DISPONIBLES MESUREES PAR LA DGT DANS LES MELANGES SOLS - PRO

La Figure 6 montre les variations de concentrations en Ni, Cd, Cr et Pb disponibles dans les sols traités et incubés pendant 88 jours. Les mélanges sols-PRO ont montré des augmentations significatives de concentrations en Ni, Cd, Cr et Pb disponibles, comparativement aux témoins.

Dans les mélanges sols-PRO, le Ni (Figure 6a) a montré globalement une disponibilité décroissante sur les deux sols ; celle-ci étant plus élevée dans l'arenosol que dans le fluvisol. Les plus fortes concentrations de Ni disponible ont été induites par la Fiente-60 (variant de 17,5 à 7,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans l'arenosol et de 14,5 à 5,4 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans le fluvisol) suivi de la Boue-60 (concentration variant de 12,9 à 8,7 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans l'arenosol et de 8,2 à 4,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ dans le fluvisol). Les sols témoins ont enregistré les faibles concentrations de Ni disponible, et qui sont

restées quasi constantes (2,3 \pm 0,3 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour l'arenosol, et 2,4 \pm 0,2 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour le fluvisol) au cours de l'incubation.

Quant au Cd (Figure 6b) et au Pb (Figure 6d), les plus fortes disponibilités ont été observées dans l'arenosol. Les traitements Boue-20 et Boue-60 ont induit une disponibilité croissante de Cd et Pb dans l'arenosol en fonction du temps d'incubation. En effet, les concentrations respectives du Cd et du Pb disponibles ont varié de 0,32 à 1,08 et 0,77 à 1,53 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour Boue-20, et de 0,19 à 3,08 et 0,97 à 1,73 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ pour Boue-60.

La disponibilité du Cr est plus forte pour les traitements PRO par rapport au témoin dans les deux sols (Figure 6c). Le traitement Fiente-60 a été le plus expressif aussi bien dans l'arenosol (concentration variant de 0,92 à 1,4 $\mu\text{g.kg}^{-1}$) que dans le fluvisol (concentration variant de 0,98 à 2,06 $\mu\text{g.kg}^{-1}$). Ainsi, les traitements peuvent être classés de la façon suivante : Fiente-60 > Boue-60 > Fiente-20 > Boue-20 > Témoin dans les deux sols.

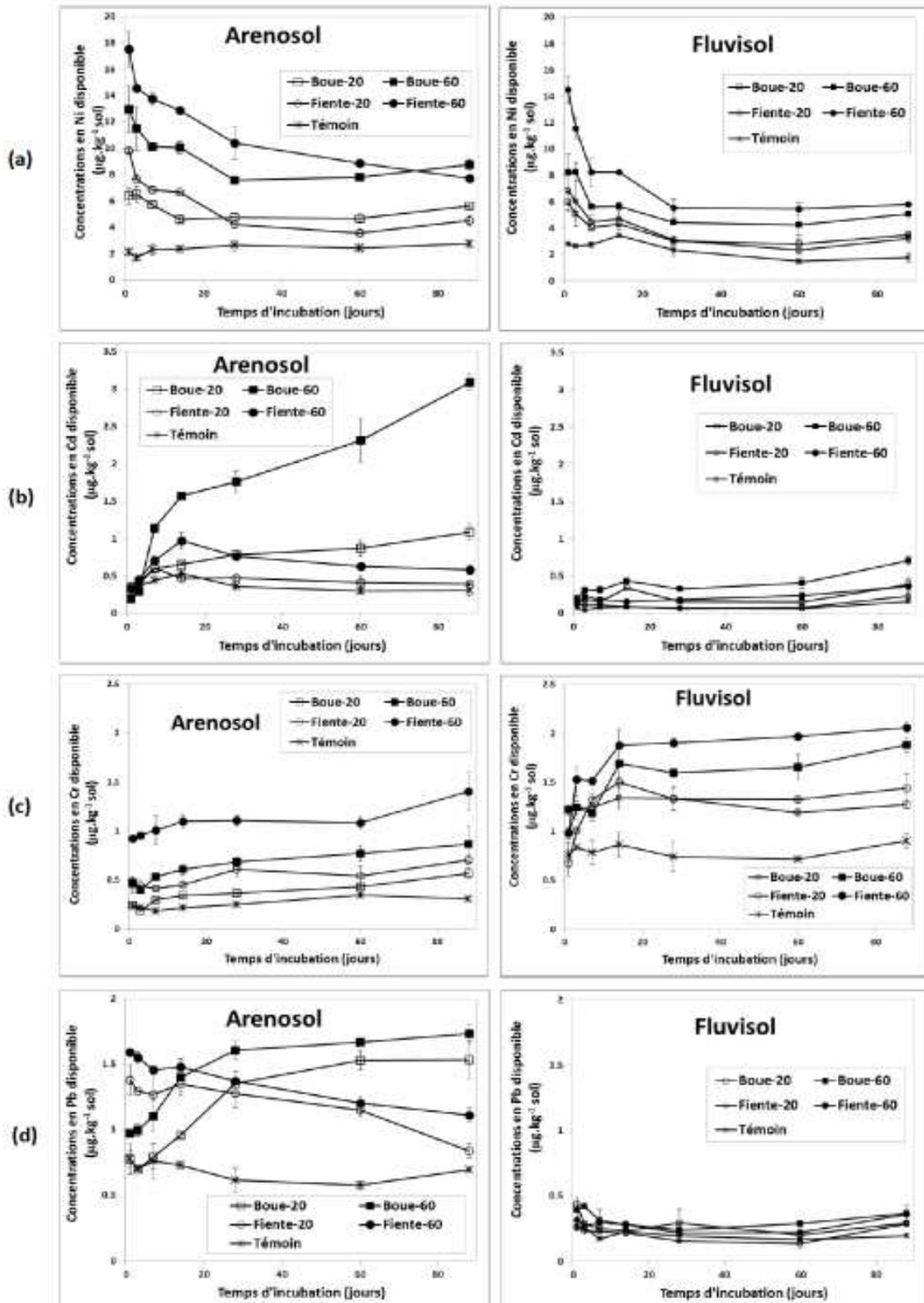


Figure 6 : Evolutions des concentrations en Ni (a), Cd (b), Cr (c) et Pb (d) disponibles dans les mélanges sols-PRO incubés : arenosol (courbes de gauche) et fluvisol (courbes de droite). Moyenne \pm écart-type des trois répétitions.

Changes in available Ni (a), Cd (b), Cr (c) and Pb (d) concentrations in the incubated soil-organic waste mixtures over time : arenosol (left curves) and fluvisol (right curves). Mean \pm standard deviation of three replicates.

DISCUSSION

EFFETS DES PRODUITS RESIDUAIRES ORGANIQUES SUR LES DYNAMIQUES DU PH, DU COD ET DE N MINERAL DES SOLS AU COURS DE L'INCUBATION.

L'application des PRO a induit de significatives modifications ($p < 0,05$) dans l'évolution du pH des sols comparativement aux témoins au cours de l'incubation. En effet, les traitements Boue-20 et Boue-60 ont abaissé le pH des solutions des deux sols. Cette acidification a été plus marquée dans l'arenosol que dans le fluvisol. La boue appliquée à 60 T.ha^{-1} a induit la plus forte acidification. Les boues (pH = 6,17) étant mélangées à des sols alcalins (pH = 7,7 et 8,6 respectivement pour l'arenosol et le fluvisol), cette acidification serait due à la décomposition des acides carboxyliques (Amir *et al.*, 2003) contenus dans la boue et donc à la libération de H^+ . En outre, la nitrification de l'ammonium ($\text{NH}_4^+ \Rightarrow \text{NO}_3^- + \text{H}^+$) induit une libération de H^+ et contribue ainsi à la diminution du pH. Ce résultat corrobore ceux obtenus par Speir *et al.* (2003), qui ont constaté que l'application de fortes doses de boues de STEP sur sols sableux a entraîné une acidification prononcée dans les horizons superficiels (0 - 20 cm) où les boues ont été incorporées. Par contre, l'application de fientes a induit une alcalinisation des solutions de l'arenosol pendant les 14 premiers jours d'incubation. Cette alcalinisation pourrait s'expliquer d'une part, par le pH de la fiente (8,33), et d'autre part du fait de la forte proportion d'ammonium libérée dans le sol par les processus de décomposition de l'azote organique. En effet, selon Kelleher *et al.* (2002), la présence d'ions ammonium contribue à l'élévation du pH lors de la transformation des protéines et acides aminés contenus dans le fumier de volaille par l'activité microbienne. La diminution du pH par la suite serait liée à la nitrification de l'ammonium.

La minéralisation de N est significativement différente ($p < 0,0001$) entre les deux sols d'une part, et entre les traitements ($p < 0,0001$) au cours de l'incubation d'autre part. L'augmentation des teneurs en azote minéral du sol par les différentes doses de PRO est due à la richesse en azote total de la boue (5 %) et de la fiente (2,44 %), et qui est libéré dans le sol par le processus de minéralisation. Ce dernier a été plus important dans le fluvisol que dans

l'arenosol et pourrait s'expliquer par l'abondance des bactéries nitrifiantes au sein du fluvisol. En effet, les transformations de l'azote organique incorporé au sol dépendent non seulement des caractéristiques biochimiques de la matière organique exogène (Pansu *et al.*, 2003), mais aussi de la biomasse microbienne et des conditions d'humidité du sol (Pulleman et Tietema, 1999). En effet, la CMR est de 36 % dans le fluvisol contre 20 % dans l'arenosol.

Toutes les doses de PRO ont augmenté les concentrations du COD dans les solutions de sols. Ce résultat corrobore ceux obtenus par Usman *et al.* (2004), qui ont observé des concentrations élevées de COD dans les sols amendés à trois doses (15, 45, et 90 T.ha^{-1}) de boues de STEP. Toutefois, ces concentrations du COD ont diminué au cours de l'incubation et seraient dues à la décomposition de la matière organique dissoute (MOD) par les micro-organismes (Moreno *et al.*, 1999). Ceci d'autant plus que ces MOD sont constituées à 70 % d'acides humiques et fulviques (Masion *et al.*, 2000 ; Weng *et al.*, 2002), qui se décomposent très facilement, du fait de leur faible poids moléculaire. La fiente de volaille apportée à la dose de 60 T.ha^{-1} a induit les plus fortes concentrations en COD. Mais ces concentrations décroissent rapidement en fonction du temps. Cette tendance est similaire à celle observée par Wang *et al.* (2013), qui ont indiqué que les acides humiques et d'autres composés à petits poids moléculaires décroissent rapidement lors du compostage des fientes de volailles.

IMPACTS DE L'APPLICATION DES PRO SUR LA DISPONIBILITE DES ETM

L'ANOVA appliquée aux données de concentrations des ETM disponibles, a révélé de significatives différences entre les sols ($p < 0,0001$) d'une part, et entre les traitements ($p < 0,0001$), d'autre part. En effet, l'application des PRO a induit des augmentations de concentrations en Ni, Cd, Cr et Pb disponibles mesurés par la technique DGT dans les sols. Cette augmentation est due à la libération en solution des formes échangeables ou libres de ces ETM dans les sols lors de la minéralisation des PRO. Ce résultat est conforme à ceux obtenus par de nombreux auteurs qui ont observé des concentrations élevées de Pb, Cd, Ni et Cr échangeables dans des sols amendés par des boues d'épuration (Jalali et Arfania, 2011 ; Morera *et al.*, 2001).

Les disponibilités du Ni, Cd et Pb sont plus élevées dans l'arenosol que dans le fluvisol. Ceci pourrait s'expliquer par le fait que l'arenosol est de texture sableuse et que le fluvisol (texture sablo-argilo-limoneux) est riche en ligands organiques (matières organiques) et minéraux (carbonate, argile, oxyhydroxydes de fer et d'aluminium). Bon nombre d'auteurs ont rapporté que la disponibilité des ETM est influencée par les facteurs tels que les caractéristiques physico-chimiques (texture, pH, potentiel d'oxydoréduction, salinité...) du sol, la présence et la nature des ligands organiques et minéraux (carbonate, matières organiques et oxydes), les teneurs en MOD et en argile (Khan *et al.*, 2006 ; Sauvé *et al.*, 2000 ; Weng *et al.*, 2002).

Les concentrations de Ni disponible sur les deux sols décroissent au cours de l'incubation, après avoir montré des maxima au début de l'incubation ($t = 1$ jour). Cette décroissance pourrait s'expliquer par le fait que le Ni libéré par les PRO se complexe avec les carbonates contenus dans les sols (6 % pour l'arenosol et 24,8 % pour le fluvisol). En effet, Jensen *et al.* (1999) ont rapporté que dans l'environnement, le Ni libre est préférentiellement complexé par les carbonates que par la MOD. La faible disponibilité du Ni observée dans le fluvisol se justifierait par une complexation importante de cet élément par les carbonates qui sont abondants dans ce sol.

La disponibilité croissante du Cd induite par l'application de boues (Boue-20 et Boue-60) dans les deux sols serait liée à la diminution du pH au cours de l'incubation. Un pH bas accroît la disponibilité du Cd dans le sol et favorise son accumulation par la plante ainsi que son transfert vers les nappes souterraines (Kirkham, 2006). Ainsi, la plus forte disponibilité du Cd induite par le traitement Boue-60 sur l'arenosol est due à l'acidification prononcée du sol.

La disponibilité plus élevée du Cr dans le fluvisol suite à l'application des PRO, serait due à l'enrichissement du milieu en MOD. En effet, le traitement Fiente-60 qui a enregistré les plus fortes concentrations (variant de 0,98 à 2,06 $\mu\text{g.kg}^{-1}$) de Cr disponible dans ce sol, a enregistré également les plus fortes teneurs en COD (variant de 387 à 176 mg.L^{-1}) dans ce même sol. En outre, le classement des traitements

(Fiente-60 > Boue-60 > Fiente-20 > Boue-20 > Témoin) est presque similaire pour les teneurs en Cr disponible et en COD. Il en ressort qu'une décroissance des teneurs en COD engendre une croissance du Cr disponible dans les deux sols. Wong *et al.* (2007) ont observé une diminution de la sorption des ETM en relation avec une augmentation de la concentration en MOD dans trois différents sols (calcaire limono-argileux, calcaire limono-sableux et sable limoneux).

CONCLUSION

L'application de boues de STEP et de fientes de volailles a augmenté les teneurs en Nm, COD et en Ni, Cd, Cr et Pb disponibles des sols. Les boues ont induit une acidification qui a été plus prononcée avec la forte dose (60 T.ha^{-1}) dans les sols. Les disponibilités du Ni, Cd et Pb sont plus importantes dans l'arenosol que dans le fluvisol, qui montre une disponibilité élevée pour le Cr. Les plus fortes disponibilités en Cd et Pb ont été induites par la boue à 60 T.ha^{-1} tandis que la fiente à 60 T.ha^{-1} a induit les plus fortes disponibilités en Ni et Cr dans les deux sols. Nos résultats ont montré que la dynamique du Ni disponible dépend des teneurs en carbonates des sols tandis que celles du Cr, Cd et Pb disponibles dépendent des teneurs en COD et du pH des sols.

REMERCIEMENTS

Les auteurs tiennent à remercier le CORAF/WECARD (Conseil Ouest et Centre Africain pour la Recherche et le Développement Agricoles) qui a soutenu financièrement ce travail par l'entremise du projet « Externalités négatives de l'intensification des sols cultivés en milieu périurbain : méthodes et outils d'évaluation et pratiques alternatives ». Nous remercions l'US49 (Cirad, Montpellier) pour l'utilisation de leur équipement en vue de la caractérisation des sols et des PRO étudiés. Nous remercions également Bernard ANGELETTI (responsable de la plateforme LA-ICP-MS / CEREGE, Aix Marseille) pour son expertise dans le dosage des ETM à l'ICP-MS.

REFERENCES

- AFNOR. 1999. Détermination de la teneur en carbonates. Méthode volumétrique. NF ISO 10693 Juin 1995. *In* : Qualité des sols, Volume 1. Association Française de Normalisation, Paris, France : pp 349 - 359.
- Amir S., Hafidi M., Bailly J.- R., Revel J.- C. 2003. Characterization of humic acids extracted from sewage sludge during composting and of their Sephadex gel fractions. *Agronomie* 23 : 269 - 275.
- Baize D., Courbe C., Suc O., Schwartz C., Tercé M., Bispo A., Sterckman T., Ciesielski H. 2006. Epanchages de boues d'épuration urbaines sur des terres agricoles : impacts sur la composition en éléments en traces des sols et des grains de blé tendre. *Courrier de l'environnement de l'INRA* 53 : 35 - 61.
- Bremner J. M. 1965. Nitrogen availability indexes. *Agronomy* 9 : 1324 - 1345.
- Clapp C. E., Hayes M. H., Ciavatta B. C. 2007. Organic wastes in soils : Biogeochemical and environmental aspects. *Soil Biology and Biochemistry* 39 : 1239 - 1243.
- Cofie O., Bradford A. A., Dreschel P. 2006. Recycling of urban organic wastes for urban agriculture *In* : V. R. Van (Eds.). *Cities farming for the future, Urban agriculture for sustainable cities*. RUAF Foundation, IDRC and IIRR : pp 209 - 242.
- De Bon H., Parrot L., Moustier P. 2010. Sustainable urban agriculture in developing countries. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 30 : 21 - 32.
- Delgado Arroyo M. d. M., Miralles de Imperial Hornedo R., Alonso Peralta F., Rodríguez Almestre C., Martín Sánchez J. V. 2014. Heavy metals concentration in soil, plant, earthworm and leachate from poultry manure applied to agricultural land. *Rev. Int. Contam. Ambie.* 30 : 43 - 50.
- Doelsch E., Basile Doelsch I., Bottero J. Y., Cazevielle P., Chevassus-Rosset C., Feder F., Garnier J. M., Gaudet J. P., Legros S., Levard C., Masion A., Moussard G., Rose J. et H. Saint Macary. 2011. Recyclage agricole des déchets organiques dans les sols tropicaux (île de La Réunion) : quel impact sur les transferts d'éléments traces métalliques ? *Étude et Gestion des Sols* 18 : 175 - 186.
- Doelsch E., Déroche B., Van de Kerchove V. 2006. Impact of sewage sludge spreading on heavy metal speciation in tropical soils (Reunion, Indian Ocean). *Chemosphere* 65 : 286 - 293.
- Doelsch E., Masion A., Moussard G., Chevassus-Rosset C., Wojciechowicz O. 2010. Impact of pig slurry and green waste compost application on heavy metal exchangeable fractions in tropical soils. *Geoderma* 155 : 390 - 400.
- Doelsch E., Moussard G., Macary H. S. 2008. Fractionation of tropical soilborne heavy metals - Comparison of two sequential extraction procedures. *Geoderma* 143 : 168 - 179.
- Doncaster C. P., Davey A. J. H. 2007. *Analysis of Variance and Covariance. How to Choose and Construct Models for the Life Sciences*. Cambridge University Press, Cambridge, 302 p.
- Ellis F., Sumberg J., 1998. Food production, urban areas and policy responses. *World Dev.* 26 : 213 - 225.
- Harmsen J., Rulkens W., Eijsackers H. J. P. 2005. Bioavailability : concept for understanding or tool for predicting ? *Land Contamination & Reclamation* 13 : 161 - 171.
- Hodomihou N. R., Feder F., Agbossou K. E., Masse D., Ndour-Badiane Y., Cazevielle P., Chevassus-Rosset C., Montes M., Marger J.-L., Doelsch E. 2013. Negative externalities of intensive use of organic wastes on two tropical soils in the context of urban agriculture in the region of Dakar, 15th International Conference RAMIRAN, Versailles : http://www.ramiran.net/doc13/Proceeding_2013/RAMIRAN/list%20of%20authors.html#H.
- IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006. *World Soil Resources Reports* N° 103, Rome.
- Jaja N., Mbila M., Codling E. E., Reddy S. S., Reddy C. K. 2013. Trace Metal Enrichment and Distribution in a Poultry Litter-amended Soil under different Tillage Practices. *The Open Agriculture Journal* 7 : 88 - 95.
- Jalali M., Arfania H. 2011. Distribution and fractionation of cadmium, copper, lead, nickel, and zinc in a calcareous sandy soil receiving municipal solid waste. *Environmental monitoring and assessment* 173, 241 - 250.
- Jensen L. D., Ledin A., H. T. Christensen. 1999. Speciation of heavy metals in landfill-leachate polluted groundwater. *Wat. Res.* 33 : 2642 - 2650.

- Kelleher B. P., Leahy J. J., Henihan A. M., O'Dwyer T. F., Sutton D., Leahy M. J. 2002. Advances in poultry litter disposal technology - a review. *Bioresource Technology* 83 : 27 - 36.
- Khan S., Cao Q., Chen B.-D., Zhu Y.- G. 2006. Humic Acids Increase the Phytoavailability of Cd and Pb to Wheat Plants Cultivated in Freshly Spiked, Contaminated Soil. *Journal of Soils and Sediments* 6 : 236 - 242.
- Kirkham M. B. 2006. Cadmium in plants on polluted soils : Effects of soil factors, hyperaccumulation, and amendments. *Geoderma* 137 : 19 - 32.
- Lal R., Follett R. F., Stewart B. A., Kimble . 2007. Soil carbon sequestration to mitigate climate change and advance food security. *Soil Science* 172 : 943 - 956.
- Maignien R. 1959. Les sols de la presqu'île du Cap Vert (Sénégal). Centre de pédologie de Hann Dakar, Office de la Recherche Scientifique et Technique Outre-Mer (ORSTOM), Dakar, Sénégal, 170 p.
- Masion A. M., Vilge-Ritter A., Rose J., Stone W. E. E., Teppen B. J., Danielle R., Bottero J. Y. 2000. Coagulation-Flocculation of Natural Organic Matter with Al Salts : Speciation and Structure of the Aggregates. *Environ. Sci. Technol.* 34 : 3242 - 3246.
- McBride M. B. 2003. Toxic metals in sewage sludge-amended soils: has promotion of beneficial use discounted the risks? *Advances in Environmental Research* 8 : 5 - 19.
- Moreno-Caselles J., Moral R., Perez-Murcia M., Perez-Espinosa A., Rufete B. 2002. Nutrient Value of Animal Manures in Front of Environmental Hazards. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 33 : 3023 - 3032.
- Moreno J. L., Hernandez T., Garcia C. 1999. Effects of a cadmium-contaminated sewage sludge compost on dynamics of organic matter and microbial activity in an arid soil. *Biol. Fertil. Soils* 28 : 230 - 237.
- Morera M. T., Echeverría J. C., Garrido J. J. 2001. Mobility of heavy metals in soils amended with sewage sludge. *Can. J. Soil Sci.* 81 : 405 - 414.
- Nicholson F. A., Smith S. R., Alloway B. J., Carlton-Smith C., Chambers B. J. 2003. An inventory of heavy metals inputs to agricultural soils in England and Wales. *Science of The Total Environment* 311 : 205 - 219.
- Novak J., Watts D., Stone K. C. 2004. Copper and zinc accumulation, profile distribution, and crop removal in coastal plain soils receiving long-term, intensive applications of swine manure. *Transaction of the ASAE* 47 : 1513 - 1522.
- Omeira N., Barbour E. K., Nehme P. A., Hamadeh S. K., Zurayk R., Bashourl. . 2006. Microbiological and chemical properties of litter from different chicken types and production systems. *Sci Total Environ* 367 : 156 - 162.
- Pansu M., Thuriès L., Larre-Larrouy M. C. and P. Bottner. 2003. Predicting N transformations from organic inputs in soil in relation to incubation time and biochemical composition. *Soil Biology & Biochemistry* 35 : 353 - 363.
- Pulleman M. and A. Tietema. 1999. Microbial C and N transformations during drying and rewetting of coniferous forest floor material. *Soil Biology & Biochemistry* 31 : 275 - 285.
- Sánchez-Martín M. J., García-Delgado M., Lorenzo L. F., Rodríguez-Cruz M. S. and M. Arienzo. 2007. Heavy metals in sewage sludge amended soils determined by sequential extractions as a function of incubation time of soils. *Geoderma* 142 : 262 - 273.
- Sauvé S., Norvell W., McBride M. B. and W. Hendershot. 2000. Speciation of cadmium in extracted soil solutions. *Environ. Sci. Technol.* 34 : 291 - 296.
- Sistani K. R., Brink G. E., McGowen S. L., Rowe D. E. and J. L. Oldham. 2003. Characterization of broiler cake and broiler litter, the by-products of two management practices. *Bioresource Technology* 90 : 27 - 32.
- Speir T. W., Van schaik A. P., Percival H. J., Close M. E. and L. Pang. 2003. Heavy metals in soil, plants and groundwater following high-rate sewage sludge application to land. *Water, Air, and Soil Pollution* 150 : 319 - 358.
- UN. 2012. World Urbanization Prospects - The 2011 Revision - Highlights. Department of Economic and Social Affairs Population Division, United Nations, New York, 50 p.
- Ure A. M., Davidson C. M. 2001. Chemical speciation in the environment. Wiley, 480 p.
- Usman A. R. A., Kuzyakov Y., Stahr K. 2004. Dynamics of organic C mineralization and the mobile fraction of heavy metals in a calcareous soil incubated with organic wastes. *Water, Air, and Soil Pollution* 158 : 401 - 418.
- Wang Y., Dou S., Zhang J. 2013. Studies on Dynamic Change of Humic Acid in Chicken

- Manure Composting. *In* : Xu J., Wu J., He Y. (Eds.). Functions of Natural Organic Matter in Changing Environment. Springer Netherlands : pp 147 - 152.
- Weng L., Temminghof E. J. M., Lofts S., Tipping E., Van Riemsdijk W. H. 2002. Complexation with dissolved organic matter and solubility control of heavy metals in a sandy soil. *Environ. Sci. Technol.* 36 : 4804 - 4810.
- Wong J. W. C., Li K. L., Zhou L. X., Selvam A. 2007. The sorption of Cd and Zn by different soils in the presence of dissolved organic matter from sludge. *Geoderma* 137 : 310 - 317.
- Zhang H., Davison W. 2006. Predicting metal uptake by plants using the DGT technique. *In* : I. Twardowska, H. E. Allen, M. M. Häggblom, S. Stefaniak (Eds.). Soil and Water Pollution Monitoring, Protection and Remediation. Springer Netherlands : pp 187 - 197.
- Zhang H., Davison W., Knight B., McGrath S. 1998. *In situ* measurements of solution concentrations and fluxes of trace metals in soils using DGT. *Environ. Sci. Technol.* 32 : 704 - 710.
- Zhang H., Lombi E., Smolders E., McGrath S. 2004. Kinetics of Zn Release in Soils and Prediction of Zn Concentration in Plants Using Diffusive Gradients in Thin Films. *Environ. Sci. Technol.* 38 : 3608 - 3613.
- Zhang H., Zhao F.-J., Sun B., Davison W., McGrath S. 2001. A new method to measure effective soil solution concentration predicts copper availability to plants. *Environ. Sci. Technol.* 35 : 2602 - 2607.