

## Variabilité des éléments chimiques du sol sableux du littoral amendé avec des sous-produits d'épuration des eaux usées à Sèmè-Podji au Sud-Bénin

E. Yèhouéno A. Pazou<sup>9</sup>, A. I. Toko<sup>9</sup> et J. Z. Houndantodé<sup>10</sup>

### Résumé

Au Bénin l'agriculture urbaine et périurbaine se pratique très largement sur sols sableux pauvres du littoral. La cherté des engrais chimiques amènent des maraîchers à utiliser des fertilisants organiques à base des ordures ménagères, des déchets domestiques et du compost issu des boues résiduelles enfouies. Le présent article étudiait la dynamique des éléments chimiques et le pH du sol amendé à partir des sous-produits d'épuration d'eaux usées. Le dispositif expérimental était un split-plot. Le compost (facteur principal) est épandu à 20 t.ha<sup>-1</sup> (T<sub>20</sub>), 40 t.ha<sup>-1</sup> (T<sub>40</sub>) et 80 t.ha<sup>-1</sup> (T<sub>80</sub>) contre 0 t.ha<sup>-1</sup> (T<sub>0</sub>) pour le témoin. L'effluent (facteur secondaire) est épandu à 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (L<sub>1</sub>) et 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (L<sub>2</sub>) contre 0 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (L<sub>0</sub>) pour le témoin. Le carbone est déterminé par la méthode de Walkey et Black, le phosphore par celle de Bray-I et l'azote par celle de Kjeldahl. Les bases échangeables et la capacité d'échange cationique sont déterminées par extraction. Le pH est mesuré au pH-mètre. Les résultats obtenus montraient que le ratio C/N compris entre 7,1 et 7,7 pour tous les échantillons analysés du sol amendé augmentait par rapport à celui du témoin. L'azote total passait de 0,053 à 0,132 % entre T<sub>0</sub>L<sub>0</sub> et T<sub>80</sub>L<sub>2</sub>. La somme des bases échangeables augmentait avec 2,08 meq/100 g pour T<sub>0</sub>L<sub>0</sub> contre 3,44 meq/100 g pour T<sub>20</sub>L<sub>0</sub> et 6,94 meq/100 g pour T<sub>80</sub>L<sub>2</sub>. La capacité d'échange cationique augmentait et passait de 2,30 à 3,30 meq/100 g de sol. Le phosphore assimilable passait de 14 ppm pour T<sub>0</sub>L<sub>0</sub> à 1.833 ppm pour T<sub>80</sub>L<sub>2</sub>. Le pH du sol traité dépassait celui du témoin. Les amendements issus des eaux usées peuvent jouer un rôle important dans l'enrichissement du sol. Cela augure d'une perspective radieuse pour les producteurs.

**Mots clés** : amendements organiques, propriétés physico-chimiques, Bénin.

### Abstract

#### Chemical elements variability of coastal sandy soil fertilized by products from purified wastewater at Sèmè-Podji in southern Benin

In Benin urban and periurban agriculture on coastal sandy soils is widespread. Because of the high cost of chemical fertilizers, producers are reverting more and more to the use of composts from tipped sewage sludge. This study aims to examine soil chemical elements dynamics and pH evolution into wastewater purification used as fertilizer. The experimental design was split plot. The compost (main factor) was spread by 20 t.ha<sup>-1</sup> (T<sub>20</sub>), 40 t.ha<sup>-1</sup> (T<sub>40</sub>) and 80 t.ha<sup>-1</sup> (T<sub>80</sub>). The effluent (second factor) was spread by 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (L<sub>1</sub>), 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (L<sub>2</sub>) but 0 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> (L<sub>0</sub>) for the control. The carbon was determined by Walkey and Black method, the phosphorus by Bray I method and the total nitrogen by Kjeldahl. Exchangeable bases and cationic exchangeable capacity were determined by extraction. The pH was measured by pH-meter. The results have shown that the C/N ratio level was between 7.1 and 7.7 for all analysed samples. Total nitrogen ranged from 0.053 to 0.132 %. Total cationic exchangeable was high (2.08 for T<sub>0</sub>L<sub>0</sub>; 3.44 meq/100 g for T<sub>20</sub>L<sub>0</sub>; 6.94 meq/100 g for T<sub>80</sub>L<sub>2</sub>). Cationic exchangeable capacity was high and ranged from 2.30 to 3.30 meq/100 g. Assimilated phosphorous ranged from 14 ppm for T<sub>0</sub>L<sub>0</sub> to 1,833 ppm for T<sub>80</sub>L<sub>2</sub>. Treated soil pH increased also. Wastewater makes soil richer in nutrients. This augurs glorious prospect for producers.

**Key words**: Organic amendments, physical-chemical properties, Benin.

### INTRODUCTION

Au Bénin, le secteur agricole est animé par plus de 550.000 exploitations (MAEP, 2002). L'un des déterminants du développement de la production agricole étant la bonne gestion de la fertilité des sols, les producteurs depuis plusieurs années ont jeté leur dévolu sur l'utilisation (parfois abusive) des engrais chimiques sur les spéculations de rente notamment le coton (Beauval et Raymond, 1995). Loin d'être une panacée, l'utilisation des engrais chimiques devrait tenir compte de nombreux paramètres : nature du sol, teneur en matière organique, existence d'alternatives, moyens financiers

<sup>9</sup> Ecole Polytechnique d'Abomey-Calavi, Département de Génie de l'Environnement, Laboratoire de recherche en Biologie appliquée (LARBA) 01 BP 2009 Cotonou Université d'Abomey-Calavi, E-mail : yehouenoue@yahoo.fr

<sup>10</sup> Institut National des Recherches Agricoles du Bénin, Centre de Recherches Agricoles d'Agonkanmey, Laboratoire des Sciences du Sol, Eaux et Environnement, E-mail : houndantode@yahoo.fr

disponibles, etc. Les sols du cordon littoral sont des sols pauvres et aptes pour les espèces forestières telles que le cocotier, l'eucalyptus, l'acacia (Volkoff, 1963, 1965, 1970).

De nos jours nous assistons à une expansion de la culture maraîchère sur ces sols sableux avec nécessité de faire des amendements. Du fait de la structure et de la texture de ces sols, les engrais organiques locaux y sont préférés pour réduire l'apport de ceux chimiques, qui sont facilement lessivés après la pluie. Ainsi, près de la station d'épuration de Sèmè-Podji, les producteurs tentent de manière empirique de relever le niveau de la fertilité des terres en recourant uniquement au compost issu des boues résiduaires enfouies sans aucune maîtrise de la dynamique des éléments chimiques et du pH du sol. Or nul doute que les sous-produits d'eaux usées traitées utilisés dans le milieu influent de manière significative sur les propriétés chimiques des sols sableux du littoral. Ainsi, il nous est paru opportun de s'intéresser aux processus d'évolution de quelques paramètres de la fertilité des sols sableux du littoral amendés par des apports d'éléments issus d'épuration des eaux usées.

**MATERIEL ET METHODES**

Le dispositif expérimental était un split-plot (Lecompt, 1965) de trois blocs, B<sub>0</sub>, B<sub>1</sub>, B<sub>2</sub>. Chaque bloc a été constitué de grandes parcelles correspondant aux traitements T<sub>0</sub>, T<sub>20</sub>, T<sub>40</sub>, T<sub>80</sub>, disposées de façon aléatoire. Chaque grande parcelle a été divisée en 3 sous-parcelles correspondant aux traitements L<sub>0</sub>, L<sub>1</sub> et L<sub>2</sub>. Chaque niveau de traitement était complètement randomisé. L'expérimentation s'était déroulée sur 4 x 3 x 3 = 36 parcelles élémentaires (figure 1). La principale culture installée sur les plate-bandes est l'amarante.

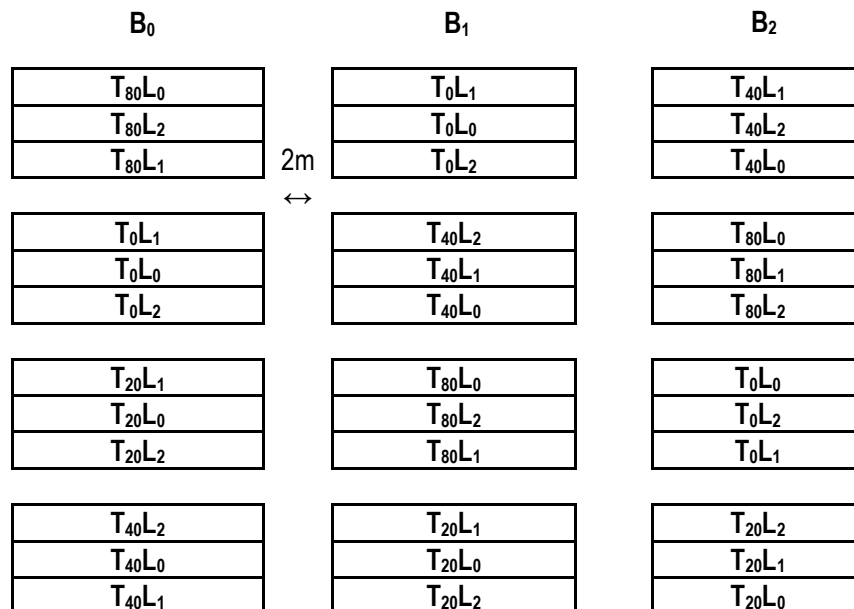


Figure 1. Dispositif expérimental

**Prélèvements**

Les échantillons de sol ont été prélevés sur une profondeur de 0 à 20 cm en 5 endroits qui correspondaient aux quatre angles de chaque planche et l'intersection des deux diagonales. Les échantillons de sol des répétitions de chaque traitement ont été mélangés en un seul échantillon composite. Les échantillons de sol ainsi traités ont été transportés au laboratoire pour analyses. Les 12 traitements se présentaient comme suit :

- T<sub>0</sub>L<sub>0</sub> = sans compost et sans effluent
- T<sub>0</sub>L<sub>1</sub> = sans compost + 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>0</sub>L<sub>2</sub> = sans compost + 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>20</sub>L<sub>0</sub> = 20 t.ha<sup>-1</sup> compost sans effluent
- T<sub>20</sub>L<sub>1</sub> = 20 t.ha<sup>-1</sup> compost + 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>20</sub>L<sub>2</sub> = 20 t.ha<sup>-1</sup> compost + 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>40</sub>L<sub>0</sub> = 40 t.ha<sup>-1</sup> compost, sans effluent
- T<sub>40</sub>L<sub>1</sub> = 40 t.ha<sup>-1</sup> compost + 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>40</sub>L<sub>2</sub> = 40 t.ha<sup>-1</sup> compost + 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>80</sub>L<sub>0</sub> = 80 t.ha<sup>-1</sup> compost, sans effluent
- T<sub>80</sub>L<sub>1</sub> = 80 t.ha<sup>-1</sup> compost + 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>80</sub>L<sub>2</sub> = 80 t.ha<sup>-1</sup> compost + 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent

### **Analyses de laboratoire**

Les échantillons étaient séchés à l'air ambiant puis tamisés à l'aide d'un tamis de maille de 2 mm de diamètre. Les éléments dosés ont été le phosphore (P), les bases échangeables (BE) et la capacité d'échange cationique (CEC). Le pH a été mesuré. Pour la détermination du carbone (C) et de l'azote (N), une partie de la terre fine a été broyée et tamisée à l'aide d'un tamis de maille de 0,2 mm de diamètre. Le Carbone (C) de la matière organique (MO) est oxydé par un mélange de bichromate de potassium  $[K_2CrO_7 (N)]$  et d'acide sulfurique  $[H_2SO_4 (N)]$ . L'excès de bichromate de potassium inutilisé dans la réaction, est ensuite dosé par le sel de MOHR en oxydoréduction. Le mélange est ensuite titré avec le sel de MOHR (N/2). La teneur en C est calculée par la formule :  $\% C = (10 - V) \times 0,39/p$ , avec : V : volume de sel de MOHR utilisé et P : la masse de sol prélevée.

Nous en avons déduit la teneur en matière organique (MO) par la formule :  $\% MO = \% C \times 1,724$ , avec : % C : teneur en carbone de la terre tamisée à 0,2 mm.

### **Dosage de l'azote fait par la méthode de KJELDAHL**

La teneur en N est calculée suivant la formule :  $\% N = 0,35 \times (V_1 - V_2)$ , avec :  $V_1$  : le volume de  $H_2SO_4$ , 0,01N utilisé pour la titration de l'échantillon et  $V_2$  : le volume de  $H_2SO_4$  0,01 N utilisé pour la titration du blanco.

### **Dosage de Phosphore fait par la méthode de BRAY-I**

Une masse de 2,5 g de chaque échantillon a été mise dans des godets à extraction. Nous y avons ajouté 25 ml de la solution de Bray. Nous avons agité le mélange pendant 10 minutes, puis avons filtré dans des fioles de 25 ml avec du papier filtre Whatman. Nous avons prélevé dans des tubes à essai 7 ml d'extrait de chaque échantillon auquel nous avons ajouté 1 ml de molybdate d'ammonium (N) et 2 ml d'acide ascorbique (N). Le mélange est porté au bain marie à 80 °C pendant 10 minutes. Nous avons laissé refroidir et avons fait la lecture au spectrophotomètre à une longueur d'onde de 660 nm.

### **Détermination des bases échangeables**

Nous avons prélevé 7 ml d'extrait de chaque échantillon auquel nous avons ajouté 1 ml d'acide ascorbique. Le mélange est porté au bain marie à 80 °C pendant 10 mn. Cette opération est suivie de la lecture au spectrophotomètre à une longueur d'onde 660 nm. Pour le dosage des ions  $Ca^{2+}$ , nous avons ajouté à la solution de base échangeable (S), 2 ml de KCN à 1 %, 5 ml de chlorhydrate de triéthanolamine (N), 12 ml de NaOH (2N) et 4 gouttes de calcéine. Le mélange obtenu est titré avec de l'EDTA (N/50). La teneur en  $Ca^{2+}$  échangeable est obtenue par la formule :  $Ca^{2+} = V_3 \times 5 \text{ méq}/100 \text{ g}$ , avec  $V_3$  : le volume d'EDTA utilisé pour la titration.

Pour déterminer la teneur totale en  $Ca^{2+}$  et  $Mg^{2+}$ , nous avons ajouté 2 ml de KCN à 1 % à 5 ml de chlorhydrate de triéthanolamine (N), 10 ml de solution tampon de pH=10 et 2 gouttes de noire érichrome. Cette solution finale est titrée avec de l'EDTA (N/50). La teneur en  $Mg^{2+}$  se fait par la formule :  $Mg^{2+} = (V_4 - V_3) \times 5 \text{ méq}/100 \text{ g}$ , avec :  $V_4$  : le volume d'EDTA utilisé dans la seconde titration et  $V_3$  : le volume d'EDTA utilisé pour la première titration.

### **Détermination de la capacité d'échange cationique (CEC)**

Les échantillons de sol restés après la centrifugation sont rincés 3 fois à l'alcool pour éliminer les traces d'acétate d'ammonium. Après le rinçage, nous y avons ajouté 10 ml de KCl (0,01 N) et le mélange laissé au repos pendant quelques minutes. Nous avons ajouté par la suite 25 ml de KCl puis avons agité pendant 15 mn. Le surnageant est transvasé dans des fioles. La lecture a été faite au spectrophotomètre à 660 nm. Pour une bonne lecture, les échantillons sont dilués au 1/10 et 1/50.

### **Détermination du pH**

A 20 g d'échantillon, nous avons ajouté 50 ml d'eau distillée, avons laissé au repos pendant 30 mn et avons fait la lecture à l'aide d'un pH-mètre 730 INOLAB.

## **RESULTATS**

Le pH est strictement compris entre 6,2 et 6,5 (tableau 1). Ainsi, la variation de l'acidité a été comprise dans un écart très étroit de 0,3 point par rapport au contrôle. Ceci a indiqué que les différentes doses d'amendements issus d'épuration des eaux usées n'ont pas apporté une amélioration significative à l'acidité du sol sableux. Nous avons constaté une très faible variabilité de l'acidité malgré les apports

massifs d'amendements. Cette acidité a accéléré un peu plus la minéralisation caractérisée par les faibles valeurs de C/N qui était inférieur à 8.

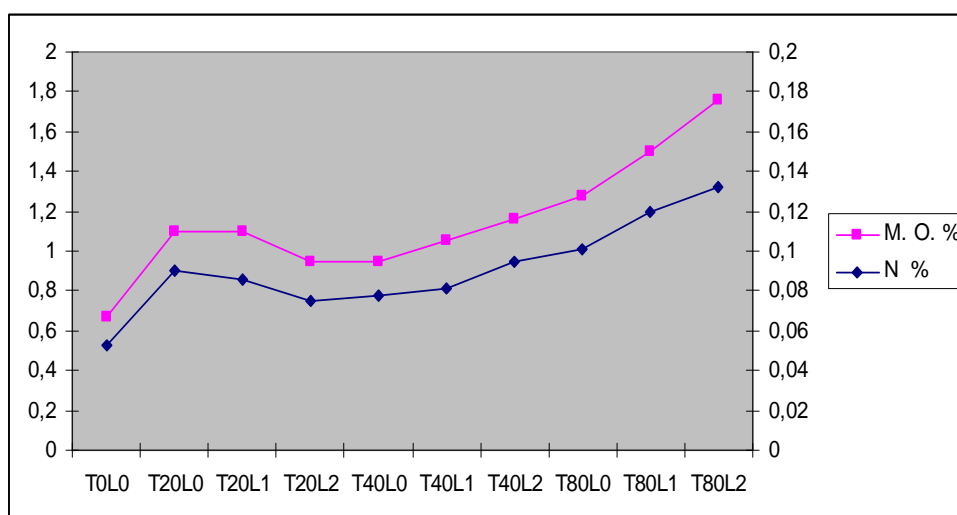
**Tableau 1. Teneurs des constituants chimiques et le pH du sol traité**

Paramètres	T <sub>0</sub> L <sub>0</sub>	T <sub>20</sub> L <sub>0</sub>	T <sub>20</sub> L <sub>1</sub>	T <sub>20</sub> L <sub>2</sub>	T <sub>40</sub> L <sub>0</sub>	T <sub>40</sub> L <sub>1</sub>	T <sub>40</sub> L <sub>2</sub>	T <sub>80</sub> L <sub>0</sub>	T <sub>80</sub> L <sub>1</sub>	T <sub>80</sub> L <sub>2</sub>
C %	0,39	0,55	0,55	0,64	0,64	0,61	0,67	0,74	0,87	<b>1,02</b>
N (%)	0,053	0,075	0,078	0,090	0,086	0,081	0,095	0,101	0,120	<b>0,132</b>
C/N	7,4	7,3	7,1	7,1	7,4	7,5	7,1	7,3	7,3	<b>7,7</b>
M. O. (%)	0,67	0,95	0,95	1,10	1,10	1,05	1,16	1,28	1,50	<b>1,76</b>
pH (1/2,5)	6,2	6,2	6,3	6,4	6,5	6,2	6,4	6,3	6,0	<b>6,4</b>
(BE) méq/100 g	2,08	3,52	4,69	3,75	3,44	4,46	6,68	5,24	6,47	<b>6,94</b>
CEC (T) méq/100 g	2,30	2,10	2,70	3,20	1,90	3,70	1,90	3,30	3,10	<b>3,30</b>
%V= BE/T *100	90,43	167,61	173,70	117,19	181,05	120,54	351,58	158,79	208,71	<b>210,30</b>
PBray- I ppm	14	123	372	218	245	456	335	894	1.036	<b>1.833</b>

- T<sub>0</sub>L<sub>0</sub> = sans compost et sans effluent
- T<sub>0</sub>L<sub>1</sub> = sans compost + 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>0</sub>L<sub>2</sub> = sans compost + 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>20</sub>L<sub>0</sub> = 20 t/ha compost sans effluent
- T<sub>20</sub>L<sub>1</sub> = 20 t/ha compost + 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>20</sub>L<sub>2</sub> = 20 t/ha compost + 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>40</sub>L<sub>0</sub> = 40 t.ha<sup>-1</sup> compost, sans effluent
- T<sub>40</sub>L<sub>1</sub> = 40 t.ha<sup>-1</sup> compost + 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>40</sub>L<sub>2</sub> = 40 t.ha<sup>-1</sup> compost + 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>80</sub>L<sub>0</sub> = 80 t.ha<sup>-1</sup> compost, sans effluent
- T<sub>80</sub>L<sub>1</sub> = 80 t.ha<sup>-1</sup> compost + 50 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent
- T<sub>80</sub>L<sub>2</sub> = 80 t.ha<sup>-1</sup> compost + 100 m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> effluent

### Corrélation entre la matière organique et l'azote

Malgré l'épandage des différentes doses de compost et d'effluent, la teneur en matière organique était restée strictement inférieure à 2 %, donc très faible en calculant la corrélation entre la matière organique et l'azote contenu dans les 20 premiers centimètres du sol (figure 1). Cependant, cette teneur subissait de légères variations lorsque nous avons augmenté les doses des amendements. Ainsi, au niveau des variables de T<sub>20</sub>, T<sub>40</sub> et T<sub>80</sub> les teneurs en matière organique étaient respectivement de 1,5 fois, 1,7 fois et environ 3 fois celle de T<sub>0</sub>L<sub>0</sub>. L'augmentation progressive à l'intérieur des grandes parcelles de la teneur en matière organique n'avait pas eu un impact significatif (p>0,05) sur la teneur en N qui ne dépassait pas 0,2 %, quels que soient les traitements (Figure1). La teneur en N dans T<sub>80</sub> est passée difficilement à presque 2 fois celle de T<sub>20</sub>.



**Figure 1. Corrélation entre la matière organique et l'azote**

### Corrélation entre les bases échangeables et la capacité d'échange cationique

C'est seulement au niveau de T<sub>0</sub>L<sub>0</sub> que la teneur des bases échangeables était inférieure à celle de la capacité d'échange cationique (figure 2). Toutes les autres valeurs des teneurs en bases échangeables étaient supérieures à celles de la capacité d'échange cationique. Toutefois, à l'intérieur

des traitements  $T_{20}$ ,  $T_{40}$  et  $T_{80}$  les teneurs ont varié de 1,6 fois, 1,8 fois à plus de 3 fois celle de  $T_0L_0$ . La capacité d'échange cationique n'a pas tellement évolué en relation avec l'augmentation des doses des sous-produits utilisés pour l'expérimentation. Il s'ensuivait l'enrichissement logique des 20 premiers centimètres en bases échangeables. En dehors de  $T_0L_0$  où la valeur de V était inférieure à 100 %, toutes les autres ont fait au moins environ 120 à plus de 220 %. Les amendements consécutifs à l'apport des sous-produits des eaux usées étaient ainsi responsables de l'enrichissement important en bases échangeables (Figure 2). Par conséquent, dans les 20 premiers cm, seul le sol de  $T_0L_0$  a présenté les caractéristiques d'un sol très légèrement lessivé. Le sol des autres traitements a été très enrichi en bases échangeables (Figure 2).

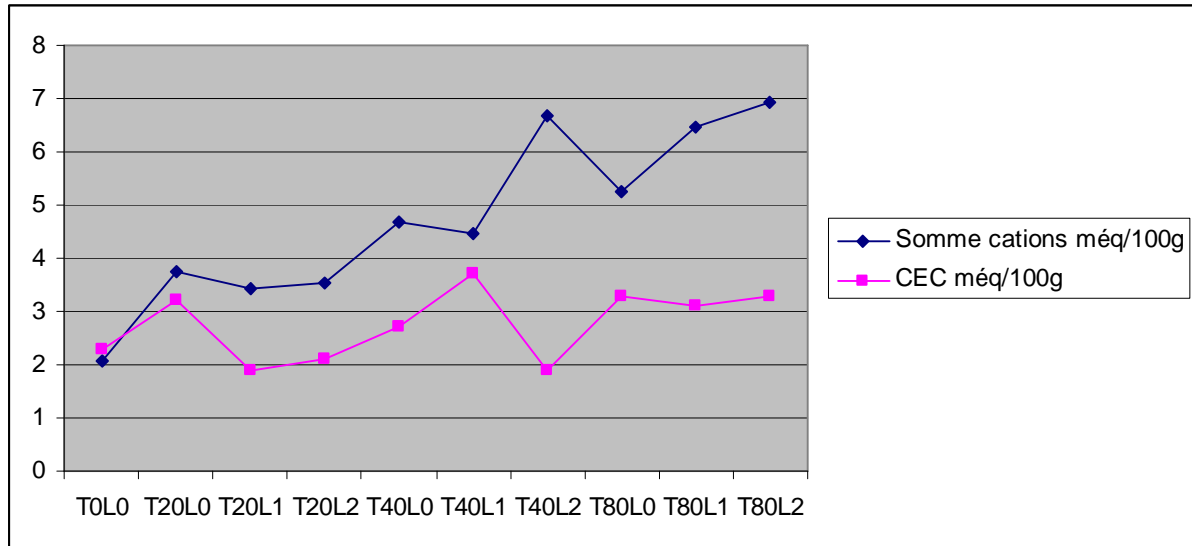


Figure 2. Evolution de bases échangeables et de capacité d'échange cationique avec les traitements

### Variabilité de la teneur en phosphore selon les différents traitements

La valeur normale de la teneur en P était de 14 ppm. Le taux de phosphore en  $T_{20}L_0$  était 8 fois supérieur à la valeur normale et 130 fois supérieur dans le traitement  $T_{80}L_2$  (figure 3). A l'intérieur des grandes parcelles (T) les teneurs en P ont toujours augmenté (figure 3).

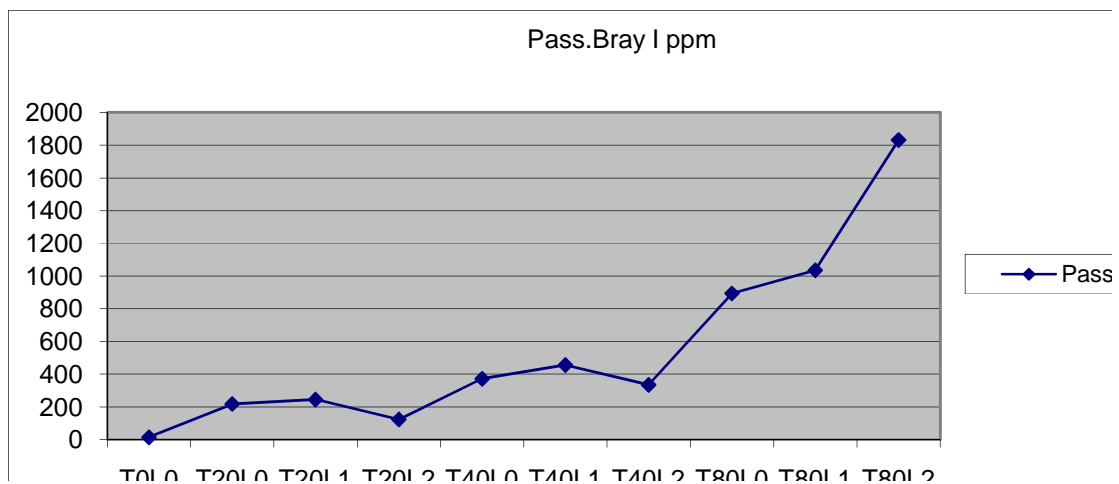


Figure 3. Teneur en phosphore par traitement

## DISCUSSION

Les valeurs du pH notées se situent entre 6,5 et 7,5. Elles sont proches de l'optimum pour un bon sol (Baize, 1988). Avec cet optimum, nous avons une bonne assimilabilité des principaux éléments fertilisants et des oligo-éléments. La constance observée en ce qui concerne l'acidité du sol traité avec les amendements issus des eaux usées de Cotonou au Bénin ne s'apparente pas aux résultats

obtenus par Bezerra *et al.* (2006) au Brésil. Dans leurs travaux, ces auteurs ont conclu à une diminution du pH du sol traité consécutivement à l'augmentation des doses de compost des boues résiduelles d'épuration ayant une forte teneur en matière organique (40 %) et une acidité légèrement forte (pH = 5,8). Dans la présente expérimentation, la teneur en matière organique atteint difficilement 1,76 % avec à l'apport de la combinaison des plus grandes doses d'amendement ( $T_{80L_2}$ ). Malgré l'apport (de 20 à 80 t.ha<sup>-1</sup> de compost et 50 à 100 par m<sup>3</sup>.ha<sup>-1</sup> d'effluent), l'enrichissement en matière organique ne dépasse guère le seuil pour les sols moyennement pauvres (An, 1976 ; Mallouhi, 1997). Par ailleurs, l'écart de la teneur en matière organique (MO) entre le témoin et le traitement le plus élevé est trop faible avec une variation  $\Delta MO\% = 1,09$  contre  $\Delta MO\% = 11$  dans les résultats de Berza (2006). La texture sableuse du sol, le mode de compostage (boue résiduelle enfouie dans le sol et extraite après 6 à 12 mois) en œuvre à la station d'épuration de la société SIBEAU et le lessivage excessif du sol contribuent à l'appauvrissement en matière organique. Un bon sol en région tropicale présente 2 à 3,5 % de matière organique (An, 1976). Les résultats de la présente recherche montrent que le sol amendé avec les sous-produits des eaux usées présente une teneur en matière organique inférieure à la norme. Ce qui signifie que les doses d'amendements apportés sont insuffisantes pour donner au sol une forte richesse en matière organique.

Un autre facteur de pauvreté des engrais organiques est lié à leur mode de transformation. Le compost séché et chauffé à l'air à 180 °C présente un niveau de minéralisation insignifiant sur sol sableux car la libération des éléments nutritifs notamment de l'azote dépend de son état de traitement lors de l'épandage (Moritsuka *et al.*, 2006). Par contre tous les autres traitements tels que le compost séché à 120 °C, compost chauffé et séché à 120 et 180 °C présentent des concentrations en azote minéral qui augmentent au fil des jours jusqu'à atteindre 400-600 mg.l<sup>-1</sup> sur sol sableux. Nous comprenons alors pourquoi les teneurs en nutriments comme C et N sont restés très faibles après 3 semaines d'arrosage des parcelles d'expérimentation à Sèmè-Podji. Ce faible niveau de concentration des éléments nutritifs s'explique aussi par le faible niveau de minéralisation indiqué par le ratio C/N inférieur à 8. En effet, pour un bon sol, la valeur de C/N doit se trouver dans la plage de 10-15 (Baize, 1988). Ces faibles teneurs s'expliquent également par le caractère très labile de ces éléments (Hodomihou, 2004).

Les teneurs en P sont de 8 à 130 fois supérieures à la valeur normale de 14 ppm qu'exige une plante pour sa croissance. Ce qui signifie que le compost et l'effluent utilisés comme amendements sont riches en P étant entendu qu'il est le deuxième macroélément indispensable à la nutrition des plantes. D'ailleurs, un sol qui présente une teneur en P assimilable supérieure à 20 ppm n'a plus de déficience pour la croissance des plantes (Igué, 2003). Les résultats de nos travaux montrent que la teneur en P assimilable est faible pour  $T_0L_0$  (14 ppm) mais les teneurs en P sont très élevées entre  $T_{20L_0}$  (123 ppm) et  $T_{80L_2}$  (1.833 ppm). Ce qui montre la richesse des amendements en cet élément. Lorsque la teneur en P assimilable sur les sols légers est inférieure 100 ppm, un besoin impérieux en engrais phosphaté est nécessaire (Mallouhi, 1997). Par contre lorsque la teneur en P est supérieure à 300 ppm, le besoin en engrais phosphaté est nul parce que la réserve est importante (Mallouhi, 1997). Signalons que les teneurs en P assimilable des sols traités sont très diversifiées à cause de la richesse en P des amendements utilisés. Les écarts obtenus entre les sols traités avec les mêmes doses de compost et des doses différentes d'effluent expliquent ainsi la richesse des effluents en P. Avec les teneurs très élevées du sol en P, l'apport d'engrais chimique phosphaté n'est plus nécessaire. Tous ces résultats confirment la richesse des amendements issus des boues résiduelles de la SIBEAU. Même à une faible dose sans effluent de 20t. ha<sup>-1</sup> de compost, nous pouvons nous passer d'un complément en fertilisant phosphorique.

Les teneurs en bases échangeables sont inférieures à celles de la capacité d'échange cationique en  $T_0L_0$ . Pour tous les traitements, les teneurs en bases échangeables sont supérieures à celles de la capacité d'échange cationique. Les résultats de la présente étude comparés à ceux obtenus par Igué (2003), Bezerra *et al.* (2006) et Moritsuka *et al.* (2006) révèlent une corrélation entre les teneurs en matière organique, en bases échangeables, en capacité d'échange cationique et en P pour chaque niveau de fumure d'une part et par la variation des doses de fumure d'autre part. L'apport d'amendement riche en bases échangeables renverse facilement le taux de saturation en bases échangeables/capacité d'échange cationique (BE/CEC) qui est toujours supérieur à 100 %.

Un sol est très fortement lessivé lorsque le taux de saturation est compris entre 0 et 15 %, fortement lessivé entre 15 et 30 %, modérément lessivé entre 30 et 50 %, légèrement lessivé entre 50 et 70 % et très faiblement lessivé entre 70 et 100 % (An, 1976). Avec nos résultats, le taux de saturation obtenu pour  $T_0L_0$ , montre que le sol est faiblement lessivé. Les valeurs élevées de ce taux obtenu après l'apport d'amendements témoignent de la présence d'une grande quantité d'éléments nutritifs

libres dans le sol. Ceci nous permet de dire que le sol a évolué de son régime de légèrement lessivé à très faiblement lessivé ou non lessivé.

## **CONCLUSION**

Les sous-produits des eaux usées traitées à la station d'épuration SIBEAU de Sèmè au Sud-Bénin sont riches en éléments nutritifs pour les cultures. Nous pouvons citer par exemple le phosphore qui se trouve en quantité suffisante pour les cultures maraîchères et l'apport d'engrais chimique phosphaté n'est plus nécessaire. L'apport des amendements issus des eaux usées traitées conduit à un faible lessivage des éléments nutritifs du sol sableux. Ce qui représente un avantage agronomique significatif pour la nutrition des plantes. Nos présents résultats contribueront à mieux formuler les engrais minéraux indispensables aux producteurs qui utilisent les sous-produits des eaux usées comme amendement. Pour une valorisation des sous-produits des eaux usées traitées, il faut s'assurer de leur qualité sanitaire, de leur effet sur les ressources en eau et sur les plantes cultivées.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

- An, T.V., 1976 : Quelques méthodes d'analyse des sols, Laboratoire des Sciences du Sol et de l'eau, Institut National des recherches Agricoles du Bénin, Agonkanmey, Bénin. 3 p.
- Baize, D., 1988 : Guide des analyses courantes en pédologie. INRA, Paris, France 173 p.
- Beauval, V., G. Raymond, 1995 : *Le coton au Bénin en 1995 : Situation actuelle et projection à l'horizon 2000 de la production de coton-graine*. Ministère du Développement Rural, Cotonou, Bénin. 55 p.
- Bezerra, B. F., M. A d'Olivera, D. V Perez, A.G. Andrade, A. Meneguellin, 2006: Lodo de esgoto em revegetação de area degradada. *Pesq.agropesc.bras.* 41 (3): 469-476.
- Hodomihou, N. R., 2004 : Contribution à l'étude des possibilités de restauration de la fertilité de la terre de barre dégradée : Effets des ressources organiques locales sur la production du maïs sur le plateau d'Abomey. Mémoire DIT (Diplôme d'Ingénieur Technique), EPAC, UAC, 91 p.
- Igue, A. M., 2003 : Fertilité des terres à Adingnigon (Commune d'Agbangnizoun). In: *Actes de l'Atelier scientifique National Programme Régional Sud-Centre du Bénin des 10-12 décembre 2003*, pp.246-252.
- Lecompt, M., 1965 : Les bases de l'expérimentation : Les modes de calcul statistique. SIPEA, Paris, France, 90 p.
- Mallouhi, N., 1997 : Interprétations des analyses du sol et principales caractéristiques de certaines substances organiques et du compost. PAFPA, FSA, UNB. 20 p.
- MAEP (Ministère de l'Agriculture, de l'Elevage et de la Pêche), 2002 : Stratégie de relance du secteur agricole. MAEP, Cotonou, Bénin. 60 p.
- Moritsuka N., K. Matsuoka, Sh. Matsumoto, T. Masunaga, K. Matsui, T. Wakatsuki, 2006: Effects of application of heated sewage sludge on soil nutrient. *Japanese Society of Soil Science and plant Nutrition*, 52: 528-539.
- Volkoff, B., 1963 : Etude des sols de la zone littorale de Guézin-Ouidah. ORSTOM Cotonou Dahomey. Etude 6. 109 p.
- Volkoff, B., 1965 : Les sols de la région littorale du Dahomey. Notice explicative de la carte de reconnaissance au 1/50.000. Ouidah et Porto-Novo. ORSTOM, Cotonou, Dahomey. Etude 78, 23 p.
- Volkoff, B., 1970 : Carte pédologique de reconnaissance au 1 : 200.000. Feuille Porto-Novo (sédimentaire) (sud). ORSTOM. Cotonou, Dahomey Etude 90, 80 p.