

Effet des eaux usées de la ville de Settat sur la charge métallique des sols agricoles

[Settat Sewage Sludge Effects on Metal Load In Agriculture Soils]

Doha BARRANI and Abdelhamid BOUZIDI

Laboratoire de Sciences de l'Environnement et du Développement (SED),
Faculté des Sciences et Techniques, Université Hassan 1er, BP 577 – Settat, Maroc

Copyright © 2015 ISSR Journals. This is an open access article distributed under the *Creative Commons Attribution License*, which permits unrestricted use, distribution, and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

ABSTRACT: The present work contribute to the study of the impact of the use of wastewater in irrigation of agricultural soils. The main objective is to diagnose the state of metal pollution of soils. The obtained results from the physico-chemical analysis on samples selected along the wadi Boumoussa (natural drain wastewater from the city of Settat) emphasize that these soils are sandy loam with a slightly basic pH, the electrical conductivity parameter expressing the ionic charge, varies between 1100 μ S/cm 1500 μ S/cm which refer these soils in class 0 (unsalted ground) and the organics values are between 2% and 3.5%. These values classify our soil as organic matter moyennent provided. While their cation exchange capacity (CEC) is very high. The studied soils are rich in phosphorus ($P_2O_5 > 5$) and nitrate ($NO_3^- > 30$ ppm). Assessed values of exchangeable cations is; calcium (CaO <2991.1 ppm), magnesium (MgO <2995.1 ppm), and potassium ($K_2O > 500$ ppm). The analysis of heavy metals showed remarkable concentrations of Pb (26.37 ppm) and Zn (22.37 ppm) with a high pollution index (PLI > 2).

KEYWORDS: Morocco, Chaouia Ourdigha, Settat, sewage sludge, soil, heavy metals.

RÉSUMÉ: Ce travail porte sur une étude de l'impact de l'utilisation des eaux usées dans l'irrigation des sols agricoles. L'objectif principal est de diagnostiquer l'état de pollution métallique de ces sols. Les résultats obtenus sur les échantillons sélectionnés le long de l'oued Boumoussa, (drain naturel des eaux usées de la ville de Settat) se rapportant aux éléments physico-chimiques suivis font ressortir que ces sols sont sablo limoneux avec un pH légèrement basique. La conductivité électrique, paramètre exprimant la charge ionique, varie entre 1100 μ S/cm à 1500 μ S/cm ce qui classe ces sols dans la classe 0 (sol non salé). Les valeurs des matières organiques se situent entre 2% et 3,5%. Ces valeurs classent nos sols dans comme étant moyennent pourvus en matière organique. Tandis que leur capacité d'échange cationique (CEC) est très élevée. Les sols étudiés sont riches en phosphore ($P_2O_5 > 5$) et en nitrates ($NO_3^- > 30$ ppm). Les valeurs évaluées des cations échangeables est ; le calcium (CaO < 2991,1 ppm), le magnésium (MgO < 2995,1 ppm), et le potassium ($K_2O > 500$ ppm). L'analyse des métaux lourds a révélé des concentrations remarquables en Pb (26,37ppm) et en Zn (22,37ppm) avec un indice de pollution élevée (PLI > 2).

MOTS-CLEFS: Maroc, Chaouia Ouardigha, eaux usées, Settat, sols agricoles, éléments traces métalliques.

1 INTRODUCTION

Le sol est un compartiment complexe, un carrefour multifonctionnel, en relation avec la lithosphère, l'hydrosphère, l'atmosphère et la biosphère. Il est le résultat de l'altération, du remaniement et de l'organisation des couches supérieures de la croûte terrestre sous des actions intrinsèques et/ou extrinsèques [1], [2].

Les sols agricoles constituent une source de denrées alimentaires, de biomasse et de matières premières, sont besoin plus d'eaux, et à des éléments minéraux pour le développement des plantes afin d'obtenir le meilleur rendement. En fait, l'agriculture consomme plus 70 % des ressources en eaux notamment dans les pays arabes [3].

Au Maroc, dans la région de Settat où prédomine le climat aride, la pluviométrie demeure faible et ne suffisent plus les besoins en eau donc, il est normal de se tourner vers des ressources d'eau non conventionnelles pour satisfaire l'accroissement de la demande telles que les eaux usées.

Les eaux usées générées par l'activité industrielles sont utilisées dans l'irrigation des terrains agricoles, contiennent des éléments nutritifs, notamment en azote, potassium et phosphore, permet de diminuer les frais de fertilisation des sols. Cependant, cette ressource constitue une valeur hydrique et un potentiel d'apport de matières fertilisantes, malheureusement elle peut être également une source de pollution [4], [5], [6]. Son contenu en éléments traces métalliques peuvent présenter un risque sur les cultures et finalement sur les consommateurs [7], [8].

Le problème des sols contaminés est aujourd'hui très préoccupant dans notre pays. Les métaux lourds tels que le plomb, et le zinc, ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent dans l'environnement pendant de longues durées. Ainsi, le degré de pollution d'un sol en ETM dépend de sa capacité de rétention principalement liée à ses propriétés physico-chimiques (minéralogie, texture, taux de matière organique, pH...) [9], [10].

De nombreuses études ont montré que le pH est un facteur particulièrement important dans l'adsorption et l'immobilisation des métaux lourds par les sols [11], [12], [13], [14], [15]. La matière organique a des fonctions nutritives d'approvisionnement du sol en N, et en P, et joue un grand rôle dans la rétention des cations et les contaminants organiques. De nombreuses études ont trouvé que les ETM s'accumulent au niveau de la surface organique des sols agricoles [16], [17], [18], [19], [20].

Dans le présent travail nous avons déterminé la fraction disponible en ETM ; le Pb, et le Zn, au niveau des sols des sols agricoles de la région de Settat, en relation avec des paramètres physico-chimiques du sol.

Dans un travail précédent qui s'intéresse à étudier le transfert des éventuels polluants métalliques des eaux usées aux différents organes de maïs [21]. Notre étude est en total complémentarité avec cette étude, nous nous envisageons d'étudier le transfert des polluants métalliques des eaux usées vers les lombrics.

2 MATERIEL ET METHODES

2.1 ZONE D'ETUDE

L'expérimentation a été menée dans une exploitation agricole située dans la région de Settat (Figure 1). C'est une région à vocation agricole, appartenant à la plaine de la Chaouia.

Dans son cadre géologique, le site d'étude appartient à une grande unité géologique, dans une cuvette d'âge cénozanien. Il est caractérisé par une dominance des formations marno-calcaire d'âge crétacé moyen et supérieur et des formations quaternaires constituées de limon dont la richesse en galets diminue en s'éloignant de Settat.

De point de vue pédologique, l'ensemble de la région est pratiquement recouverte de sols iso-humiques. La structure du sol est caractérisée par une dominance du sol Tirs qui représente 84%, tandis que les terres « le Biad » (calcaires) constituent 5.1 %, les Harch représentent 5.3 % et les Rmel (sablonneuses) occupent 5.6 %. Les terres agricoles (SAU) dans la zone est de 14 615 hectares (79% de la superficie totale de la commune, RGA 1996) dont 12,1% sont occupés par des cultures irriguées.

Le climat est semi-aride à hiver tempéré la température maximale moyenne est de 35°C. Dans la région, le total annuel des précipitations est variable d'une année à l'autre mais il tombe en moyenne aux alentours de 350 mm. Le cumul pluviométrique moyen annuel sur la période de 1997 à 2004 est de 346,7mm.



Fig.1. Situation géographique de zone d'étude

★ Site de l'étude

2.2 ECHANTILLONNAGE

Pour ce travail, l'échantillonnage a été réalisé en printemps 2013, à partir de deux terrains ; i) un terrain agricole (1) tout près de l'oued Boumoussa, situé dans la région de Sidi El Aïdi, à 7 km de la ville de Settati, ii) un terrain témoin (2) proche de la ville de Berrechid, à 29.85 km de la ville de Settati.

Deux types de prélèvement de sols ont été effectués dans les différentes parcelles sélectionnées (témoins et irriguées) à l'aide d'une tarière hélicoïdale, à quatre niveaux de profondeurs : 0 – 20 cm, 20 – 40 cm, 40-60cm, et 60-80cm. Les échantillons ont été transportés dans des sachets de plastique fermé au laboratoire. Ces échantillons ont été séchés à 40°C pendant trois jours, écrasés au mortier en porcelaine, tamisés en deux étapes à 2 mm et dans une colonne de tamisage entre de 2mm et inférieur à 40 µm, afin de déterminer la texture des sols étudiés, et en dernière étape ces échantillons ont été ensachés pour des différentes analyses (Figure 2).



Fig. 2. Les différentes étapes de préparation des échantillons

2.3 METHODE D'ANALYSE PHYSICO-CHIMIQUE

Méthode d'analyses	référence
pH	La méthode de MCKEAGUE [22] et La méthode de MCLEAN [23] la norme AFNOR [24]
La conductivité électrique (CE)	La méthode de RICHARDS [25]
La matière organique (MO)	La méthode de WALKLET et BLACK [26] FAO [27]
La capacité d'échange cationique (CEC)	La méthode de RHOADES et POLEMIO [28] FAO [29]
Les Nitrates (NO ³⁻)	La méthode de HADJIDEMETRIOU [30] La méthode de SIMS et JACKSON [31]
Le Phosphore	La méthode d'OSLEN [32]
Le calcaire actif	La méthode de DROUINEAU [33]
Les cations échangeables	La méthode de RICHARDS [25]
La texture	Appareil de tamisage Retsch AS200

2.4 METHODE D'ANALYSE DES METAUX LOURDS

La détermination des métaux lourds est réalisée par la méthode L'ICP-AES au Centre National de la Recherche Scientifique et Technique (Rabat), division des Unités d'Appui Technique à la Recherche Scientifique (UATRS). Le laboratoire d'analyses utilise des standards (précis de 1000 ppm de Jobin Yvon) certifiés ISO 9001.

La concentration d'un métal dans le sol représente l'ensemble de ces composés chimique. Le degré de la pollution des métaux lourds dans les sols irrigué par les eaux usées est évalué et comparé à travers l'indice de la charge de pollution (Pollution Load Index (PLI) [34], [35]. Cet indice est basé sur les valeurs des facteurs de concentration des différents polluants dans le sol. Le facteur de concentration (CF_i) est le ratio obtenu en divisant la concentration de chaque métal dans le sol par la valeur du fond géochimique (concentration naturelle du métal dans le sol). Cette dernière a été assimilée dans notre étude à la concentration moyenne du métal lourd dans les sols témoins. Pour chaque site échantillonné, l'indice de la charge de pollution (PLI) peut être calculé comme la racine nième du produit de n facteurs de concentrations. L'indice de charge de pollution (PLI) supérieur à 1 symbolise une pollution.

$$PLI = n \sqrt{CF_i \times CF_j \times \dots \dots \times CF_n}$$

Avec

$$CF_i = \frac{\text{Fond géochimique du métal } i}{\text{Concentration du métal } i}$$

3 RESULTATS ET DISCUSSIONS

3.1 PARAMETRE PHYSICO-CHIMIQUE

3.1.1 PH (EAU)

Le pH (eau) : solution préparé à partir du sol dilué dans l'eau distillé est un paramètre physico-chimique du sol très important. Les pH (eau) des sols étudiés enregistre des valeurs comprises entre $8 < \text{pH (eau)} < 8,75$ caractéristiques des sols fortement basiques (calcaires). Ce paramètre augmente significativement vers les profondeurs du sol (60-80cm) (Figure3). Ces résultats obtenus corroborent l'ensemble des données rapportés par d'autre étude [21], qui a enregistré des faibles valeurs de pH en surface par rapport à des niveaux plus profonds au-delà de (60-80cm).

De nombreuses études ont montré que le pH est un facteur de première importance dans l'adsorption et l'immobilisation des métaux lourds par les sols [11], [12], [13], [14], [15]. L'abaissement du pH favorise la mobilité des ETM. Inversement, l'augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation de composés insolubles ou accroissement de la capacité d'échange cationique.

L'analyse statistique montre une élévation significative du pH (eau) suite à l'irrigation par les eaux usées. Cette élévation du pH dans les sols irrigués par les eaux usées, peut réduire la disponibilité des cations métalliques dans ces sols.

3.1.2 PH (KCl)

Le pH (KCl) : solution préparé à partir du sol dilué dans l'eau distillé on ajoutant la poudre de KCl symbolise le pH potentiel du sol, il est plus faible que le pH (eau) à cause de la libération dans l'eau des ions H^+ et Al^{3+} préalablement adsorbé sur le complexe adsorbant du sol. Les valeurs du pH (KCl) sont élevées dans les sols irrigués par les eaux usées que dans les sols témoins. Les sols irrigués par les eaux usées sont donc potentiellement moins alcalins que les sols témoins (Figure 4).

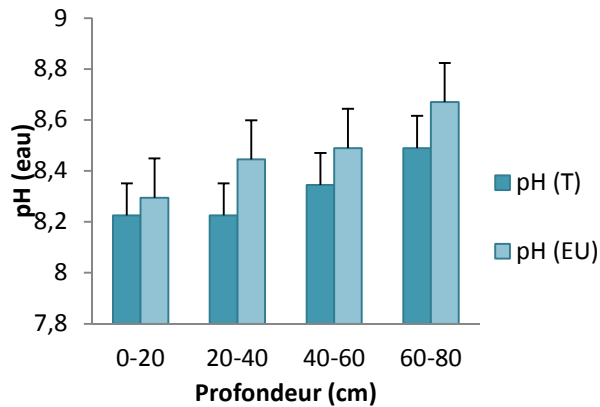


Fig.3. le pH (eau) dans les sols étudiés en fonction de la profondeur
T: Témoin, EU: Eaux usées

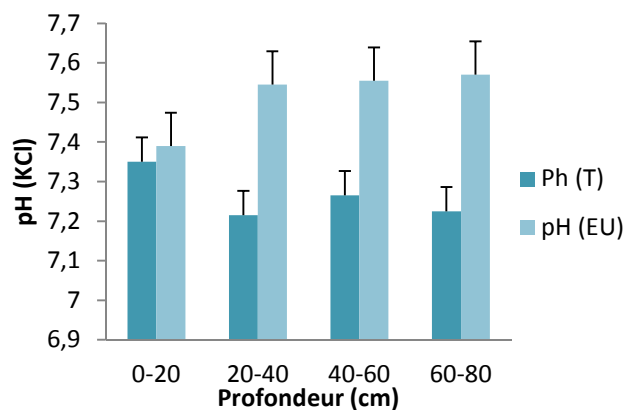


Fig.4. le pH (KCl) dans les sols étudiés en fonction de la profondeur
T: Témoin, EU: Eaux usées

3.1.3 LA CONDUCTIVITÉ ÉLECTRIQUE

La salinité des sols est représentée par la concentration des sels minéraux dans le sol, une mesure importante qui affecte la capacité des sols à supporter certaine culture et leur potentiel de production. Les valeurs de la conductivité électrique (CE) sont comprises entre $1,1 < CE < 1,5$ mmhos/cm indicateur de la fertilité des sols. Les terrains témoins possèdent une CE plus supérieure à celle des terrains irrigués par les eaux usées. Ces résultats peuvent être expliqués par les pratiques de fertilisation et l'apport des composés minéraux (Figure 5).

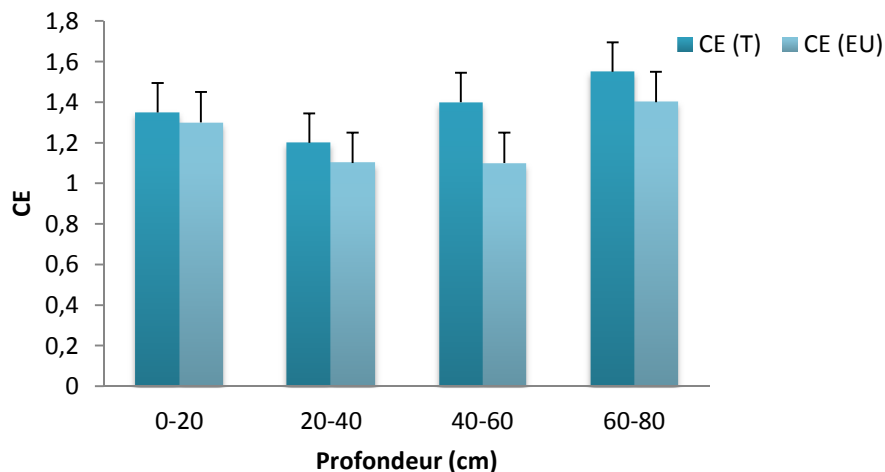


Fig.5. La teneur en CE dans les sols étudiés en fonction de la profondeur
T: Témoin, EU: Eaux usées

3.1.4 LA MATIÈRE ORGANIQUE

La matière organique (MO) a un effet majeur sur les agrégats du sol, la transformation des éléments nutritifs et leurs disponibilités, et la rétention de l'eau.

Nos résultats obtenus ont montré que les sols irrigués par les eaux usées présentent une teneur en MO ($2 < MO < 3,5 \%$) comparable à celle trouvée dans les sols témoins. Cette présence de la MO pourrait être expliquée par l'usage déchets d'élevage par les agriculteurs (Figure 6).

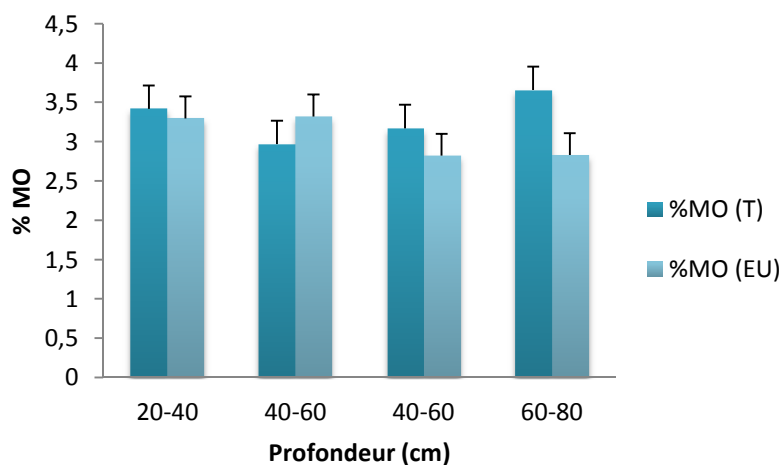


Fig.6. La teneur en matière organique dans les sols étudiés en fonction de la profondeur
T: Témoin, EU: Eaux usées

3.1.5 LA CAPACITÉ D'ÉCHANGE CATIONIQUE

Les valeurs de la capacité d'échange cationique (CEC) des terrains témoins sont élevées par rapport aux terrains irrigués par les eaux usées. Donc les terrains témoins possèdent un meilleur pouvoir adsorbant des cations métalliques. Les valeurs de la CEC sont supérieures à 25 donc les CEC sont très élevés (Figure 7).

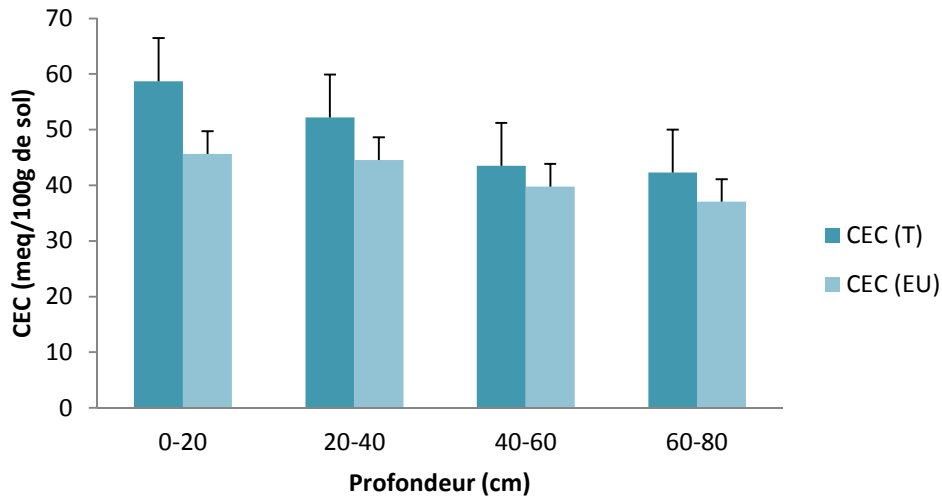


Fig.7. La capacité d'échange cationique dans les sols étudiés selon les profondeurs.
T : Témoin, EU : Eaux usées

3.1.6 CALCAIRE ACTIF ET CATIONS ECHANGEABLE

Le carbonate soit sous forme calcium ou magnésium ou les deux à la fois, se trouvent dans le sol suite aux transformations ou à la décomposition de la roche mère. La plupart des sols des régions semi-arides et arides sont de nature calcaire.

L'analyse statistique montre que les terrains témoins présentent des teneurs en calcaire actif plus importantes par rapport les terrains irrigués par les eaux usées (Figure 8). L'importance des teneurs du calcium et magnésium est la résultante de la nature calcaire des sols étudiés.

La concentration du potassium dans les échantillons extraits des terrains irrigués par les eaux usées est supérieure à celle évalué dans le sol témoin. La référence [36] présente une étude effectuée sur les eaux usées de la ville de Settat a démontré que ces concentrations diminuent graduellement en fonction des profondeurs (Figure 9), et qui a mis en évidence également la présence de forte concentration en potassium variant de 289,9mg/l à 356,06mg/l. Les teneurs en calcium, et magnésium dosés dans la parcelle irriguée par les eaux usées, s'est révélé moins importantes par rapport à la parcelle témoin (Figures 10 et 11).

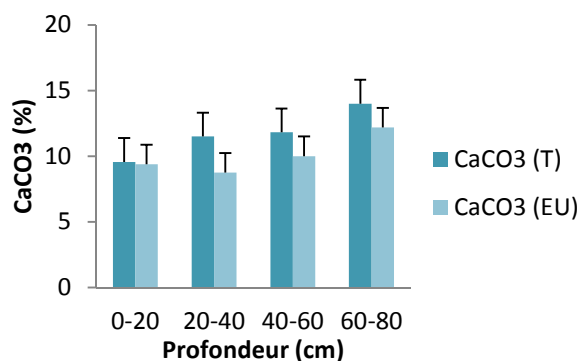


Fig.8. La teneur en calcaire actif dans les sols étudiés
T : Témoin, EU : Eaux usées

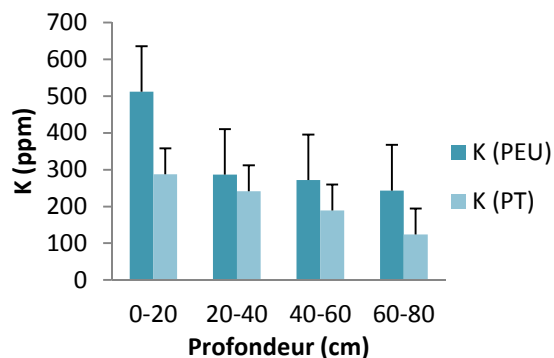


Fig.9. La teneur en Potassium dans les sols étudiés
T : Témoin, EU : Eaux usées

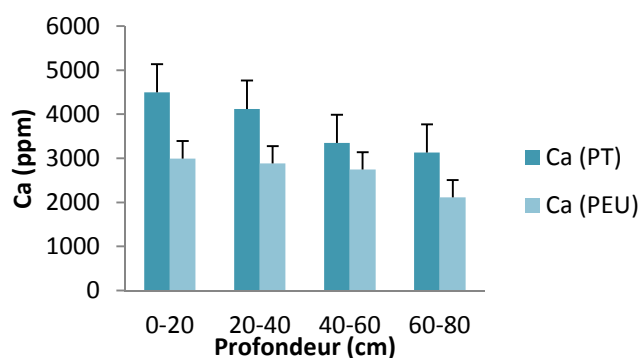


Fig.10. La teneur en calcium dans les sols étudiés en fonction de la profondeur
T : Témoin, EU : Eaux usées

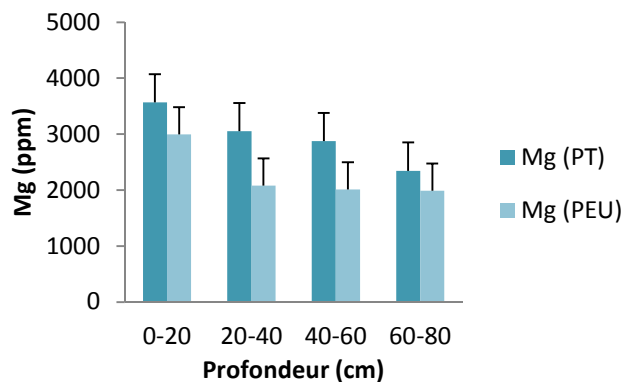


Fig.11. La teneur en magnésium dans les sols étudiés en fonction de la profondeur
T : Témoin, EU : Eaux usées

3.1.7 LA TEXTURE DU SOL

La granulométrie est présentée par une courbe granulométrique qui exprime la répartition de la dimension moyenne des grains sous forme de pourcentage du poids total des matériaux.

Les résultats obtenus à partir du tamisage du sol échantillonné dans les deux types de parcelles : témoin et celle irriguée par les eaux usées, sont présentés sous forme d'un graphe de répartition des différentes fractions granulométriques du sol (Figures 12 et 13).

La répartition granulométrique en fonction des classes texturales présentées, montre que les sols étudiés ont des profils semblables. Ils sont majoritairement composés de fraction comprise entre 63 μ m- 500 μ m, alors une texture caractéristique des sables limoneux.

De nombreuses études ont été intéressées à la problématique de la relation texture du sol et sa teneur en éléments traces ([37], [38], [39], 40]). Ces études ont mis en évidence une relation étroite, en démontrant que forte association des éléments traces métalliques à la fraction la plus fine du sol (< 40 μ m).

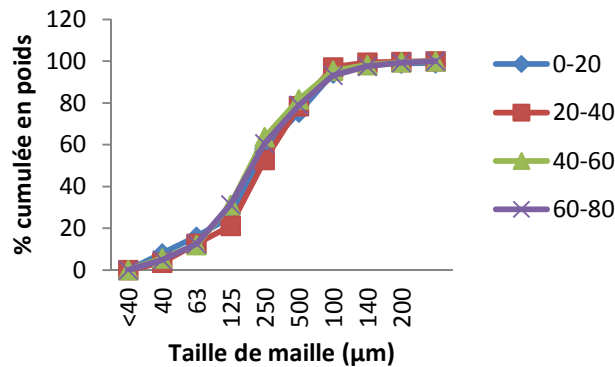


Fig.12. Répartition des différentes fractions granulométriques du sol dans la parcelle irriguée par les eaux usées

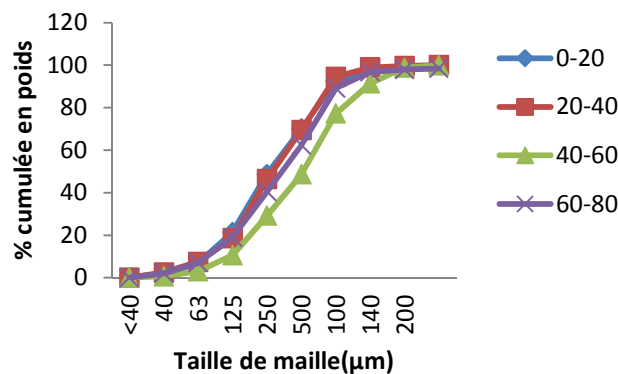


Fig.13. Répartition des différentes fractions granulométriques du sol dans la parcelle témoin

3.1.8 PHOSPHORE ET NITRATES

Le phosphore est élément majeur essentiel à la croissance des plantes. L'analyse de sol pour le phosphore est généralement un indicateur équitablement fiable du besoin des cultures en engrais phosphaté.

Les sols étudiés sont riches d'une manière générale en phosphore assimilable ($P_2O_5 > 5$ ppm). Les valeurs du phosphore sont élevées dans les sols irrigués par les eaux usées par rapport les sols témoins. Cela met en évidence la valeur fertilisante des eaux usées et explique leur utilisation dans l'agriculture (Figure14).

Les sols sont riches en nitrates. Les valeurs des nitrates sont élevées dans les sols irrigués par les eaux usées en comparaison avec les sols témoins (Figure15). L'irrigation par les eaux usées enrichit les sols en éléments nutritifs, en particulier les nitrates et le phosphore. La référence [21] et la référence [41] présentent des résultats similaires pour les nitrates et le phosphore.

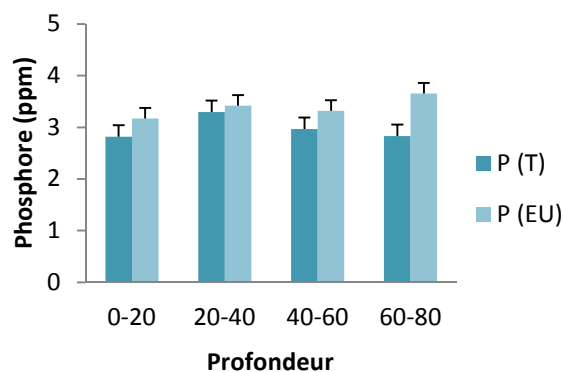


Fig.14. Teneur en Phosphore dans les sols étudiés
T : Témoin, EU : Eaux usées

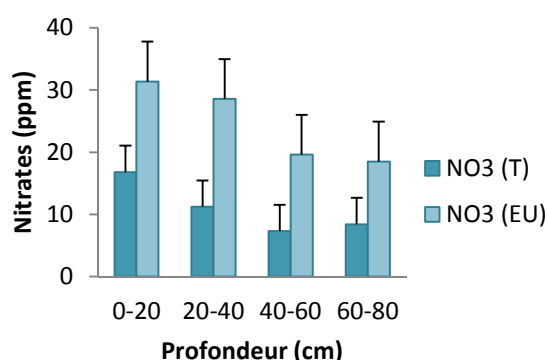


Fig.15. Teneur en nitrate dans les sols étudiés
T : Témoin, EU : Eaux usées

3.2 POLLUTION METALLIQUE DANS LES SOLS

Les résultats des analyses des éléments traces métalliques (Zn et Pb) dans les deux sols (témoins et irrigués) sont présentées dans les deux graphes (Figures 16 et 17). Les concentrations moyennes des métaux lourds dans les couches (0-20 cm), (20-40 cm) et (40-60 cm) des sols irrigués par les eaux usées sont supérieures à celle obtenues dans les mêmes couches des sols témoins (Tableau 1).

Tableau 1: Concentrations (mg/kg) de métaux lourds et les valeurs du PLI (Indice de pollution) à différentes profondeurs des sols irrigués par les eaux usées et les sols témoins

Profondeur (cm)	Pb	Zn	PLI
T. témoins			
0-20	8,09	16,66	-
20-40	9,06	12,22	-
40-60	10,2	12,22	-
T. irriguée par les eaux usées			
0-20	26,37	22,37	2,08
20-40	22,81	19,54	1,99
40-60	20,43	15,5	1,58

Les résultats des analyses ont montré des teneurs relativement élevées en éléments traces métalliques dans les terrains irrigués par les eaux par rapport aux sols témoins (Figures 16 et 17). Cependant ces concentrations dans ces sols irrigués par les eaux usées restent inférieures aux celles des normes fixées par l'OMS (100ppm pour le Pb et 300ppm pour le Zinc). Ces éléments s'accumulent principalement dans la couche superficielle (0-20 cm).

Ces éléments sont générés par l'activité industrielle de la ville de Settat. Donc, les sols de la région sont riches par les ETM issus des eaux usées [25].

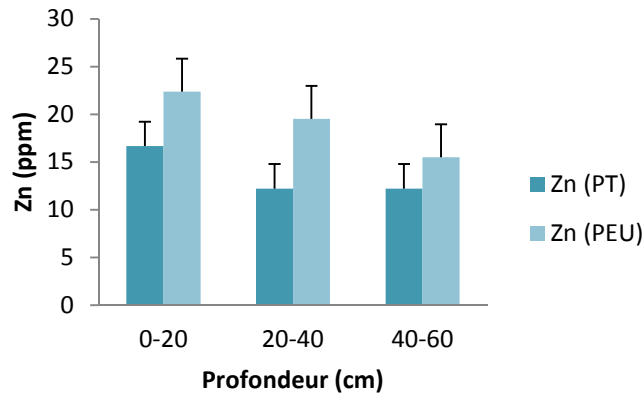


Fig.16. Les teneurs moyennes en Zinc dans les sols étudiés en fonction de la profondeur
PT : Parcelle Témoin, PEU : Parcelle Eaux usées

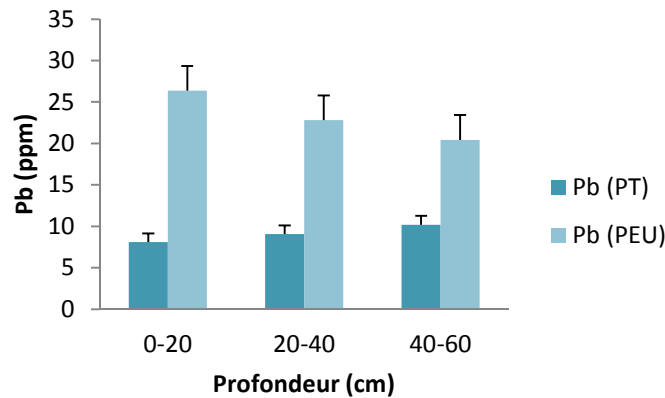


Fig.17. Les teneurs moyennes en Plomb dans les sols étudiés en fonction de la profondeur
PT : Parcelle Témoin, PEU : Parcelle Eaux usées

L'indice de pollution révèle que les terrains irrigués par les eaux usées sont en moyenne deux fois plus pollués que les terrains témoins, et baisse dans les couches inférieures du sol (Tableau 1). Cela s'explique par la répartition verticale des ETM, plusieurs paramètres interviennent pour expliquer ce résultat notamment la MO, CEC, la texture des sols étudiés. Les teneurs élevée en MO aboutit à la fixation des ETM sous forme de complexe organométallique, ensuite les sols étudiés est de nature calcaire présente des teneurs élevées en Ca ce qui participe à la formation des complexes carbonates-métaux lourds [16].

4 CONCLUSION

Les résultats de cette étude montrent que les eaux usées utilisées sont très riches en matière organique et en éléments fertilisants (N, P). Le pH de ces eaux est légèrement basique. La charge ionique du sol est caractérisée par une conductivité électrique moyenne de l'ordre de 1500 μ S/cm ce qui classe ces sols dans la classe 0 c'est-à-dire sols non salé.

Les résultats des éléments métalliques montrent que les sols étudiés présentent des teneurs élevés en EMT par rapport aux sols témoins et restent en dessous des normes fixées par l'OMS (100ppm pour le Pb et 300ppm pour le Zinc), et se concentrent dans la couche en surface (0-20 cm).

L'indice de pollution calculé dans les trois niveaux manifeste des valeurs élevées dans les sols irriguées par les eaux usées.

REMERCIEMENTS

Je remercie très sincèrement Monsieur A. BOUZIDI, directeur de ma thèse qui m'a cessé de me guider et de prodiguer ses conseils judicieux, et aussi je remercie les évaluateurs pour leurs remarques qui vont permis d'améliorer la première version du manuscrit.

REFERENCES

- [1] GOBAT J., ARAGNO M., & MATTHEY W, Le sol vivant, bases de pédologie, biologie des sols, (1998).
- [2] LOZET J., MATHIEU C., Dictionnaire de Science du Sol. Lavoisier, 269p, (1997).
- [3] HAMODA M.F., Water strategies and potential of water reuse in the south Mediterranean countries. *Desalination* 165, 31-41, (2004).
- [4] MORIYAMA K., MORI T., ARAYASHIKI H., SAITO H. & CHINO M., The amount of heavy metals derived from domestic wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 21, 1913-1916, (1989).
- [5] THEISSEN G., Eaux usées et maraîchage. Attention aux métaux lourds et aux exigences sanitaires. *Nouvelles économiques, Afrique Agriculture*, 232, p. 12, (1995).
- [6] T.S.M., La réutilisation des eaux usées après épuration. *Février*, 2, 81-118, (1996).
- [7] Kabata-Pendias A., Pendias H. Trace Elements in Soils and Plants. CRS Press, Boca Rator, pp. 1-87, 131-141, (2001).
- [8] GONZALO M.A., L'évaluation de la terre végétale oligo-élément pollution à proximité d'une usine de ciment et d'une ancienne mine d'uranium à ciel ouvert dans le centre de l'Argentine journal home (2010).
- [9] MORAL R., GILKES R.J., JORDAN M.M, Distribution of heavy metals in calcareous and non-calcareous soils in Spain. *Water, Air and Soil Pollution*. 162, 127-142, (2005).
- [10] SORIANO A., PALLARES S., PARDO F., VICENTE A.B., SANFELIU T., BECH J., Deposition of heavy metals from particulate settle able matter in soils of an industrialized area. *Journal of Geochemical Exploration*, (2011).
- [11] ELLIOT H.A., LIBERATY M.R. & HUANG C.C., Competitive adsorption of heavy metals by soils. *J. Environ. Qual.* 15 : 214-219, (1986).
- [12] HARTER, R.D., Congenital Minamata disease: intrauterine methylmercury poisoning. *Teratology*, 18, 285- 288, (1983).
- [13] GUADALIX M.E. & PARDO M.T., Zinc sorption by acid tropical soils as affected by cultivation. *European J. soil SCI.* 46:317-322, (1995).
- [14] STAHL R.S. & JAMES B.R., Zinc sorption by B horizon soils as function of pH. *Soil.Sci.Sco.Am.J.* 55 : 1592-1597, (1991).
- [15] VAN BLADEL R., GODFRIN J.M. & CLOSS P., Influence des propriétés physico-chimiques des sols sur l'adsorption des métaux lourds cuivre et zinc. *Revue de l'agriculture*, 41(3): 729-744, (1988).
- [16] BERMUDEZ et al., Heavy metal pollution in top soils near a cement plant: The role of organic matter and distance to the source to predict total and HCl-extracted heavy metal concentrations, (2010).
- [17] DRAGOVIĆ S., MIHAILOVIĆ N., GAJIC B. Heavy metals in soils: distribution, relationship with soil characteristics and radionuclides and multivariate assessment of contamination sources. *Chemosphere*. 72, 491-495, (2008).
- [18] FORSTNER U., Chemicals forms and reactivities Of metals in sediments. In chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soil, Leschber R., Davis R.D., L'Hermite P. CEC. Elsevier Applied Science publishers. 1-30, (1985).
- [19] HERNANDEZ L., PROBST A., PROBST J.L., Ulrich E. Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Sci. Total Environ.* 312, 195-219, (2003).
- [20] MICO C., RECATALA L., PERIS M., SANCHEZ J., ASSESSING heavy metal sources in agricultural soils of an European Mediterranean area by multivariate analysis. *Chemosphere* 65, 863-872, (2006).
- [21] TOMGOUANI. KAO., Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat- Etude du transfert de polluants métallique SOL-MAIS. Thèse de Doctorat. Univ. Settat. Maroc, 73p, (2009).
- [22] MCKEAGUE, J.A., (ed.), In manual on soil sampling and methods of analysis. Canadian Society of soil Science: 66-68, (1978).
- [23] MC LEAD E.O., pH and lime requirements. In: Page, A.L. et al. (Eds.), *Methods of Soil Analysis, Part 2, second ed., Agronomy*, vol. 9 Soil Society of America, Madison, WI pp. 199-244. (1982).
- [24] AFNOR. *Qualité des Sols. Recueil de Normes Françaises*, (1994).
- [25] RICHARDS, L.A., *Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Agric. Handbook 60. Washington D.C.*, (1954).
- [26] WALKLEY A., and BLACK I.A., An examination of the Degtjareff method for determining organic carbon in soils: Effect of variations in digestion conditions and of inorganic soil constituents. *Soil Sci.* 63:251-263, (1934).
- [27] FAO, The Euphrates Pilot Irrigation Project. *Methods of soil analysis, Gadeb Soil laboratory (A laboratory manual)*, (1974).

- [28] RHOADES, J.D. and POLEMIO, M., Determining cation exchange capacity; a new procedure for calcareous and gypsiferous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 41:524-300, (1977).
- [29] FAO, Management of gypsiferous soils. *Soils Bull.* 62, Food and agriculture Organisation, Rome, (1990).
- [30] HADJIDEMETRIOU, D.G., Comparative study of the determination of nitrate in calcareous soils by the ion-selective electrode, chromotropic acid and phenodisulphonic acid methods *Analyst* 107: 25-29, (1982).
- [31] SIMS, J.R. and JACKSON, G.D., Rapid analysis of soil nitrate with chromotropic acid. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 35 : 603-606, 1971.
- [32] OLSEN, S.R., COLE, C.V., WATANEB, F.S. et DEAN, L.A., Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. *U.S. Dep. Agric. Circ. USA.939*, (1954).
- [33] DROUINEAU, G., Dosage rapide du calcaire actif du sol. Nouvelle données sur la répartition de la nature des fractions calcaires. *Ann. Agron.* 12 :411-450, (1942).
- [34] TOMGOUANI KAO, EL MEJAHED, K., BOUZIDI, A., Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, section Sciences de la Vie, n°29, 89-92, (2007).
- [35] LEE C.G., CHON H.T. & JUNG M.C., Heavy metal contamination in the vicinity of the daduk Au-Ag-Pb-Zn mine in Korea. *Applied Geochemistry*, 16: 1377-1386, (2001).
- [36] KHOLTEI S., *Plaine de Berrechid : caractérisation des eaux usées de Settat ; évaluation de leur impact sur la qualité des eaux souterraines et risque toxicologique*. Thèse Univ. Casablanca, 162 p., (2002).
- [37] CORNELIS C. & GEUZENS P., *Achtergrondgehalten vaneen aantal anorganische en organische Verontreinigingen in Vlaamse bodems - voorstel voor referentiewaarden*. Rapport MIE/DI/9327. VITO. Afdeling Leefmilieu. 42p, (1993).
- [38] COTTENIE A., VERLOO M., KIEKENS L, La situation des sols belges en éléments traces. In compte rendu de la semaine d'étude sol et fertilisation, 3-7 sept. 1973. *Bull. Rech. Agron. Gembloux*, p. 180-190, (1974).
- [39] DE TEMMERMAN LO., ISTAS JR., HOENIG M., DUPIRE S., LEDENT G., VAN ELSSEN Y., BAETEN H., MEYER A., Définition des teneurs « normales » des éléments en trace de certains sols belges en tant que critère de base pour la détection et l'interprétation de la pollution des sols en général. *Rev ; Agric.* 35 (2), p. 1915-1944, (1982).
- [40] PETIT J.P. & DEFOUX J., Inventaire de la qualité des sols en Région wallonne. Rapport de l'office Wallon des déchets-Direction de la protection des sols-DGRNE –MRW. 16p, (2001).
- [41] FAIZ M, Etude de l'impact de l'utilisation des eaux usées dans l'agriculture des sols de la province de Settat : diagnostic d'une contamination par les métaux lourds. Mémoire de DESA. UFR. APA. Univ. Hassan 1^{er}. Settat. Maroc. 77p, (2005).