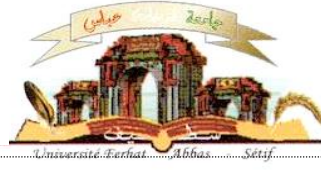


الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي و البحث العلمي

Université Ferhat Abbas Sétif 1
Faculté des Sciences de la
Nature et de la Vie



جامعة فرحات عباس، سطيف 1
كلية علوم الطبيعة و الحياة

DEPARTEMENT BIOLOGIE ET ECOLOGIE VEGETALE

N°/SNV/2017

THÈSE

Présentée par

ADDAD Dalila

Pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCE

Filière: BIOLOGIE

Spécialité: ECOLOGIE

THÈME

**Rôle de l'activité lombricienne dans la redistribution des Eléments Traces
Métalliques dans un sol irrigué par les effluents urbains de la ville de Sétif**

Soutenue publiquement le 07/06/2018

DEVANT LE JURY

Président	Ouahrani Ghania	Pr. UFA Sétif 1
Directeur	Kribaa Mohamed	Pr. ULBM Oum El Bouaghi
Examineurs	Fenni Mohamed	Pr. UFA Sétif 1
	Chennafi Houria	Pr. UFA Sétif 1
	Ouldjaoui Abdellah	MCA. ULBM Oum El Bouaghi
	Bensaci Ettayib	MCA. UMB M'sila

Laboratoire des Ressources Naturelles et Aménagement des Milieux Sensibles

REMERCIEMENTS

Au terme de ce travail, je tiens dans un premier temps à remercier dieu puissant.

*Ma profonde gratitude et mes sincères remerciements vont particulièrement à Mr. **M. Kribaa**. Professeur à la Faculté des Sciences, l'Université Larbi Ben M'hidi (Oum El Bouaghi), qui a accepté de diriger ce travail. Je le remercie pour la confiance et la compréhension qu'il a toujours manifestées à mon égard. Si ce travail est mené à terme, c'est grâce à son aide et soutien. Qu'il soit assuré de mon profond estime.*

*Il m'est agréable d'exprimer toute ma reconnaissance et mes remerciements à Mme. **Gh. Ouahrani** Professeur à l'université de Sétif pour l'intérêt qu'elle a porté à ce travail et pour nous avoir honoré de présider le jury de cette thèse.*

*Je tiens également à remercier Mr **M. Fenni** Professeur à l'université de Sétif, Mme. **Chennafi** Professeur à l'université de Sétif, Mr **A. Ouldjaoui** MCA à l'université d'Oum El Bouaghi ainsi que Mr **T. Bensaci** MCA à l'université de M'sila qui m'ont fait l'honneur de juger ce travail. Je souhaite leur exprimer ici toute ma gratitude.*

*Je suis très reconnaissante et j'exprime mes sincères remerciements à Mr **M. Hafidi** Professeur à l'université Kadi Ayyad de Marrakech (Maroc) pour son aide, son soutien, sa patience qu'il m'a apporté pendant mes stages, ainsi qu'à son équipe de recherche (les membres de laboratoire d'Ecologie et Environnement) surtout Docteur **L. El Fels**, je n'oublierai jamais tes conseils et ta gentillesse Loubna.*

*Je tiens également à remercier Mr **L. Tambrabet** chef de département hydraulique Université LBM Oum El Bouaghi, pour ses précieux conseils.*

*Toute ma reconnaissance va à l'équipe du laboratoire **RNAMS** de l'université LBM OEB.*

*Mes remerciements s'adressent aussi aux personnels du laboratoire de **l'INSID** de m'avoir aidée à faire quelques analyses.*

*J'exprime aussi mes remerciements à **M. Baha** pour son aide à l'identification des lombrics*

Mes remerciements s'adressent également à tout le personnel enseignant et administratif de l'université de Khenchela surtout Nawal, KENZA, Sofia, Dounia, Anissa et Naassa pour leurs aides et encouragements.

Je voudrais que les collègues avec qui j'ai partagé ce cadre de recherche trouvent dans ces lignes ma reconnaissance pour le soutien mutuel qui nous a permis de mener à terme ce travail.

Je ne pourrais terminer ces remerciements sans y associer ma petite et grande famille, particulièrement ma mère, mon mari, mes deux princesses (Assil et Maria), mes sœurs et frères pour leur soutien et leur encouragement au cours de la réalisation de cette recherche, qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde reconnaissance et le témoignage de mon amour

Grand Merci à tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin à la concrétisation de ce travail.

ملخص

تعد إعادة استخدام النفايات السائلة الحضرية لري تربة المروج قرب الحضري في منطقة سطيف (شمال شرق الجزائر) ممارسة قديمة واسعة الانتشار. وفي هذا السياق، أجريت دراستنا لتقييم التأثير المزدوج لديدان الأرض والمياه العادمة على إعادة توزيع بعض خصائص التربة وخاصة العناصر النادرة المعدنية. أظهر تحليل النفايات السائلة وجود تلوث العضوي وجزيئي كبير مع تركيز مرتفع للرباص والنحاس. وقد عزز التلوث العضوي وفرة دود الأرض وزاد من محتوى التربة المسقية من العناصر المغذية. كشفت تحاليل التربة عن عدم وجود تلوث ناتج عن المعادن الثقيلة المقاسة و أسفرت هذه التحاليل عن وجود تراكم العناصر الغذائية والمعادن النادرة المعدنية في الطبقة السطحية للتربة مع نفاذية محدودة جدا لهذه العناصر في العمق. كشفت تحاليل فضلات الديدان عن دور هذه الأخيرة في الحفاظ على الاستقرار الهيكلي للتربة من خلال محتواها الكبير من المواد العضوية والعناصر الدبالية وفي التوافر البيولوجي للمواد المغذية على مستوى التربة المسقية بالنسبة للعناصر النادرة المعدنية نسجل فقط تراكما للألمنيوم يتراكم في فضلات الديدان. تظهر أنسجة ديدان الأرض امتصاصا ملحوظا للعناصر النادرة المعدنية، مما يدل على دورها كمؤشر حيوي للتلوث التربة بالمعادن الثقيلة.

الكلمات المفتاحية: المروج الطبيعية، النفايات السائلة الحضرية، وفرة دود الأرض، فضلات الديدان، المواد العضوية، العناصر النادرة المعدنية.

Résumé

La réutilisation des effluents urbains pour irriguer les sols de la prairie pré urbaine de la région de Sétif (Nord-est de l'Algérie) est une pratique ancienne et très répandue. Dans ce contexte notre étude a été menée pour évaluer le double effet des lombrics et des eaux usées sur la redistribution de quelques caractéristiques du sol et spécialement les ETM. L'analyse des effluents a montré l'existence d'une pollution organique et particulaire importante ainsi que par le plomb et le cuivre. La pollution organique a favorisé l'abondance lombricienne et a augmenté la charge des sols irrigués en éléments nutritifs. Les analyses de sol ont révélé l'absence d'une contamination par les métaux lourds étudiés ainsi que l'existence d'une accumulation des éléments nutritifs et les ETM dans la couche de surface de sol ainsi qu'un transfert très limité de ces derniers en profondeur. Les analyses des turricules ont révélé le rôle des lombrics dans le maintien de la stabilité structurale de sol par la teneur considérable de leurs déjections en matière organique et substances humiques ainsi que dans la biodisponibilité des éléments nutritifs au niveau des sols irrigués. Pour les ETM seul l'aluminium s'accumule dans les turricules. Les tissus des vers de terre détiennent une assimilation remarquable des ETM, ce qui indique le rôle bio-indicateur de la contamination des sols par les ETM.

Mots clé : Prairie naturelle, effluents urbains, l'abondance lombricienne, turricules, matière organique, ETM.

Abstract

The reuse of urban effluents to irrigate grassland soils of next urban of the region of Setif (northeast of Algeria) is an old and widespread practice. In this context, our study was conducted to evaluate the multiple influences of earthworms and wastewater on the redistribution of some soil characteristics and especially the MTEs. Effluent analysis showed significant organic and particulate pollution as well as lead and copper. Organic pollution has favored earthworm abundance and increased the load of nutrient-irrigated soils. Soil analyzes revealed the absence of heavy metal contamination under study as well as the existence of nutrient accumulation and MTEs in the soil surface layer and a very limited transfer of soil nutrients in depth. The analyzes of earthworm excretions revealed his role of in maintaining soil structural stability by the considerable content of their excreta in organic matter and humic substances and in the bioavailability of nutrients in irrigated soils. For MTEs only aluminum accumulates by earthworm wastes. The tissues of earthworms have a remarkable absorption of MTEs, indicating the bio-indicator role of soil contamination by MTEs.

Key words: natural meadow, urban effluents, earthworm abundance, earthworm excretions, organic matter, MTE.

Sommaire

Introduction

Revue bibliographique

1. Les éléments traces métalliques (ETM).....	1
1.1. Origine de la contamination des sols par les métaux lourds.....	2
1.2. Comportement des métaux lourds dans le sol : Notion de spéciation, mobilité, et disponibilité	
1.3. Facteurs modifiant la mobilité des métaux lourds	3
1.4. Localisation des éléments-traces métalliques dans les sols.....	7
1.5. Les risques liés aux éléments trace métalliques.....	8
1.6. Les normes nationales et internationales des teneurs en ETM des eaux d'irrigation.....	11
2. Ver de terre «lombric» : organisme ingénieur des sols.....	15
2.1. Notion d'ingénieurs d'écosystème et abondance.....	15
2.2. Taxonomie et catégories écologiques.....	16
2.3. Impact des vers de terre sur le sol.....	18
3. Vers de terre et Élément Trace Métalliques « ETM ».....	22
3.1. Impacts des métaux sur les lombriciens.....	22
3.2. Impacts des Lombriciens sur les métaux.....	23

Énoncés de l'étude

1. Représentation de la zone d'étude	24
1.1. Prairies naturelles de la ville de Sétif : Situation géographique.....	24
1.2. Réseau hydrographique.....	24
1.3. Couvert végétal.....	25
1.4. Étude climatique.....	25
1.5. Zone d'étude	28
1.6. Échantillonnage.....	30
2. Méthodologie.....	30
2.1. Caractérisation chimique des effluents urbains.....	30
2.2. Analyses physico-chimiques des sols et des turricules.....	32
2.3. Caractérisation des communautés lombriciennes.....	34
3. Caractérisation des sols de la zone d'étude.....	35
4. Analyses statistiques	35

Résultats et discussion

1. Caractérisation des eaux usées.....	36
1.1. Caractérisation physico-chimique des eaux et aptitude pour l'irrigation.....	36
1.1.1. Température « T°C » et potentiel hydrogène « pH »	36
1.1.2. Conductivité électrique et le taux des sels dissous.....	36
1.1.3. Matières en suspension, Turbidité et chlorures.....	37
1.1.4. Demandes biologique et chimique en oxygène « DBO et DCO » et Oxygène dissous « O ₂ d ».....	38
1.1.5. Ammonium et Nitrates.....	39
1.1.6. Potassium, Phosphore et Sulfate.....	39
1.1.7. Sodium, calcium et magnésium.....	41
1.2. Teneurs des effluents de la ville de Sétif en éléments traces métalliques.....	42
1.2.1. Teneur des effluents de la ville de Sétif en plomb.....	42
1.2.2. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Cadmium.....	44
1.2.3. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Aluminium.....	45
1.2.4. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Fer.....	45
1.2.5. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Cuivre.....	46
1.2.6. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Zinc.....	47
1.3. Les caractéristiques bactériologiques.....	48
2. Caractérisation des sols supports.....	49
2.1. Caractérisation de sol du site témoin (T).....	49
2.2. Caractérisation des sols des trois Sites irrigués par les effluents urbains (S1, S2 et S3).....	50
3. L'abondance lombricienne.....	51
4. Effet des effluents urbains sur les paramètres physico-chimiques des sols des prairies et leur redistribution en profondeur	52
4.1. Effet moyen de la profondeur sur les paramètres mesurés.....	54
4.1.1. Redistribution des paramètres physico-chimiques en fonction de profondeur.....	54
4.1.2. Redistribution des ETM en fonction de profondeur.....	56
4.2. Effet moyen du site sur les paramètres mesurés.....	60
4.2.1. Redistribution des paramètres physico-chimiques en fonction des sites.....	60
4.2.2. Redistribution des éléments traces métalliques en fonction des sites.....	64
5. Impact de l'activité lombricienne sur la qualité des sols irrigués avec les effluents urbains.....	69
5.1. Impact de l'activité lombricienne sur les paramètres physico-chimiques des sols	

irrigués avec les effluents urbains.....	70
5.2. Impact de l'activité lombricienne sur la redistribution des ETM	73
5.2.1. Plomb.....	74
5.2.2. Cadmium.....	74
5.2.3. Aluminium.....	75
5.2.4. Fer.....	76
5.2.5. Cuivre.....	77
5.2.6. Zinc.....	77
5.3. L'accumulation des ETM dans les tissus des vers de terre.....	78
6.Liaisons inter-caractères.....	79

Conclusion

Références

Annexes

Liste des tableaux

Tableau 1. Effets du pH sur la mobilité des micropolluants métalliques des sols et des sédiments	5
Tableau 2. Effets du potentiel redox sur la mobilité des éléments traces métalliques des sols.....	6
Tableau 3. Toxicité des ETM sur les consommateurs.....	10
Tableau 4. Concentrations maximales des éléments traces pour les eaux d'irrigation.....	12
Tableau 5. Limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation ^a	13
Tableau 6. Charge maximum en éléments traces permise sur les terres agricoles en kg/ha.an.....	14
Tableau 7. Les Concentrations maximales admissibles en éléments traces autorisés en Algérie.....	15
Tableau 8. La variabilité saisonnière des précipitations pour la période 1981/2016.....	27
Tableau 9. Méthodes d'Analyses physico chimiques des eaux.....	31
Tableau 10. Caractéristiques physico-chimiques du sol Témoin.....	50
Tableau 11. Caractéristiques physico-chimiques sols des trois Sites irrigués par les effluents urbains.....	51
Tableau 12. Abondance lombricienne dans les sols des prairies irriguées avec les effluents urbains et le sol témoin.....	52
Tableau 13. Carré moyen de l'analyse de variance des paramètres mesurés.....	53
Tableau 14. L'effet moyen de la profondeur sur les paramètres mesurés.....	55
Tableau 15. Valeurs seuils en ETM pour les sols n fonction du pH (France et Union européenne.....	56
Tableau 16. Teneurs (%) des sols en acides fulviques et humiques et l'indice d'humification (IH).....	62
Tableau 17. Pourcentage d'enrichissement des sols irrigués avec les effluents urbains par les ETM.....	64
Tableau 18. Carré moyen de l'analyse de variance L'effet des lombrics sur les paramètres mesurés.....	70
Tableau 19. Effet moyen des vers de terre sur les paramètres physico-chimiques.....	72
Tableau 20. Accumulation des ETM dans les tissus des vers de terre.....	79

Liste des figures

Figure 1. Origine des ETM dans le sol.....	2
Figure 2. Schéma illustrant la mobilité des métaux lourds.....	3
Figure 3. Localisation des ETM dans les sols.....	8
Figure 4. Classification des métaux lourds en fonction des risques et de l'intérêt agronomique.....	9
Figure 5. Localisation des trois catégories écologiques de vers de terre.....	17
Figure 6. Structures construites par des vers de terre.....	18
Figure 7. Variabilité mensuelle de la température moyenne dans la région de Sétif sur une période de 37 ans (1981-2016).....	25
Figure 8. Variabilité Annuelle des précipitations dans la région de Sétif sur une période de 37 ans (1981-2016).....	26
Figure 9. Variabilité mensuelle des précipitations dans la région de Sétif sur une période de 37 ans (1981-2016).....	27
Figure 10. Diagramme Ombrothermique fixant la période sèche dans la ville de Sétif (1981-2016).....	28
Figure 11. Image satellitaire des sites de prélèvement des échantillons de sol et turricules (source Google Earth16/04/2016).....	29
Figure 12. Schéma représentatif de l'extraction et dosage des acides humique et fulvique adapté.....	33
Figure 13. Résultats des analyses physico-chimiques des effluents urbains destinés à l'irrigation des prairies préurbaines.....	41
Figure 14. Classification des effluents de la ville de Sétif selon la Méthode de Richard (1954).....	42
Figure 15. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en plomb et norme algérienne des eaux d'irrigation.....	43
Figure 16. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Cadmium et norme algérienne des eaux d'irrigation.....	44
Figure 17. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Aluminium et norme algérienne des eaux d'irrigation.....	45
Figure 18. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Fer et norme algérienne des eaux d'irrigation.....	46

Figure 19. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Cuivre et norme algérienne des eaux d'irrigation.....	47
Figure 20. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Zinc et norme algérienne des eaux d'irrigation.....	48
Figure 21. Caractéristiques bactériologiques des effluents urbains de la ville de Sétif.....	49
Figure 22. Réduction en profondeur de quelques caractéristiques physico-chimiques dans la zone d'étude.....	55
Figure 23. L'effet moyen de la profondeur sur les ETM.....	58
Figure 24. Réduction en profondeur des ETM la zone d'étude.....	58
Figure 25. Variation du pH des sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au site témoin.....	60
Figure 26. L'effet moyen de l'irrigation avec les effluents urbains sur la matière organique.	61
Figure 27. La variabilité de l'azote Total dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin.....	62
Figure 28. La variabilité de la conductivité électrique dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin.....	63
Figure 29. La variabilité du plomb dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin.....	65
Figure 30. La variabilité du cadmium dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin.....	66
Figure 31. La variabilité de l'aluminium dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin.....	66
Figure 32. La variabilité du fer dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin.....	67
Figure 33. La variabilité du cuivre dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin.....	68
Figure 34. La variabilité du zinc dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin.....	69
Figure 35. Effet moyen des lombrics sur les paramètres physico-chimique (pH, Matière organique l'azote kjeldahl total les acides humiques et fulviques) de sol et celui de turricules.....	73
Figure 36. Redistribution du Plomb dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur).....	74
Figure 37. Redistribution du Cadmium dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur)..	75
Figure 38. Redistribution d'Aluminium dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur).	76

Figure 39. Redistribution du Fer dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur).....	76
Figure 40. Redistribution du Cuivre dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur).....	77
Figure 41. Redistribution du Zinc dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur).....	78
Figure 42. Projection des paramètres mesurés sur le plan (1,2) de l'analyse en composantes principales.....	81
Figure 43. Projection des individus mesurés sur le plan (1,2) de l'analyse en composantes principales.....	81

Introduction

Introduction

Situé à l'interface entre l'eau, l'atmosphère et les végétaux, le sol assure de nombreuses fonctions : des fonctions économiques, écologiques et biologiques. Support de nombreuses activités humaines (industrialisation, urbanisation, agriculture), son rôle clef en matière d'environnement a été reconnu récemment : il intervient comme réacteur, récepteur, accumulateur, et filtre des pollutions (Robert et Juste, 1999).

Les métaux sont présents naturellement dans les sols. Le développement de l'activité industrielle (industries métallurgiques et chimiques) et de l'activité agricole (pesticides, engrais) depuis le siècle dernier a entraîné des apports parfois intensifs de ces éléments qui deviennent des polluants pour l'environnement (Baba Ahmed, 2012). Même à faibles concentrations, ils peuvent constituer un sérieux problème de santé publique du fait de leur toxicité et de leur caractère bio-accumulatif (Sterckeman *et al.*, 2008). Les métaux lourds tels que le plomb, le cadmium, le cuivre, le zinc, et le mercure ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent dans l'environnement pendant de longues périodes (Robert, 1995). De plus ils sont continuellement rajoutés dans les sols par diverses activités: en agriculture par l'application de boues d'épuration ou dans l'industrie métallurgique (Wang *et al.*, 2003). L'accumulation des éléments traces métalliques dans le sol ainsi que leurs effets divers sur la santé humaine font de leur présence dans le sol un problème actuel et à venir (Wang *et al.*, 2003; Ablain, 2002) .

La contamination métallique des sols, suite aux retombées atmosphériques locales (industrielles et urbaines) et à des apports divers (boues de stations d'épuration, composts, engrais...) anciens ou actuels, explique notamment dans les horizons de surface, les teneurs actuelles en éléments traces métalliques (ETM) tels que cadmium (Cd), cuivre (Cu), zinc (Zn) et plomb (Pb) (Allen *et al.*, 1986). Cependant, malgré un effet d'accumulation évident, le transfert de métaux vers la profondeur est également noté, le plus souvent déduit à partir de comparaisons des teneurs totales en métaux dans les différents horizons d'un sol (Allison, 1986).

Les eaux usées urbaines sont une des principales voies d'apport de métaux vers les écosystèmes aquatiques (Buzier *et al.*, 2006). Une large partie des métaux contenue dans les eaux usées se trouve complexée avec la matière organique dissoute (Kunz et Jardin, 2000; Giokas *et al.*, 2002). Les métaux qui peuvent être présents dans les eaux résiduaires, peuvent

constituer un risque sanitaire significatif pour les humains et les animaux et peuvent également affecter, à long terme, les cultures irriguées par suite d'accumulation dans le sol (FAO, 2003). Dans le sol, parmi les éléments métalliques connus, certains sont des oligo-éléments comme le Zn et le Cu, mais deviennent toxiques à fortes concentrations (Bitton, 1999). D'autres comme le Pb ou le Cd sont toxiques dès l'état de trace. (Clemente et al., 2007).

Le rôle des pratiques agricoles dans la contamination des sols doit être pris en compte : cela concerne une grande partie du territoire, et constitue la première étape vers la contamination de la chaîne alimentaire (Bourrelier & Berthelin, 1998) et peut donc engendrer des problèmes de santé publique (Ablain 2002).

Les vers de terre en tant qu'ingénieurs écologiques jouent un rôle important dans leur environnement (Derouard *et al.*, 1996; Dechaine *et al.*, 2005; Tapie-Coral *et al.*, 2006). Les effets positifs des vers de terre sur la production végétale ont été déjà largement montrés. Par ailleurs, les métaux lourds ont des effets d'intensité variable sur les vers de terre selon les espèces (Weltje, 1998 ; Morgan, 1999). Ces effets varient également suivant la nature du métal, sa forme chimique et les propriétés du sol (Ma *et al.*, 2002).

L'augmentation de la teneur en métaux lourds au delà d'un certain seuil réduit la densité des vers (Pizl et Josen, 1995) et influe négativement sur leur croissance pondérale, leur développement sexuel et la production de cocons (Spurgeon et Hopkin, 1999). Spurgeon *et al.* (2000) ont observé une réduction significative du taux de survie de 4 espèces de vers de terre pour des concentrations en zinc comprises entre 2000 – 3600 ppm. De plus, ils ont noté des pertes significatives de poids à partir de 1200 – 2000 ppm de zinc.

L'étude de l'accumulation des métaux dans les tissus des lombriciens pourrait être un bon indicateur de disponibilité des métaux dans le sol (Ablain 2002).

Dans ce contexte, se déroule notre étude axée essentiellement sur l'impact de la réutilisation des eaux usées en agriculture. L'étude porte sur la caractérisation des rejets urbains de la ville de Sétif leurs effets sur la qualité physico-chimique des sols sous la prairie pré urbaine et surtout sur la composante biologique. Ainsi que l'impact de cette dernière sur la qualité de ces sols.

L'objectif de cette étude est de comprendre l'effet des vers de terre, sur quelques paramètres physico-chimiques spécialement des éléments traces métalliques (ETM) d'un sol prairial irrigué par des rejets urbains bruts.

Les résultats de cette étude ont été valorisés par une publication dans un journal international.

Synthèse
bibliographique

Synthèse bibliographique

1. Les éléments traces métalliques (ETM)

La croûte terrestre ou lithosphère est composée de 80 éléments : 12 éléments majeurs [l'oxygène(O), le silicium(Si), l'aluminium(Al), le fer (Fe), le calcium (Ca), le sodium (Na), le potassium (K), le magnésium (Mg), le titane (Ti), l'hydrogène (H), le phosphore (P), le manganèse (Mn)] et 68 éléments traces ou éléments mineurs (Coïc et Coppenet, 1989). Par convention, les éléments majeurs sont ceux dont la teneur dans la croûte terrestre est supérieure à 1 pour mille et les éléments mineurs, ceux dont la teneur est inférieure à cette valeur (Juste et Feix, 1995). Cette définition ne prend en compte, ni l'abondance de ces éléments dans les organismes vivants, ni la nature des effets (toxiques ou bénéfiques) qu'ils pourraient engendrer sur ces derniers. Dans le monde vivant, la notion de macro ou micro-élément repose sur la concentration moyenne de l'élément dans les organismes vivants. La limite des concentrations moyennes séparant macro de micro-éléments a été fixée par des spécialistes à 100 mg/kg de matière sèche (Ablain, 2002). Les micro-éléments peuvent être classés en deux catégories :

Les micro-éléments indispensables et les micro-éléments neutres. Les micro-éléments indispensables aux processus vitaux sont appelés oligo-éléments. Ces oligo-éléments peuvent devenir toxiques si leur concentration dépasse une certaine teneur dans l'organisme. Certains micro-éléments dont le caractère indispensable n'a pas été mis en évidence peuvent également s'avérer toxiques au-delà d'un certain seuil : c'est le cas du plomb, du cadmium et du mercure (Perrono, 1999).

Le terme métaux lourds, « heavy metal », implique aussi une notion de toxicité. Le terme «éléments traces métalliques » est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (Baker et Walker, 1989). Un métal lourd possède, entre autres caractéristiques, celle de présenter une densité ou masse volumique supérieure à 5 g/cm³ (Adriano, 2001). Les métaux lourds que l'on retrouve le plus souvent dans le sol sont: le cadmium, le manganèse, le cobalt, le chrome, le cuivre, le plomb, le mercure, le nickel et le zinc. L'arsenic est métalloïde lourd, peut également être associé à cette catégorie (Baba Ahmed, 2012).

1.1. Origine de la contamination des sols par les métaux lourds

Le problème principal avec les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure est qu'ils ne peuvent pas être biodégradés, et donc persistent pendant de longues périodes dans des sols (Huynh, 2009).

Les métaux lourds ont **l'origine naturelle** les roches mères, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique (Bourrelier et Berthelin, 1998). La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge. Cependant, la source majeure de contamination est **d'origine anthropique**. Au cours des dernières décennies, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu ; à l'heure actuelle on l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 t de cuivre, 783000 t de plomb, et 1350000 t de zinc (Singh *et al.*, 2003). Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle (fig. 1).

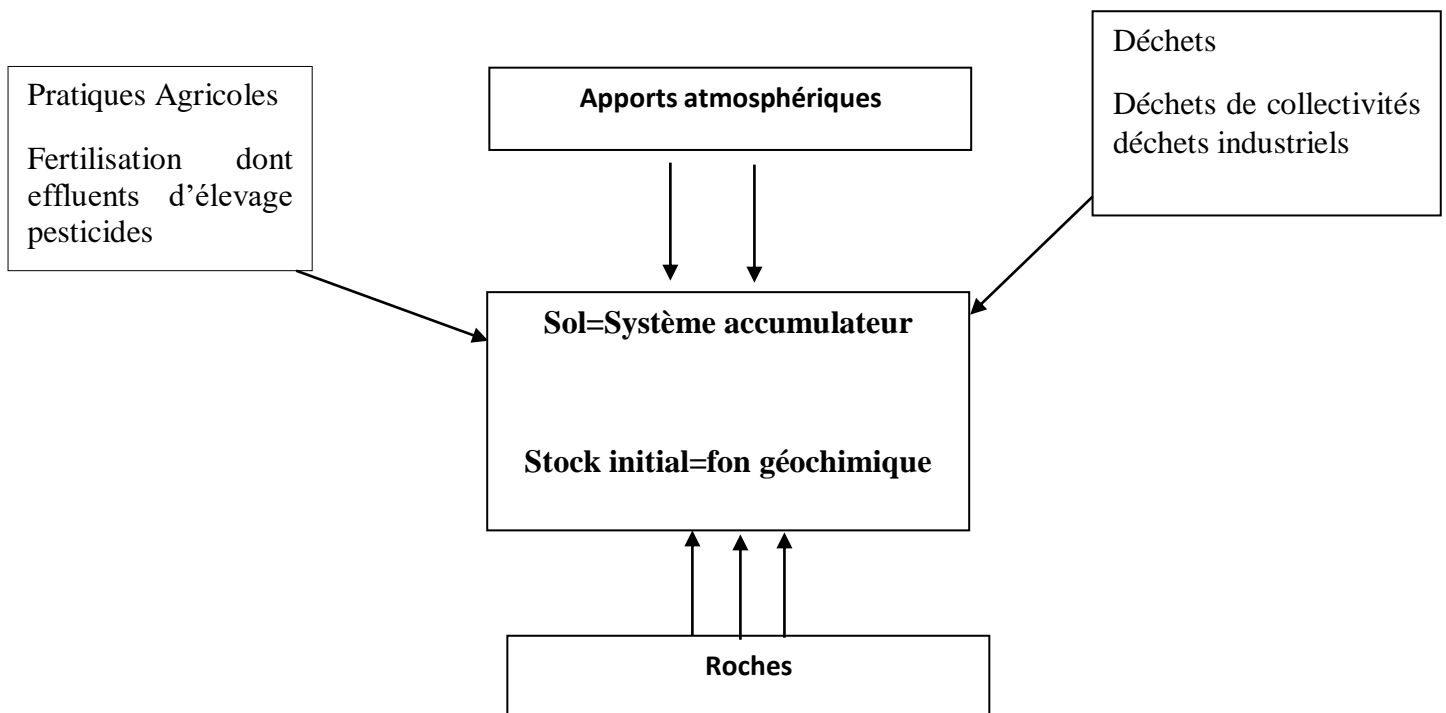


Figure 1. Origine des ETM dans le sol
(Robert et juste, 1999)

- ✓ La pollution atmosphérique résulte des activités industrielles (rejets d'usine) et urbaines (gaz d'échappement, etc....). Il faut distinguer les apports diffus aériens d'origine lointaine des apports massifs localisés d'origine proche. Dans les apports diffus sont classés les poussières et aérosols provenant des chauffages ainsi que des moteurs d'automobiles. Les apports massifs localisés résultent d'apports anthropiques

accidentels liés aux activités industrielles sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (Baize, 1997).

- ✓ Certaines pratiques agricoles sont à l'origine de l'introduction de métaux lourds dans le sol. Les produits destinés à améliorer les propriétés physico-chimiques du sol sont souvent plus riches en métaux lourds que le sol lui-même par exemple les engrais, les composts et les boues de station d'épuration (Robert et Juste, 1999).
- ✓ La pollution industrielle provenant des usines de production de l'activité humaine tels que les matières organiques et graisses (industries agro-alimentaires), les produits chimiques divers (industries chimiques), les matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs), la métallurgie (Godin *et al.*, 1985) et l'installations de stockage de déchets,...etc (Envans, 1989; Alloway, 1995 ; Peronno, 1999). Les déchets miniers et les terrils industriels sont une source particulièrement importante de pollution par le zinc, le plomb et le cadmium (Huynh, 2009).

1.2. Comportement des métaux lourds dans le sol : Notion de spéciation, mobilité, et disponibilité

La toxicité d'un métal dépend de sa spéciation (forme chimique) autant que des facteurs environnementaux (Babich, 1980). Dans le sol, les métaux lourds peuvent exister sous forme d'ion libre ou sous forme liée à des particules de sol. Cependant, un métal n'est toxique pour les organismes vivants que s'il est sous forme libre ; il est alors bio-disponible. Comme tout élément chargé positivement, les cations métalliques peuvent interagir dans le sol avec toute particule organique ou minérale chargée négativement. Enfin, la biodisponibilité des métaux lourds varie en fonction de plusieurs facteurs du sol (Baba Ahmed, 2012) (Fig. 2).

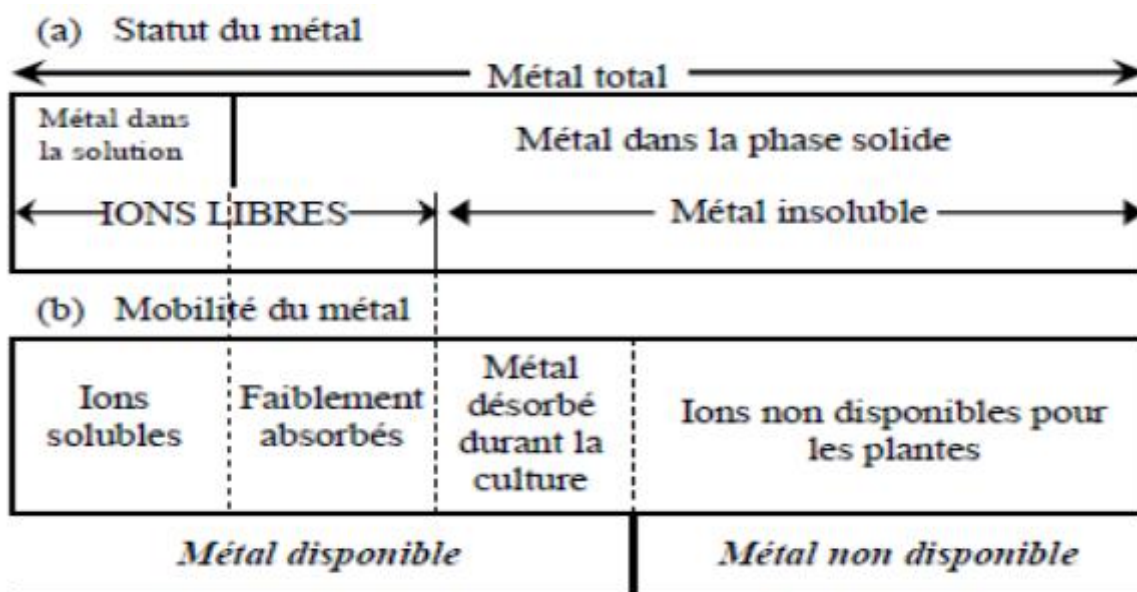


Figure 2: Schéma illustrant la mobilité des métaux lourds

Dans la majorité des cas, les ETM s'associent à la matrice solide, ils s'accumulent dans le sol, tant que les conditions du milieu restent inchangées (Bourrelier & Berthelin, 1998). De la forme chimique de l'élément, du constituant auquel il est associé va dépendre le mode de fixation par le sol et donc la mobilité et la biodisponibilité de l'élément. La nature de l'association des éléments traces avec les phases porteuses du sol, est appelé **spéciation**. Celle-là est définie comme la répartition et la quantification des différentes formes chimiques d'un élément dans le sol, qui réunies, donnent sa concentration totale (Tessier et al., 1979 ; Florence, 1986). **La biodisponibilité** selon Thornton (1999) est la portion d'élément dans le sol qui est disponible pour un organisme donné. La fraction de métal biodisponible dans un sol n'est pas la même selon que l'on s'intéresse à une bactérie, une plante ou un ver de terre. La biodisponibilité est donc relative à l'organisme considéré, à son stade de développement et à d'autres paramètres externes (Lebourg et al., 1996). Alors que **la mobilité chimique** est définie généralement comme l'aptitude d'un élément à être transféré vers des compartiments du sol ou il est de moins en moins retenu. Le compartiment ultime est représenté par la solution du sol où dans certains cas, l'atmosphère du sol (Juste, 1988 ; McLaughlin et al., 2000).

1.3. Facteurs modifiant la mobilité des métaux lourds

La mobilité des éléments traces métalliques est dirigée par un certain nombre de facteurs et de conditions du milieu.

Le pH du sol constitue un facteur dont le rôle est crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (McLaughlin et al., 2000). D'une façon générale, lorsque le pH augmente, les cations sont moins solubles et les anions sont plus solubles (Blanchard, 2000). De plus, l'augmentation de pH induit la formation d'espèces précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques (Deneux-Mustin et al. 2003). Cependant, elle entraîne également la dissolution de matières organiques et la formation consécutive de complexes organométalliques plus solubles (Chaignon, 2001). Selon Perrono (1999) l'abaissement du pH favorise la mobilité des ETM, notamment par mise en solution de sels métalliques ou destruction de la phase de rétention et l'augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation de composés insolubles ou accroissement de la capacité d'échange canonique. On notera cependant que certains ETM comme le bore obéissent moins strictement à ce type de comportement ou, au contraire, comme le molybdène, l'arsenic, le

sélénium présentent un comportement opposé : leur mobilité augmente avec le pH qui est plus élevé en sols calcaires (Perrono, 1999) (Tab. 1)

Tableau 1. Effets du pH sur la mobilité des micropolluants métalliques des sols et des sédiments (Förstner, 1985)

Mobilité relative	milieu Neutre –alcalin	Milieu Acide
Très haute	Se, Mo	B
Haute	As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Mn
Moyenne	Mn	Cu, Al, Pb, Cr
Basse	Pb, Fe, Zn, Cd, Tl	Fe (3) ,Tl
Très basse	Al, Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Mo ,Se ,As

Le potentiel redox (Le degré d'aération) du sol est déterminé par les pratiques culturales (irrigation, tassement par passage répété d'engin, apport de matière organique biodégradable donc consommatrice d'oxygène) et par les événements climatiques (précipitations massives entraînant des conditions hydromorphes). L'ensemble de ces facteurs favorisent l'anoxie modifiant ainsi la mobilité de certains ETM comme le manganèse et le fer dont les formes réduites sont plus mobiles dans le sol que les formes oxydées (Peronno, 1999). Les faibles valeurs d'Eh favorisent la dissolution des hydroxydes et entraînent une augmentation de la concentration des métaux associés avec des composants (Chaignon, 2001). De plus, la modification du degré d'oxydation des ligands ou des éléments se liant avec le métal influence indirectement la solubilité des métaux lourds. Par exemple, en conditions réductrices, les sulfates sont réduits en sulfure qui piègent volontiers les éléments métalliques tels que Pb, Cd, Zn (Deneux-Mustin *et al.*, 2003). Ainsi en conditions d'aération satisfaisantes du sol, les composés ferriques et manganiques sont très peu solubles et immobilisent donc les métaux qui leur sont associés. A l'inverse, en conditions d'aération limitantes résultant par exemple du compactage ou de la battance du sol, les composés du fer et du manganèse sont réduits et solubilisés ; ils libèrent donc les éléments-traces qui leur étaient associés (Peronno, 1999) (Tab. 2). En effet, pour un sol donné l'Eh varie en fonction inverse du pH, il augmente quand le pH diminue (Deneux-Mustin *et al.*, 2003).

Tableau 2. Effets du potentiel redox sur la mobilité des éléments traces métalliques des sols (Förstner, 1985)

Mobilité relative	milieu Oxydant	Milieu Réducteur
Très haute	B	
Haute	Se, Mo	
Moyenne	Cu, Co, Hg, Ni, Zn, Cd	Mn
Basse	Pb, Tl	Fe, Zn, Co, Ni, Tl
Très basse	Al, Cr, Fe, Mn	Al, Cr, Hg, Cu, Se, B, Mo, Cd, Pb

La température et l'humidité du sol également jouent un rôle indirect en favorisant l'activité biologique du sol, et donc la production de substances acides ou complexantes issues de la biodégradation de matières organiques (Deneux-Mustin et al.2003). L'élévation de température agit directement sur la dissolution de composés fixant un ETM, facilitant ainsi son absorption par la flore. L'humidité agit également directement dans les processus de précipitation et de solubilisation. Par ailleurs, un excès d'hygrométrie peut conduire à un défaut d'aération du sol, dont les conséquences ont été précisées plus haut (Perrono, 1999).

L'apport de **matière organique** permet d'immobiliser les ETM du sol qui ont pour elle une grande affinité, mais la minéralisation ultérieure peut les remettre en solution, il ne s'agit donc que d'une immobilisation temporaire (Perrono, 1999).

Selon (Baba Ahmed, 2012), la compréhension de **l'activité biologique** jouant sur la solubilité des métaux lourds dans les sols est rendue difficile par la multiplicité des actions et interactions à tous les niveaux. Les principaux modes d'action biologique sur la mobilité des éléments traces métalliques sont la solubilisation, l'insolubilisation et la volatilisation :

- ✓ La solubilisation provient de la production de composés acides tels que les acides carboxyliques, phénoliques, aliphatiques, nitrique et sulfurique. Certaines bactéries chimiolithotrophes (*Thiobacillus*, *Leptospirillum*, *Galionella*) oxydent les formes réduites du fer et du soufre contenues dans les sulfures et produisent de l'acide sulfurique, susceptible de dissoudre les silicates, les phosphates, les oxydes et les sulfures, libérant ainsi les métaux lourds. Les champignons et les racines des plantes excrètent eux aussi des acides afin d'augmenter leur absorption de nutriments, ou tout simplement comme déchets métaboliques (Foy *et al.*, 1978 ; Chaignon, 2001 ; Deneux-Mustin *et al.*, 2003). D'autre part plusieurs autres molécules organiques, capables de complexer spécifiquement certains éléments en solution, peuvent être

également libérées en cas de carence nutritive. Parmi ces agents complexants, les sidérophores, composés organiques de faible masse moléculaire, produits par les bactéries et les champignons mais aussi par les plantes. Ces molécules favorisent les déplacements d'éléments métalliques et un transfert diffusif se fait jusqu'aux plantes dans lesquelles ils s'accumulent (Chaignon, 2001).

- ✓ L'insolubilisation constitue le phénomène opposé. Bien que le phénomène de détoxification externe des métaux lourds par des exsudats racinaires n'ait jamais été démontré (Baker et Walker, 1990), certains acides organiques de faible masse moléculaire, comme les acides oxalique, citrique ou fumarique qui interviennent dans la complexation intracellulaire d'éléments nutritifs, peuvent être sécrétés dans le milieu extérieur. Ils limiteraient ainsi les transferts par des processus de complexation. (Huynh, 2009 ; Baba Ahmed, 2012)
- ✓ La volatilisation repose sur l'action directe de certains microorganismes sur le degré d'oxydation de l'espèce métallique. C'est le cas du mercure, de l'arsenic et du sélénium (Se). La biométhylation permet le transfert de groupements méthyl directement aux atomes, Pb, Sn (étain), As, Sb (antimoine) et Se, permettant leur volatilisation dans l'atmosphère. (Baker & Walker, 1990).

1.4. Localisation des éléments-traces métalliques dans les sols

Dans les sols, les ETM se répartissent entre la phase solide et la phase liquide qui constituent ces sols. On trouve une fraction importante des ETM du sol dans **la phase argileuse** : ils sont inclus dans les réseaux silicatés sous une forme très peu disponible, ou encore adsorbés à la périphérie des argiles (Perrono, 1999 ; Baba Ahmed, 2012). En sol calcaire, **les carbonates de calcium** sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des éléments-traces, soit par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO_3 (Debieche, 2002). Dans la majorité des sols, **les oxydes** de fer et de manganèse représentent la phase de rétention privilégiée de beaucoup de métaux. **La matière organique** participe efficacement à la rétention des ETM qui peuvent être retenus sous forme échangeable (donc assez facilement mobilisable) ou à l'état de complexes dans lesquels ils sont plus énergiquement fixés (Perrono, 1999) . La précipitation est une forme de localisation des micro-polluants métalliques dans les sols, elle peut former des composés chimiques peu ou pas solubles, tels que des sulfures, des phosphates, des hydroxydes ou des sels organiques (Debieche, 2002 ; Baba Ahmed, 2012).

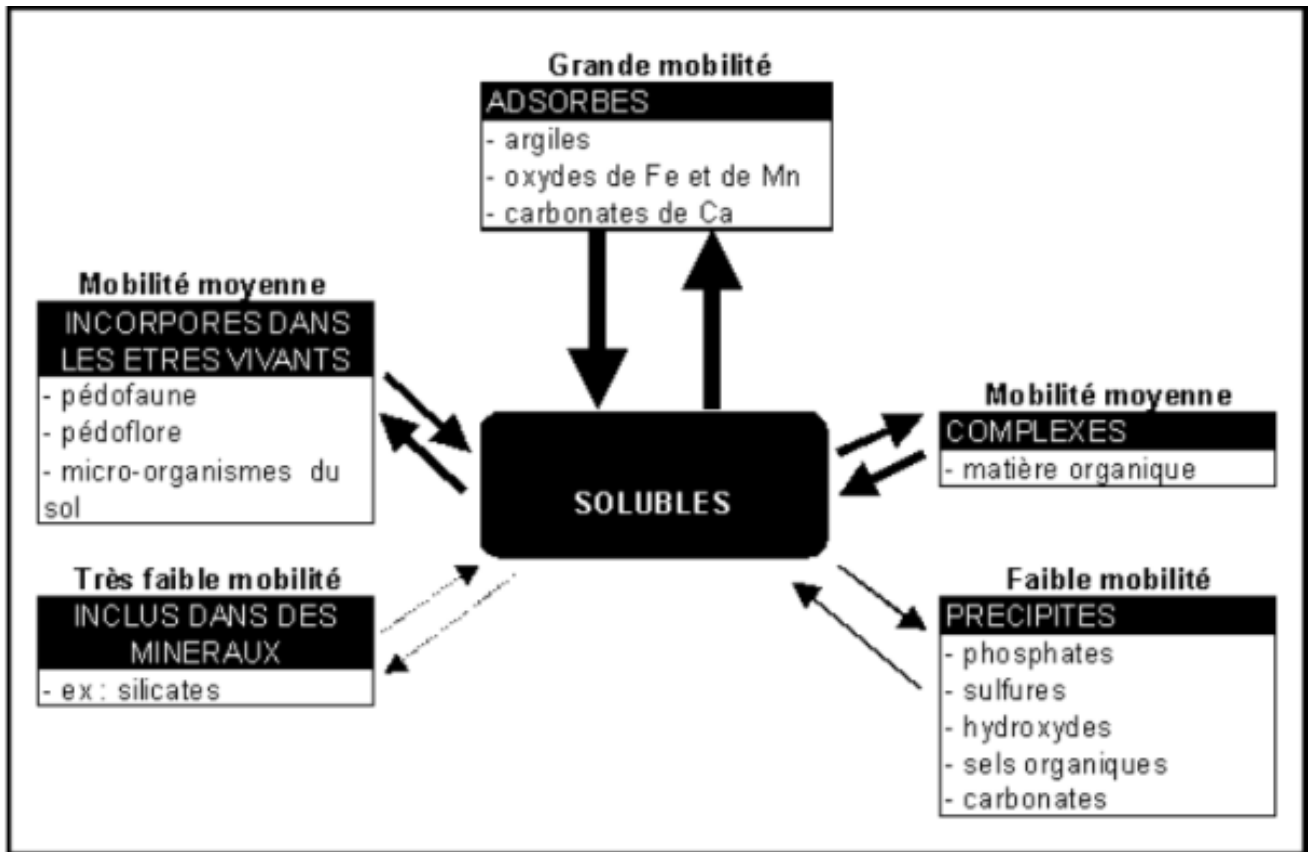


Figure 3. Localisation des ETM dans les sols (Juste, 1988, modifié par Perrono, 1999)

1.5. Les risques liés aux éléments trace métalliques

La seule voie de contamination préoccupante pour les éléments traces est la consommation des plantes cultivées, dans lesquelles ils s'accumulent (Huynh, 2009). L'accumulation des micro-polluants dans les plantes est plus problématique, quoique certains de ces micropolluants soient d'intérêt en tant que facteurs de croissance des végétaux. Les métaux lourds sont classés, selon qu'ils sont ou non indispensables au développement des végétaux, et qu'ils posent ou non des problèmes sanitaires (Tamrabet, 2011) (Fig. 4).

Le manganèse (Mn) et le fer (Fe), deux éléments indispensables au développement des végétaux et ne posent pas de problèmes pour la santé humaine, sont naturellement présents en forte proportion dans le sol (Tamrabet, 2011).

Les métaux suivants ne sont pas indispensables pour les végétaux, mais ils ne présentent pas de danger pour l'utilisation agricole : Le plomb (Pb) est fixé au sol et par conséquent ne pénètre pas dans les plantes. Le sélénium (Se), l'étain (Sn) et le mercure (Hg) sont présents à de très faibles teneurs dans les eaux épurées pour poser des problèmes sanitaires (CCME, 1999). Le chrome (Cr), sous forme ionique (Cr^{3+}), est peu toxique et n'est pas absorbé par les végétaux. L'Aluminium (Al) est déjà présent naturellement dans les sols en forte proportion (Tamrabet, 2011). Les métaux lourds indispensables pour les végétaux, mais dont l'utilisation

en agriculture pose des problèmes sont le cuivre, le molybdène et le zinc (CCME, 1999). Le cuivre est toxique pour les animaux d'élevage. Le seuil de phytotoxicité est atteint avant celui de zootoxicité (Baumont et *al.*, 2004). Le molybdène n'est pas phytotoxique, mais qui pose des problèmes sanitaires pour le bétail. Le zinc est peu toxique, mais s'accumule très facilement dans les tissus végétaux (Boswell, 1989).

Les métaux lourds non indispensables au développement des végétaux, et qui sont dangereux d'un point de vue sanitaire sont l'arsenic, le nickel, et le Cadmium. Le nickel est peu toxique, mais il s'accumule facilement dans les tissus végétaux. Le cadmium est le polluant non organique le plus préoccupant. Il est parfois présent à des concentrations importantes dans les eaux usées et il est très mobile dans le sol. Il s'accumule dans les plantes à de fortes concentrations engendrant la phytotoxicité (Gupta et *al.*, 2007). Il peut s'accumuler dans l'organisme et provoquer de graves intoxications (Yang et *al.*, 2008).

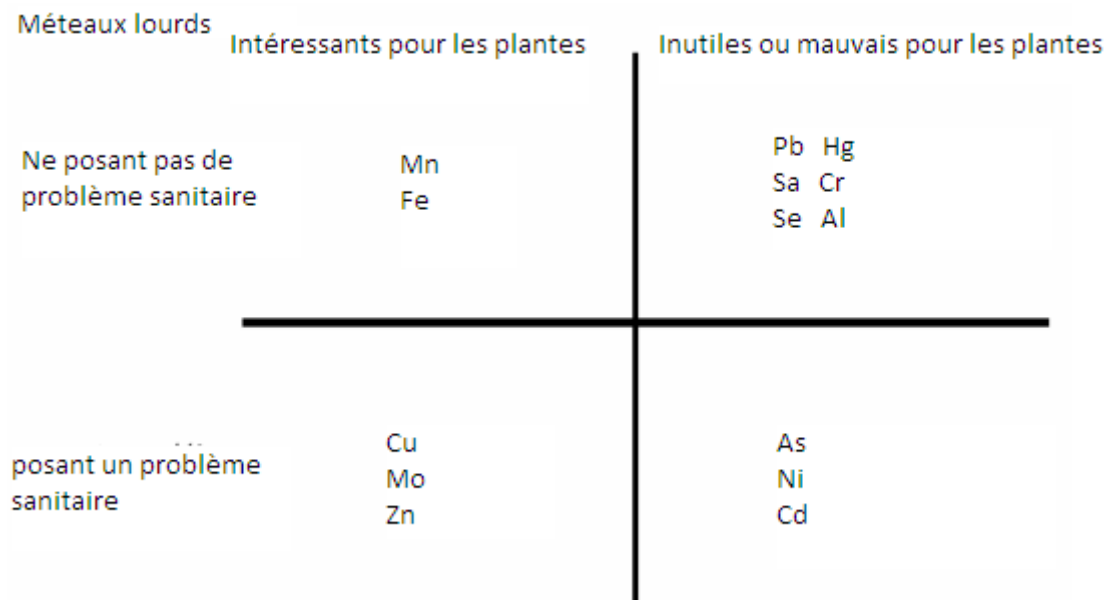


Figure 4. Classification des métaux lourds en fonction des risques et de l'intérêt agronomique D'après Chassin et al. (1996), les ETM peuvent être responsables d'une pollution de sol définie par rapport à :

- ✓ La santé humaine ou animale du fait de la contamination des plantes ou l'ingestion de la poussière qui peut entraîner un dépassement des doses maximales admissibles.
- ✓ Les phénomènes de phyto-toxicité générale rencontrés dans les zones les plus contaminées, par exemple sur des sols industriels et/ou connexes.
- ✓ L'apparition d'effets négatifs sur différents êtres vivants, notamment sur la microflore et mésofaune du sol. Ces effets peuvent être estimés à court et à moyen terme (toxicité, mutagénèse, cancérogenèse).

- ✓ Des transferts vers les milieux adjacents : eaux superficielles et profondes (risques écotoxicologiques) et de l'air (ingestion de particules contaminées) dont la qualité s'en trouve affectée.

Tableau 3. Toxicité des ETM sur les consommateurs

ELEMENT	Toxicité aiguë	Toxicité Chronique	Mutagenèse	Références
Arsenic (As)	Troubles digestifs (vomissements, douleurs abdominales) encéphalopathie, polynévrite	Thrombocytopénie, alopecie, rhinite, kératodermie, gastro-entérite, poly-névrite	Cancérogenèse, tératogenèse (malformation, avortement spontané)	(Ari et al., 1991) ; (Razeyre, 1991)
Cadmium (Cd)	Pneumonie, troubles hépato-digestifs (vomissements, diarrhées)	Troubles respiratoires (bronchite, emphysème...), troubles rénaux (albuminurie), anémie, troubles nerveux		(Apao,1989) ; (Razeyre, 1991) ; (Miquel, 2001)
Cobalt (Co)	Troubles rénaux, du système nerveux et du système cardio-vasculaire	Effet goitrogène, fibrose pulmonaire, troubles gastro-intestinaux, dyspnée, perte de poids et atteinte cardiaque		(Ari et al., 1991)
Chrome (Cr)	Conjonctivite, lésions sévères de la cornée, ulcération de la muqueuse nasale, hémolyse, hépatite systolique, dysenterie	Dermite eczématiforme, rhinite chronique, laryngite et pharyngite, œsophagite, gastro-entérite ...	Cancer pulmonaire	(Ari et al., 1991) ; (Razeyre, 1991) ; (Miquel 2001)
Cuivre (Cu)	Troubles digestifs (vomissements)	Syndrome schizophrénique, troubles hépatiques		(Ari et al., 1991); (Razeyre 1991)
Mercure (Hg)	Troubles digestifs, néphrites mercurielles	Stomatite, tremblement associé à un état de rigidité musculaire, crampes douloureuses		(Ari et al., 1991); (Razeyre, 1991)
Molybdène (Mo)		Syndrome goutteux (augmentation de la production d'acide urique et élimination urinaire de cuivre)		(Ari et al., 1991)
Nickel (Ni)	Troubles digestifs (nausées, vomissements...), céphalées, asthénies, bradycardie	Troubles respiratoires (rhinite, sinusite, anosmie), asthme		(Ari et al., 1991); (Miquel, 2001)
Plomb (Pb)	Anémie, néphropathie (avec	Douleurs abdominales,		(Ari et al., 1991);

	comme conséquence élévation de l'azotémie, protéinurie...)	coliques, troubles nerveux (convulsion, néphrite hématurique, saturnisme)	
Sélénium (Se)	Perionyxis, dermatites eczématiforme, conjonctivite, irritation des voies respiratoires supérieures	Troubles de l'odorat, anorexie, nausée, fatigue, pâleur, amaigrissement	(Pennington et Jones, 1987) ; (Ari et al., 1991); (Miquel, 2001)
Zinc (Zn)	Trouble gastro-intestinal, atteinte du système digestif supérieur, irritation des muqueuses respiratoires	Douleurs gastro-intestinales, altération des réponses immunitaires, induit la carence en cuivre	(Ari et al., 1991); (Razeyre 1991) ; (Miquel, 2001)

1.6. Les normes nationales et internationales des teneurs en ETM des eaux d'irrigation

La santé publique et la protection de l'environnement sont les soucis principaux dans les projets de réutilisation de l'eau usée. A cet égard, des mesures de contrôle strictes à la réutilisation sont imposées par la FAO (1985) et (2003), OMS (1989) et (2012)...etc. Les réglementations régissant l'utilisation des eaux usées en agriculture doivent être pratiques et axées sur la protection de la santé (d'autres aspects sont également concernés comme la protection de l'environnement). Point le plus important : les réglementations doivent être applicables compte tenu des circonstances locales. Il convient de mettre en place un cadre réglementaire autour des différentes mesures de protection sanitaire (à savoir le traitement des eaux usées, les restrictions portant sur les produits, l'épandage des eaux usées, la limitation de l'exposition, la vaccination ou la chimiothérapie) (OMS, 2012).

Parmi les substances toxiques qui peuvent être présentes dans les eaux usées destinées à l'irrigation on note les métaux lourds, du fait de l'afflux d'effluents industriels dans le courant d'eaux usées municipales (Pescod, 1992) (tab. 4). Certaines de ces substances sont éliminables par les procédés de traitement lorsqu'ils existent, mais d'autres restent présentes en quantités suffisantes pour être toxiques à l'égard des cultures. Les métaux lourds sont habituellement fixés sur la matrice du sol et ont tendance à n'avoir de mobilité que dans les couches de sol les plus proches de la surface. (Tanji & Kielen, 2002).

Tableau 4. Concentrations maximales des éléments traces pour les eaux d'irrigation

Élément		Concentration maximale recommandée (mg/l)	Remarques
Al	Aluminium	5.0	Peut être à l'origine d'une absence de productivité des sols acides (pH < 5,5), mais des sols plus alcalins (pH > 7,0) précipitent l'ion aluminium et éliminent toute toxicité.
As	Arsenic	0.10	Seuil de toxicité pour les végétaux très variable et allant de 12 mg/l pour l'herbe du Soudan à moins de 0,05 mg/l pour le riz.
Be	Béryllium	0.10	Seuil de toxicité pour les végétaux très variable et allant de 5 mg/l pour le chou frisé à moins de 0,5 mg/l pour les haricots nains.
Cd	Cadmium	0.01	Toxicité pour les haricots, les betteraves et les navets dès 0,1 mg/l dans les solutions de nutriments. Des limites conservatrices sont recommandées en raison du potentiel d'accumulation de ce métal dans les végétaux et les sols jusqu'à atteindre des concentrations potentiellement nocives pour l'homme.
Co	Cobalt	0.05	Toxique pour les plants de tomate à la concentration de 0,1 mg/l dans la solution de nutriments. Tendance à l'inactivation par les sols neutres ou alcalins.
Cr	Chrome	0.10	N'est généralement pas reconnu comme un élément essentiel à la croissance. Des limites conservatrices sont recommandées en raison du manque de connaissance concernant sa toxicité pour les végétaux.
Cu ^b	Cuivre	0.20	Toxicité pour un certain nombre de végétaux à une concentration de 0,1–1,0 mg/l dans les solutions de nutriments.
F	Fluorure	1.0	Inactivation par les sols neutres ou alcalins.
Fe ^b	Fer	5.0	Pas de toxicité pour les végétaux dans les sols aérés, mais peut contribuer à l'acidification du sol et à la diminution de la disponibilité des éléments essentiels phosphore et molybdène. Sa pulvérisation aérienne peut entraîner des dépôts disgracieux sur les végétaux, les équipements et les bâtiments.
Li	Lithium	2.5	Tolérance par la plupart des cultures jusqu'à 5 mg/l; mobilité dans les sols. Toxicité pour les citronniers à faible concentration (<0,075 mg/l). Action similaire à celle du bore.
Mn ^b	Manganèse	0.20	Toxicité pour un certain nombre de cultures à une concentration de quelques dizaines à quelques milligrammes par litre, mais seulement dans les sols acides en général.
Mo	Molybdène	0.01	Pas de toxicité pour les végétaux à une concentration normale dans le sol ou l'eau. Toxicité potentielle pour le bétail dont le fourrage est cultivé sur des sols renfermant de fortes concentrations de molybdène disponible.
Ni	Nickel	0.20	Toxicité pour un certain nombre de végétaux à une concentration de 0,5–1,0 mg/l; toxicité moindre lorsque le pH est neutre ou alcalin.
Pd	Plomb	5.0	Inhibition de la croissance des cellules végétales pour de très faibles concentrations.
Se	Sélénium	0.02	Toxicité pour les végétaux dès 0,025 mg/l et toxicité pour le bétail dont le fourrage est cultivé sur des sols présentant des concentrations relativement élevées de sélénium ajouté. Élément essentiel pour les animaux, mais à très faible concentration.
V	Vanadium	0.10	Toxicité pour de nombreux végétaux à des concentrations relativement faibles.
Zn ^b	Zinc	2.0	Toxicité pour de nombreux végétaux à des concentrations très variables; toxicité réduite à pH > 6,0 et dans les sols à texture fine ou organiques.

La concentration maximale est basée sur une dose d'application d'eau correspondant à de bonnes pratiques d'irrigation (10 000 m³ par hectare et par an). Si l'application dépasse largement cette norme, on devra diminuer en conséquence les concentrations maximales. Aucun ajustement à faire pour des dotations inférieures à 10 000 m³/ha/an

Source : Ayers & Westcot (1985) ; Pescod (1992) adopté par l'OMS (2012).

De sa part la FAO a fixé des concentrations limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation (tab. 5).

Tableau 5. Limites recommandées en éléments traces dans les eaux usées épurées destinées à l'irrigation ^a

Constituent	Utilisation à long terme ^b	Court terme ^c
	(mg/l)	(mg/l)
Aluminium	5.0	20.0
Arsenic	0.10	2.0
Béryllium	0.10	0.5
Bore	0.75	2.0
Cadmium	0.01	0.05
Chrome	0.1	1.0
Cobalt	0.05	5.0
Cuivre	0.2	5.0
Fluor	1.0	15.0
Fer	5.0	20.0
Plomb	5.0	10.0
Lithium	2.5	2.5
Manganèse	0.2	10.0
Molybdène	0.01	0.05
Nickel	0.2	2.0
Sélénium	0.02	0.02
Vanadium	0.1	1.0
Zinc	2.0	10.0

^a Adapté de: Académie nationale des sciences - National Academy of Engineering (1973)

^b Pour l'eau utilisée sans interruption sur tous les sols

^c Pour l'eau utilisée pendant une période d'au plus 20 ans sur des sols de texture fine, neutres ou alcalins

Les métaux qui peuvent être présents dans les eaux résiduaires {cadmium (Cd), cuivre (Cu), molybdène (Mo), nickel (Ni) et zinc (Zn)} peuvent constituer un risque sanitaire significatif pour les humains et les animaux et peuvent également affecter les cultures irriguées. Ces métaux, dans la plupart des cas, s'accumulent dans la plante et peuvent affecter de façon défavorable les humains ou les animaux domestiques se nourrissant de ces plantes. Pour cette raison, beaucoup de pays développés ont établi des charges maximum admissibles en métaux lourds sur les terres agricoles (FAO, 2003). Biswas (1987) a rapporté la charge en métaux lourds admise sur les terres agricoles dans quelques pays européens (tab. 6).

Tableau 6. Charge maximum en éléments traces permise sur les terres agricoles en kg/ha.an (adapté de Biswas, 1987).

Pays	Cd	Cu	Cr	Pb	Hg	Ni	Zn
France	5.4	210	360	210	2.7	60	750
Allemagne	8.4	210	210	210	5.7	60	750
Pays-Bas	2.0	120	100	100	2.0	20	400
Angleterre	5.0	280	1000	1000	2.0	70	560

En Algérie, la réutilisation des eaux usées brutes en agriculture est interdite par la loi, mais elle est devenue une réalité. Selon Hartani (1998), 8% des terres irriguées, notamment en petite et moyenne hydraulique, reçoivent des eaux usées non traitées. Cette pratique ne cesse de se développer en aval des centres urbains, des grandes et petites agglomérations (Tamrabet et al., 2007; Tamrabet, 2007). les métaux lourds et les oligoéléments (Al, As, Ba, Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Li, Mn, Hg, Ni, Se) ne sont pas nécessairement un problème pour la réutilisation de l'eau usée, mais il est recommandé que ces éléments soient déterminés au moins une fois avant la première irrigation. La surveillance périodique est recommandée pour ceux trouvés en concentrations qui peuvent affecter le système sol-plante-animal ou être humain. En vue de protéger ce système, des concentrations maximales sont fixées par l'état Algérien (Tab. 7)

Tableau 7. Les Concentrations maximales admissibles en éléments traces autorisés en Algérie

Eléments toxiques (*)	Concentration maximale admissible en (mg/l)
Aluminium	20.0
Arsenic	2.0
Béryllium	0.5
Bore	2.0
Cadmium	0.05
Chrome	1.0
Cobalt	5.0
Cuivre	5.0
Cyanures	0.5
Fluor	15.0
Fer	20.0
Phénols	0.002
Plomb	10.0
Lithium	2.5
Manganèse	10.0
Mercuré	0.01
Molybdène	0.05
Nickel	2.0
Sélénium	0.02
Vanadium	1.0
Zinc	10.0

(*) : Pour type de sols à texture fine, neutre ou alcalin

Source : Journal officiel de la République Algérienne (2012)

2. Ver de terre «lombric» : organisme ingénieur des sols

2.1. Notion d'ingénieurs d'écosystème et abondance

Le terme d'ingénieurs de l'écosystème désigne les organismes qui, directement ou indirectement, modifient les ressources disponibles pour d'autres organismes en provoquant des changements physiques de l'état des matériaux biotiques et abiotiques tels que le ver de terre, le termite ou la fourmi (Jones *et al.*, 1994 ; Lawton, 1994). Selon Stork et Eggleton

(1992) et Lavelle (1997), ces organismes «ingénieurs»; modifient les propriétés physico-chimiques du sol, favorisant ainsi les activités microbiologiques.

L'importance des lombriciens dans le brassage du sol est reconnue par Darwin dès 1881. En 1994, plus de 3600 espèces de vers de terre, réparties en 15 familles, avaient été recensées dans le monde, auxquelles s'ajoutent plus de 60 nouvelles espèces chaque année (Huynh, 2009). On estime à 7000 environ le nombre total d'espèces, la majorité vivant sous les tropiques (Lavelle *et al.*, 1998) et environ 3700 espèces ont été décrites à ce jour (Decaëns *et al.*, 2013). A titre d'exemple, au Brésil il existe plus de 300 espèces (Brown et James, 2006), en France, Bouché (1972) a recensé seulement 97 espèces et dans les trois pays du Maghreb (Algérie, Maroc, Tunisie), Omodeo *et al.* (2003) ont signalé la présence de 33 espèces de vers de terre. Au niveau national Bazri *et al.* (2013), ont déterminé 18 espèces dans leur étude à l'est algérien, Baha (1997), a recensé 11 espèces dans le secteur algérois et Ouahrani (2003) a déterminé 11 espèces dans le Constantinois. les vers de terre jouent un rôle important dans leur environnement grâce à différents mécanismes physico-chimiques et biologiques, permettant d'améliorer la fertilité et de préserver la structure du sol (Stork et Eggleton, 1992 ; Lavelle *et al.*, 1997). Aussi, en affectant les propriétés physiques et chimiques du sol, ils modifient le biotope des communautés microbiennes (Lavelle et Gilot, 1994 ; Lavelle *et al.*, 1997).

2.2. Taxonomie et catégories écologiques

Les vers de terre sont omniprésents dans tous les sols tropicaux ou tempérés et leur diversité taxonomique est très importante (Huynh, 2009). Bouché (1972) classe les lombrics selon trois catégories écologiques : les épigés, les anéciques, les endogés (Fig. 5). Ces différentes catégories se définissent d'abord par la localisation en profondeur, le régime alimentaire et par des caractères anatomiques tels que la pigmentation de l'épiderme.

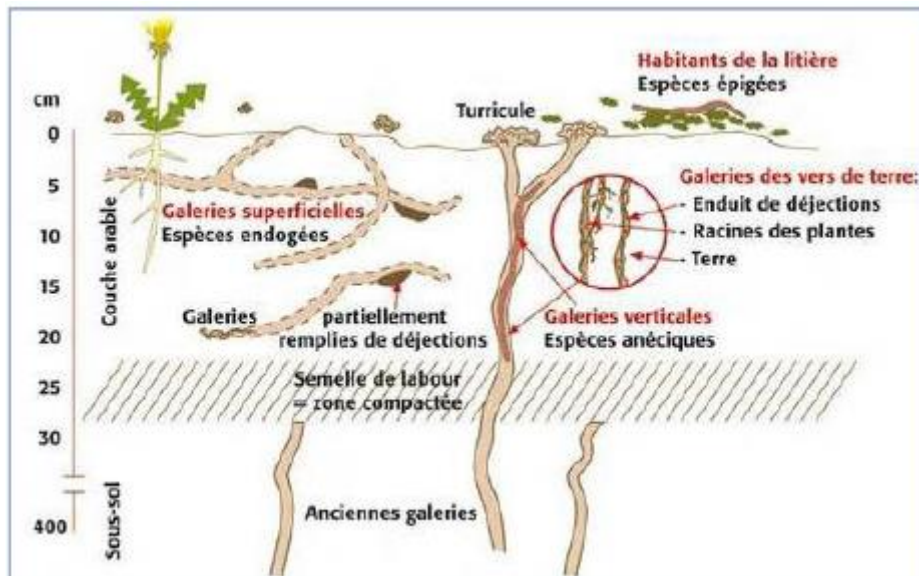


Figure 5. Localisation des trois catégories écologiques de vers de terre

<http://www.bioactualites.ch/fr/sol-sain-plantes-saines/biodiversite/ver-de-terre.html>

Les **épigés** sont de petite taille (10 à 30 mm en général) et vivent généralement dans la litière ingérant de la matière organique en décomposition, où ils jouent un rôle important dans le recyclage, les épigés ne creusent pas de galeries, même si certaines espèces intermédiaires peuvent créer de petites galeries très superficielles (Pélosi, 2008 ; Bottinelli, 2010). Ils peuvent être classés en plusieurs groupes selon la matière organique dont ils se nourrissent : les staminicoles (litière), les corticoles (écorce et tronc d'arbre en décomposition, compost et fumier), les détritiphages (déchets organiques divers) et les coprophages (déjections de mammifères) (Bouché, 1977, Lee, 1985). Ces espèces, localisées en surface, sont particulièrement sensibles à la prédation, aux variations climatiques et aux facteurs anthropiques et à la disparition des horizons organiques par le labour et l'usage des traitements phytosanitaires (Huynh, 2009 ; Bottinelli, 2010) ce qui rend ces espèces rares en milieu cultivé (Ababsa et al., 2016). Menard (2005), indique qu'elles représentent seulement 5% de la biomasse des vers de terre dans le sol.

Les anéciques sont des individus de taille moyenne à géante, dans le cas des espèces méditerranéennes, (10 à 11 cm) vivant dans des galeries verticales à subverticales plus ou moins ramifiées et s'ouvrant en surface. Au cours de l'ingestion du sol et de l'enfouissement de la matière organique, ils assurent un mélange intime de la matière organique et de la fraction minérale des différents horizons du sol, Cette activités contribue aussi au déplacement de la matière minérale du sol à partir des couches profondes vers la surface du sol (Asshoff *et al.*, 2009). Les anéciques représentent souvent la moitié de la biomasse des

vers de terre de sol (Poupeau, 2008 ; Menard, 2005). Les galeries des anéciques participent à la création de la porosité et le maintien de la structure (Labreuche *et al.*, 2007). Kladvko (2001), révèle que les espèces anéciques sont les plus touchées par le travail du sol. Ces espèces, localisées sur toute la hauteur du profil, disposent d'une forte musculature leur permettant de s'adapter à des compacités de sol relativement élevées et de résister aux pressions anthropiques connues en sols cultivés. (Bouché, 1977)

Les endogés sont de taille variable (1 à 20 cm) faiblement colorés, représentent 20 à 25% de la biomasse de terre fertile et vivent en permanence dans les vingt premiers centimètres de sol (Römbke *et al.*, 2005) où ils creusent des galeries temporaires d'orientation quelconque (Bouché, 1977) ou horizontales très ramifiées, donc ils seraient susceptibles d'être les plus impactés par la contamination des sols (Da Silva, 2013). Ils se nourrissent de la MO incorporée dans la matrice sol et doivent parcourir les horizons du sol pour satisfaire leur besoin alimentaire (Bouché, 1977). Lavelle (1981) a imposé une classification des vers de terre basée sur la richesse du milieu en matière organique où il a distingué, les oligohumiques (c'est-à-dire vivant dans des milieux pauvres en MO), les polyhumiques (milieux riches en MO) et les mésohumiques (milieux intermédiaires). Les vers endogés modifient significativement l'agrégation du sol et la porosité qui contrôle l'écoulement de l'eau dans le sol (Bottinelli, 2010). Lavelle et Spain (2001), indiquent que ces espèces produisent de grandes quantités de mucus.

2.3. Impact des vers de terre sur le sol

L'impact des lombriciens sur le sol varie selon leur catégorie écologique. Les endogés et les anéciques sont les plus influents (Shaw et Pawluck, 1986 ; Brown, 1998). Les lombriciens modifient les propriétés physico-chimique du sol créant ainsi une sphère d'influence particulière appelée drilosphère (Shuster et al, 2001 ; Lee, 1985 ; Edwards et Bohlen, 1996 ; Tiunov et Scheu, 1999). La « drilosphère » est la zone d'influence des vers de terre sur le fonctionnement des sols. Elle comprend toutes les structures physiques dépendantes des vers telles que le contenu du tube digestif, les turricules, et les galeries ainsi que les communautés d'invertébrés et de micro-organismes qui y sont présentes (Lavelle *et al.*, 1998).

Les activités mécanique principales des vers comprennent (i) l'élaboration de réseaux de galeries dans lesquelles ils se déplacent et (ii) l'excrétion de déjections dans les galeries (féces) ou en surface du sol (turricules) (Huynh, 2009) (Fig. 6).

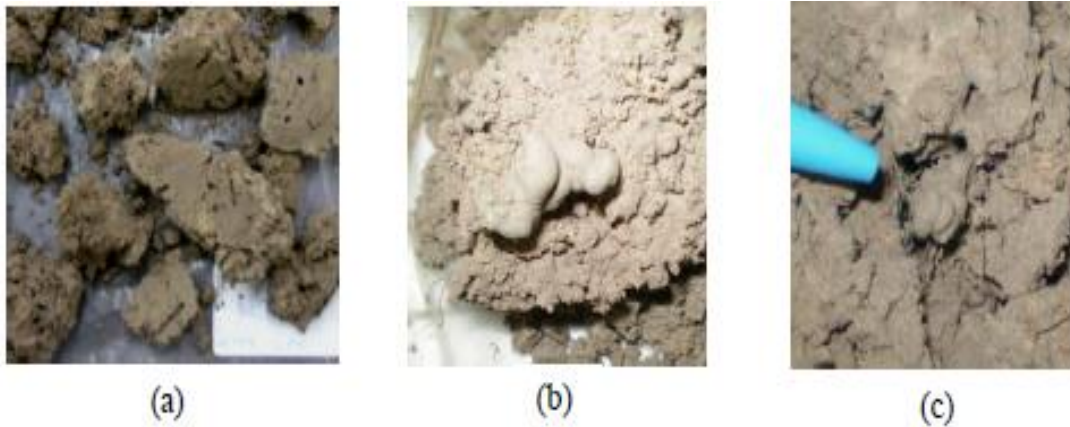


Figure 6. Structures construites par des vers de terre (Huynh, 2009)

(a) galeries, (b) déjection dans les galeries (fèces) et (c) déjection à la surface (turricules)

Selon la catégorie écologique des vers de terre, le réseau de **galeries** sera différent (étendue, orientation, diamètre...). Le nombre de galeries dans un sol dépend de l'abondance des vers et peut atteindre plusieurs centaines par m² (Lee, 1985). Dans les sites avec des communautés de vers importantes, le volume des galeries contribue pour une grande part aux pores du sol et fournit ainsi une voie de passage pour l'air et l'eau dans le sol (Tomlin *et al.*, 1995). Ces activités conduisent à l'amélioration de la porosité et de l'aération (Joschko *et al.*, 1989).

De plus, les galeries favorisent le transfert de composés dans les différents horizons du sol, à la fois passivement (percolation, infiltration) mais également par le rôle fouisseur actif des espèces anéciques. Les vers de terre tapissent les galeries de mucus et de déjections riches en nutriments au cours de leurs passages successifs dans le sol (Sims et Gerard, 1985 ; Binet et Curmi, 1992). Binet *et al.* (1993) montrent que les parois de galeries de *L. terrestris* sont plus riches en carbone organique et en azote que le sol environnant. Ces rapports favorisent le développement d'une microflore bactérienne importante tout au long des parois des galeries, ce qui entraîne une augmentation des activités respiratoires et de minéralisation enzymatique (Binet, 1993).

Les vers de terre ingèrent les sols, puis les excrètent à la surface du sol ou dans les galeries. La quantité de **turricules** déposée à la surface du sol se situe entre 2 et 250 tonnes/ha/an en sol tempéré, mais en prairies les valeurs sont de 40 à 50 tonnes/ha/an, ce qui représente une épaisseur de sol de 3 à 4 mm (Lee, 1985). Binet et Le Bayon (1999) évaluent la production de turricules de 2,5 à 3,5 kg/m²/an (poids sec) pour 100 g de ver/m². Cependant, la production et l'abondance des turricules de vers de terre apparaissent très variables en fonction du milieu (conditions climatiques, types de sol), des espèces de vers présentes ainsi que du couvert végétal. Par exemple, la disparition des turricules est de 70% en saison des pluies, et de 20% en période sèche ; les turricules sont donc intégrés plus lentement à la matrice du sol en

période sèche (Binet et Le Bayon, 1999). Le comportement alimentaire des vers de terre conduit à une grande variabilité dans la composition de leurs déjections. Celles-ci possèdent donc des structures physiques offrant des conditions miro-environnementales particulières différentes de celles du sol initial (Huynh, 2009). Certains vers de terre se nourrissent sélectivement de sol enrichi en matière organique (Zhang et Schrader, 1993 ; Doube *et al.*, 1994). Doube *et al.* (1996) ont montré que *L. terrestris* et *A. caliginosa* consomment préférentiellement un mélange de particules minérales fines et de matière organique plutôt que de la matière organique seule. Après leur transit dans le tube digestif du vers, les organismes ingérés (champignons, protozoaires, de bactéries ou d'algues) sont plus ou moins modifiés en fonction des conditions physicochimiques intestinales. Les organismes ayant survécu (surtout des spores de champignons, de protozoaires et des bactéries résistantes) constituent l'inoculum qui colonisera le turricule par la suite et orientera les processus microbiens (Brown, 1995). Huynh (2009) montre un enrichissement des turricules en bactéries et en actinomycètes dans les déjections de *L. terrestris* dû au passage du sol dans l'intestin qui crée des conditions favorables à leur développement. Barois et al. (1987) ont démontré l'effet de stimulation des vers de terre sur l'activité microbienne des sols, alors que Kristufek *et al.* (1992) ont motionné que l'ingestion du sol par les vers de terre endogés peut conduire à la diminution des populations bactériennes et fongiques. Les activités enzymatiques peuvent donner des informations sur le fonctionnement de la communauté microbienne. Tiwari *et al.* (1989) indiquent que les activités phosphatase, déshydrogénase, et uréase sont plus intenses dans les turricules. Une forte activité phosphatase a aussi été trouvée dans les turricules frais du vers endogé *A. caliginosa*. Ces activités enzymatiques peuvent agir sur la biodisponibilité des éléments minéraux tels que le phosphore (Satchell et Martin, 1984). En générale, Les turricules (déjections des vers laissées en surface) et les galeries constituent des microsites particuliers qui comparés au sol environnant présentent un enrichissement en C, N et autres nutriments (P, K, Mg, NH₄, ...)(Lunt et Jacobson, 1944 ; Parle, 1963 ; Syers, 1979, Parkin et Berry, 1999). Les turricules et parois de galeries sont le siège de diverses réactions et processus physiques, chimiques et biologiques influençant ainsi le cycle biogéochimique de certains éléments majeurs tels que l'azote (Binet, 1993 ; Parkin et Berry, 1999), le carbone (Lee, 1985, Jégou, 1998 ; Shuster et al, 2001), et le phosphore (Chapuis-Lardy et al, 1998 ; LeBayon, 1999) et la dynamique des éléments traces métalliques (Tomlin et al, 1993 ; Abdul Rida, 1996 ; Devliegher et Verstraete, 1997 ; Ablain, 2002).

Selon Bourguignon (1996), le rôle des vers de terre dans le sol s'exerce à trois niveaux :

- ✓ Rôle des vers de terre sur la physique du sol

Au niveau de la granulométrie, les vers de terre sélectionnent les particules fines de sol, ils luttent constamment contre le phénomène de lessivage (la descente des éléments fins dans le profil). Sans leur intervention, tous les sols bloqueraient par l'accumulation d'une couche d'argile en profondeur. De point de vue aération de sol, le réseau complexe de galeries des vers de terre en surface et en profondeur reliées entre elles par les galeries verticales des anéciques, permet la circulation de l'eau et l'air ainsi que la descente racinaire. Les vers de terre contribuent également à la stabilité structurale du sol où l'apport de mucus estimée à la stabilité à 20-50 tonnes/ha/ an à la terre excrétée confère au turricule une forte stabilité structurale. Un autre rôle physique des vers de terre est l'augmentation de la capacité de rétention de l'eau due à la présence de mucus et d'humus dans les turricules ce qui permet aux prairies de se dessécher moins que le sol nu (McColl et al., 1982 ; Aina, 1984 ; Shaw & Pawluk, 1986 ; Stewart et al. 1988 ; Clements et al., 1991 ; Springett et al., 1992 ; Zhang et Schrader, 1993).

✓ Rôle des vers de terre sur la chimie du sol

Les vers de terre jouent un rôle important dans l'oxydation des éléments nutritifs. Grâce à l'aération des galeries de vers, l'oxygène pénètre à l'intérieur du sol et permet à la microflore aérobie de travailler et de former des éléments assimilables par la plante tel que les nitrates, phosphates, sulfates ... (En absence d'oxygène, les microbes de sol vont fabriquer de l'ammoniaque à la place du nitrate, du sulfure à la place du sulfate, du fer réduit à la place du fer oxydé ... etc. Or tous les éléments réduits sont toxique pour les racines) (Donahue, 1985). L'action des sucs digestifs et des enzymes intestinales des vers de terre modifient beaucoup la teneur des éléments assimilable d'une turricule de vers, particulièrement sur le phosphore car l'acidité intestinale attaque le phosphate de calcium insoluble en superphosphate et sur le potassium car le mucus augmente la CEC de l'argile ingérée (Springett, 1985 ; Lee & Ladd, 1984 ; Lee, 1985 ; Lavelle, 1988 ; Basker et al., 1992). Les vers de terre ont également un effet sur la dégradation de la matière organique en exerçant deux actions ; l'enfouissement des débris des végétaux surtout par les anéciques qui peuvent ingérer directement l'aliment enfoui ou mise à incuber dans leurs galeries a fin d'y subir une première transformation microbiologique puis mélanger à la terre dans le tube digestif et excréter sous forme de turricule et l'humification de la matière organique contenue dans les turricules et comme elle est exposée à l'air les champignons humificateurs se multiplient et transforment la matière organique en humus (Bourguignon, 1996),

✓ Rôle des vers de terre sur la biologie du sol

Les vers de terre agissent à la fois sur la qualité et la quantité de la microflore du sol ainsi dans le turricules on observe 2 à 5 fois plus d'activité microbienne que dans le sol adjacent. De plus grâce à l'aération constante du milieu, les vers de terre permettent le développement des germes aérobies et en particulier les champignons qui assurent le processus d'humification. (Bourguignon, 1996).

3. Vers de terre et Elément Trace Métalliques « ETM »

3.1. Impacts des métaux sur les lombriciens

Les vers de terre sont plus sensibles aux teneurs en métaux lourds que les autres invertébrés dans le sol (Bengtsson *et al.*, 1992), cette sensibilité a été étudiée dès 1973 par Gish *et al.* (Ablain, 2002). Les vers de terre sont utilisés comme bioindicateur de pollution aux éléments traces métalliques car leur capacité à les accumuler est souvent plus élevée que pour d'autres espèces animales (Beyer *et al.*, 1982). Cependant, les métaux lourds ont des effets variables en fonction des espèces, du stade de développement, du mode de vie (lieu de vie et régime alimentaire) et de leur capacité d'adaptation face à la pollution. Ces effets varient également suivant la nature du métal, sa forme chimique et les propriétés du sol. (Grelle, 1998 ; Ablain, 2002 ; Huynh, 2009 ; Leveque, 2014)

L'augmentation de la teneur en métaux lourds au delà d'un certain seuil réduit la densité des vers (Pizl et Josen, 1995) et influe négativement sur leur croissance pondérale, leur développement sexuel et la production de cocons (Spurgeon et Hopkin, 1996). Spurgeon *et al.* (2000) ont observé une réduction significative du taux de survie de 4 espèces de vers de terre pour des concentrations en zinc comprises entre 2000 – 3600 ppm. De plus, ils ont noté des pertes significatives de poids à partir de 1200 – 2000 ppm de zinc. Par ailleurs, Depta *et al.* (1999) indiquent que l'un des mécanismes potentiels d'adaptation des vers à la pollution est l'évitement. Les vers, placés en sols pollués, seraient ainsi en mesure de différencier la matière organique selon son niveau de contamination.

La capacité d'accumulation de métaux lourds des vers (étudiée sur quelques espèces) a été reconnue dans la littérature dès la fin du 19^{ème} siècle (Hopkin, 1989). Chez les vers de terre, les métaux lourds s'accumulent notamment dans les tissus digestifs soit par voie orale après leur ingestion, soit par voie cutanée chez les vers de terre n'ayant pas de cuticule protectrice et vivant en contact permanent avec le sol. De nombreuses études ont permis d'identifier les paramètres dont dépend ce processus de bioconcentration (i) l'espèce de ver et sa catégorie écologique, (ii) le type de métal et sa spéciation, (iii) les propriétés physiques et chimiques du

sol, (iv) la saison et (v) quand il s'agit d'une pollution diffuse, la distance à la source de contamination. Ainsi, les métaux lourds complexes sont moins disponibles pour le ver de terre (Hartenstein et Hartenstein, 1981). Enfin, l'étude de l'accumulation des métaux lourds dans les tissus des vers pourrait être un bon bio-indicateur de disponibilité des métaux lourds dans le sol (Lanno et Mc carty, 1997 ; Conder et Lanno, 2000 ; Conder *et al.*, 2001 ; Oste *et al.*, 2001).

Par ailleurs, quelques études traitent également de l'impact des vers de terre eux-mêmes et de leurs activités sur la dynamique des métaux lourds dans le sol tels que la solubilité, l'extractibilité, la biodisponibilité (Wen *et al.*, 2004 ; Devliergheer et Verstraete, 1997). Ainsi, la présence du ver de terre *L. terrestris* augmente la disponibilité du cuivre de 6% (Devliergheer et Verstraete, 1995). Cependant, on considère que le rôle de ces organismes dans la biodisponibilité des métaux lourds pour les plantes est très modeste dans les sites contaminés (Abdul rida, 1996).

3.2. Impacts des Lombriciens sur les métaux

Selon Sizmur et Hodson (2009), les vers de terre peuvent augmenter la mobilité et la disponibilité des ETM dans les sols. Ceci peut se traduire par une augmentation des concentrations en ETM lixiviés du sol à la solution du sol (Tomlin *et al.*, 1993).

Quelques études traitent également de l'impact des lombriciens et de leurs activités sur la dynamique des ETM dans le sol. Diverses notions vis-à-vis des métaux comme leur solubilité (Hartenstein *et al.*, 1980, l'extractibilité (Helmke *et al.*, 1979), leur biodisponibilité (Abdul Rida, 1996 ; Devliegher et Verstraete, 1997), ont été étudiées en présence de lombriciens. Les résultats obtenus sont contradictoires : selon Ireland (1975), la disponibilité des ETM augmente dans les turricules tandis que pour Hartenstein *et al.* (1980), elle ne varie pas. Devliegher et Verstraete (1995) montrent que la disponibilité du cuivre et du manganèse augmente en présence de lombricien alors que la disponibilité du zinc ne varie pas. Les mêmes auteurs ont indiqué que cette hétérogénéité des résultats obtenus lors de ces études est liée à divers critères comme la nature des sols, les espèces lombriciennes, la source d'apport des métaux (boues, sel, lisier, ...), l'élément trace, ainsi que la notion abordée (disponibilité, biodisponibilité, extractibilité, ect...) et l'extractant utilisé. Selon Abdul rida (1996), le rôle de ces organismes dans la mise à disposition des éléments traces pour les plantes est très modeste dans les sols contaminés.

Matériels et **Méthodes**

Matériels et Méthodes

1. Représentation de la zone d'étude

1.1. Prairies naturelles de la ville de Sétif : Situation géographique

Les prairies naturelles des hautes plaines Sétifiennes se localisent sur l'étage bioclimatique semi aride compris entre 200 mm/an et 600 mm/an cumul pluie et occupent 1.07% de la SAT (Surface Agricole Totale) de la wilaya de Sétif (Ababsa, 2016). Située au Nord-Est de l'Algérie, Cette ville occupe une position centrale et constitue un carrefour entouré de six wilayas. Elle est limitée, au Nord, par les wilayat de Bejaia et de Jijel, à l'Est par la wilaya de Mila, au Sud par les wilayat de Batna et M'sila et à l'Ouest par la wilaya de Bordj Bou-Arreidj. Elle est composée de 60 communes réparties en 20 daïras. La wilaya de s'étend sur une superficie de 6504 km², Le relief est relativement accidenté dans sa partie Nord, dominé par les montagnes boisées; il est plutôt plat dans ses parties centrale et celle du Sud où émergent quelques mamelons dénudés. Sétif est une région à vocation agricole (la culture des céréales et l'élevage ovin-bovin) (Bouzerzour et *al.*, 2006).

Notre étude a été menée dans les prairies périurbaines à l'Ouest de la ville de Sétif. Ces prairies sont irriguées par les effluents urbains de cette ville et situent à l'Ouest de la ville de Sétif. Elles s'étalent approximativement entre les longitudes : 5° 22' 37'' et 5° 23' 23'' Est et les parallèles : 36°10' 36'' et 36° 11' 25'' Nord, sur une surface de 1,13 Km² avec un périmètre de 5,93 Km.

Selon Ababsa et *al.* (2016), les eaux usées brutes de la ville de Sétif représentent une source permanente et gratuite d'eau et de fertilisants pour cet Oued, utilisé pour l'irrigation de l'espace prairial, et aussi une source permanente de pollution qui peut, à long terme, entraver la santé et l'environnement.

1.2. Le réseau hydrographique

Le réseau hydrographique de la wilaya de Sétif est composé de nombreux petits oueds. La plupart des oueds présentent des écoulements temporaires, liés aux épisodes pluvieux. Oued Bouselam fait partie du bassin versant du Soummam ; est le principal axe hydrographique de la Wilaya (ANAT, 2008). Il prend sa source à Ras Aïn Bouselam qui se trouve au nord de Fermatou et se déverse dans Oued Soummam pour rejoindre la méditerranée (ANAT, 2008 ; Bentouati et Bouzidi, 2012). Oued Bouselam est alimenté depuis plus d'un demi-siècle par des eaux usées des agglomérations limitrophes et même par les eaux traitées rejetées par la

station d'épuration de la ville. Ce cours d'eau permanent constitue une source d'eau d'irrigation très importante pour les surfaces prairiales limitrophes (Ababsa, 2016) et même pour abreuver les cheptels ovins et bovins (Kebich *et al.*, 1999). Cet Oued déverse ses eaux au barrage d'Ain Zada qui alimente en eau les villes de Sétif, d'El Eulma, de Bordj-Bou-Argeridj et Bougaâ, soit une population d'un million d'habitants (Bentouati et Bouzidi, 2012).

1.3. Le couvert végétal

Parmi les espèces végétales on trouve pour la strate arborescente: *Populus alba* et *Salix babylonica*. (Salicaceae), *Eucalyptus globulus*. (Myrtaceae), *Sophora japonica*. (Fabaceae). Et pour la strate herbacée : *Geranium robertianum*. (Geraniaceae), *Dahlia sp.* (Asteraceae), *Vicia sativa*, *Trifolium compestre*. (Fabaceae), *Chrysanthemum anethifolium*. (Compositae) (Gourari, 2015) ainsi que *Lolium perenne* (Poaceae).

1.4. Etude climatique

Le climat de la région est continental semi aride, avec un été chaud et sec et un hiver froid et humide, caractérisé par des pluies insuffisantes et irrégulières à la fois dans le temps et dans l'espace et des températures moyennes mensuelles très basses en hiver et élevées en été.

Les températures de la région d'étude enregistrent une variabilité interannuelle remarquable avec une tendance d'augmentation durant les vingt dernières années.

La variabilité présentée par les températures moyennes des années, s'étale entre 13,27°C (moyenne de l'année 1991) et 15,63°C (moyenne de l'année 2001) avec une différence de 2,46°C.

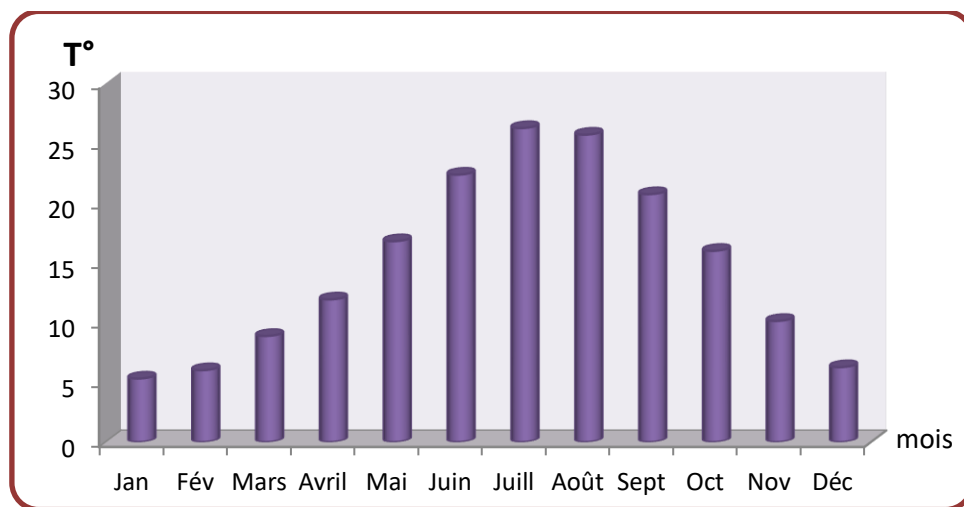


Figure 7. Variabilité mensuelle de la température moyenne dans la région de Sétif sur une période de 37 ans (1981-2016)

On remarque que, sur une période de 37ans, les mois les plus froids sont décembre, janvier et février avec des moyennes de 6.27 , 5.13 et 6.01°C respectivement, et les mois les plus chauds sont juillet et Août avec une moyenne supérieure à 25 °C (26.27 et 25.72 °C respectivement). Les valeurs mensuelles moyennes des températures, sur une période de 37 (de 1981 jusqu'au 2016), passent de 24,80°C en été à 5,83°C en hiver.

Les précipitations constituent un facteur déterminant des débits du cours d'eau et l'alimentation des aquifères. La détermination de la pluviométrie et son évolution dans le temps ont été basés sur les données de l'Office National des Météo (ONM). Les précipitations de la ville de Sétif sont irrégulières et insuffisantes avec une moyenne annuelle de 402,03 mm pour la période (1981- 2016). Les observations pluviométriques étalées sur une période de 37 ans ont permis de connaître d'une façon approximative le régime pluviométrique de la région.

La figure 8 montre que le régime pluviométrique de la région se caractérise par une irrégularité très importante d'une année à l'autre avec une différence très marquée entre l'année la plus pluvieuse (2011 avec un cumul de 614,73 mm) et la plus sèche (1983 avec un cumul de 200,1mm); cet écart est de 414,63 mm, on note également que sur 37 ans il y a 20 ans présentant des quantités supérieures à 400 mm et 36 ans caractérisées par une pluviométrie plus de 250 mm.

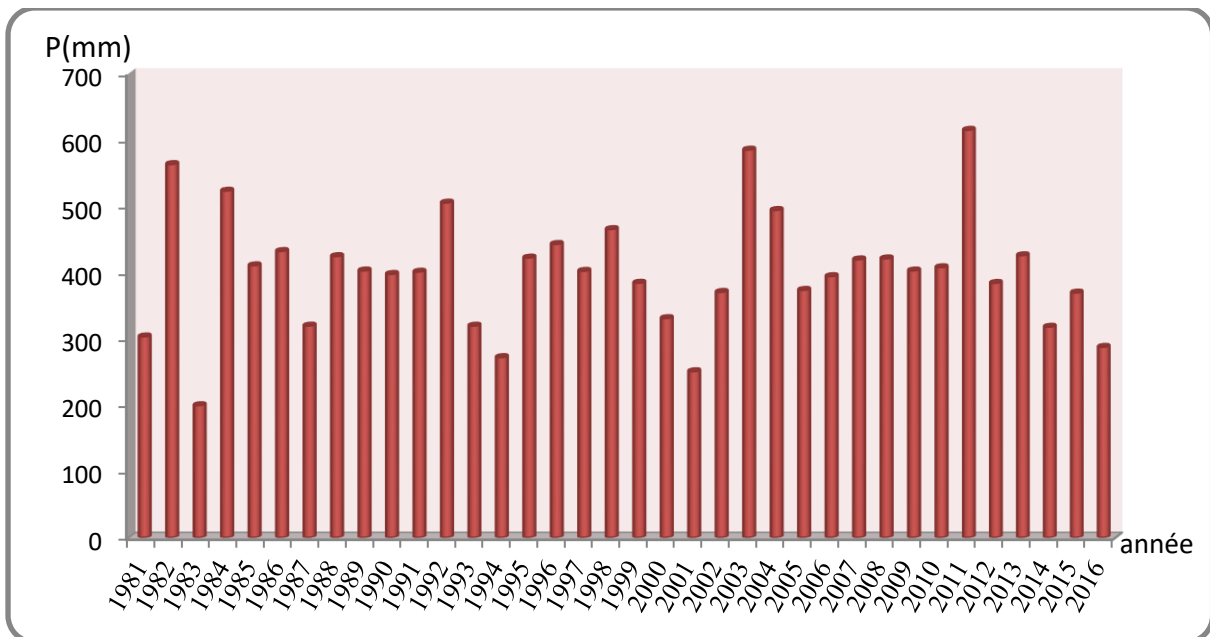


Figure 8. Variabilité Annuelle des précipitations dans la région de Sétif sur une période de 37 ans (1981-2016)

Le mois le plus pluvieux est le mois de Mai avec une moyenne de 44,26 mm, et le mois le plus sec est le mois de juillet avec une moyenne de 11,26 mm, ce qui nous donne un écart de 33,0 mm (Fig.9).

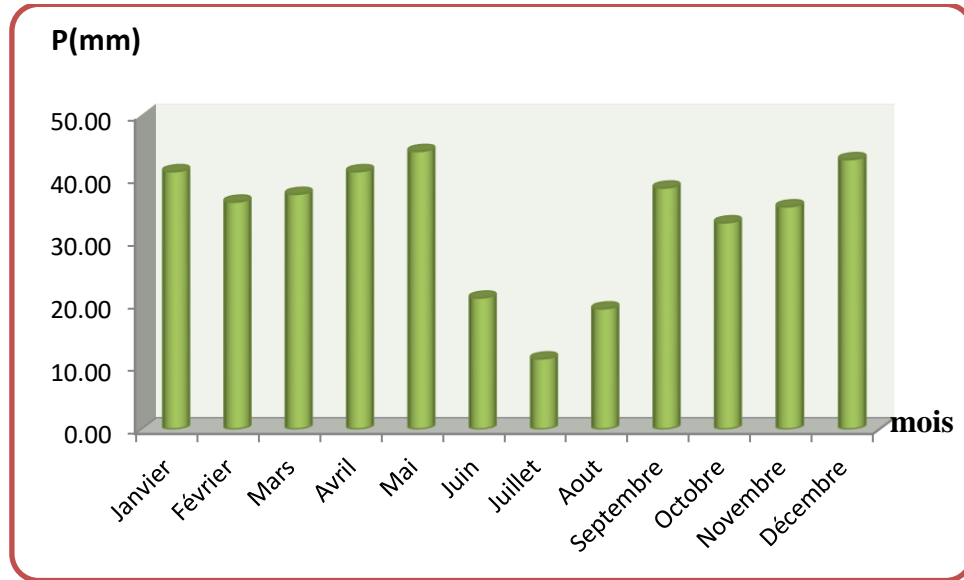


Figure 9. Variabilité mensuelle des précipitations dans la région de Sétif sur une période de 37 ans (1981-2016).

Le calcul des totaux de précipitation par saison (Tab. 8), a permis de mettre en évidence une pluviométrie globale plus importante au printemps et en hiver avec un cumul de 122,76 mm et 120,23 mm respectivement. L'automne se caractérise également par un gain important de 106,87 mm, contrairement, l'été connaît une très faible pluviosité de 51,47 mm représentant ainsi un pourcentage de 12,86 % des précipitations globales.

Tableau 8. La variabilité saisonnière des précipitations pour la période 1981/2016

Saison	Automne	Hiver	Printemps	Été	Total
Précipitation en mm	120,23	122,76	51,47	106,87	401,34

Pour la région de Sétif, la période de sécheresse s'étale, du fin Mai jusqu'au début Octobre (Fig. 10).

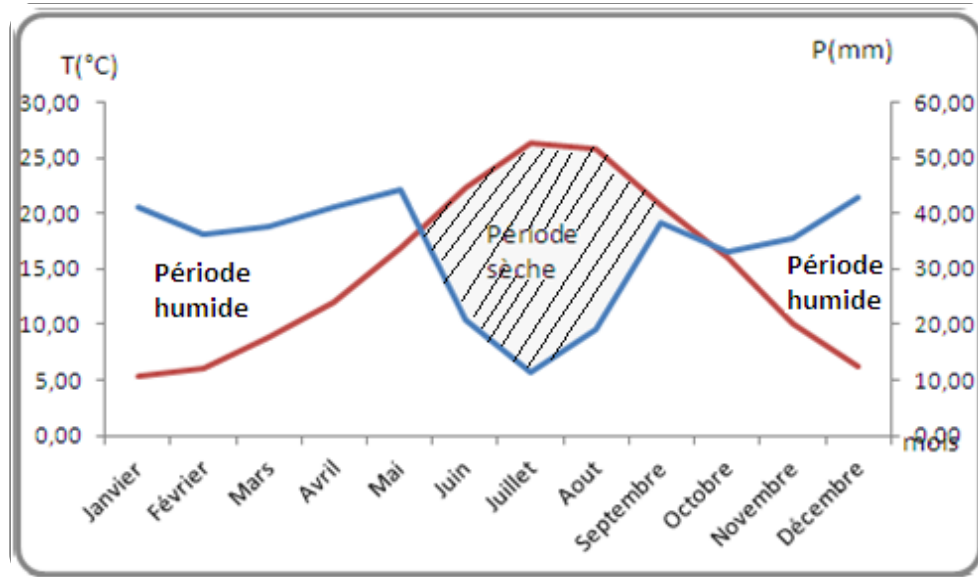


Figure 10. Diagramme Ombrothermique fixant la période sèche dans la ville de Sétif (1981-2016)

1.5. Zone d'étude

Dans notre étude, nous avons choisi trois sites S1 ($36^{\circ}11'07.54''\text{N}$ $5^{\circ}23'03.36''\text{E}$ élév 990 m), S2 ($36^{\circ}11'04.05''\text{N}$ $5^{\circ}22'49.00''\text{E}$ élév 982 m) et S3 ($36^{\circ}10'38.09''\text{N}$ $5^{\circ}22'37.25''\text{E}$ élév 982 m) de l'amont à l'aval à partir du point de rejet des eaux usées brute de la ville de Sétif en plus un site T ($36^{\circ}11'12.80''\text{N}$ $5^{\circ}23'10.86''\text{E}$ élév 1003 m) témoin sans épandage des eaux usées. Ces trois sites sont choisis dans des prairies irriguées aux eaux usées générées de la ville de Sétif et déversées directement dans l'oued Boussellem (fig.11).

Pour les prélèvements des sols et turricules, le site 1 (S1) couvre une superficie de 4,45 ha, le site 2 (S2) couvre une surface de 4,75 ha, le site 3 (S3) une superficie de 1,4 ha et le site témoin (T) dont les prélèvements sont effectués sur une surface de presque 2 ha.

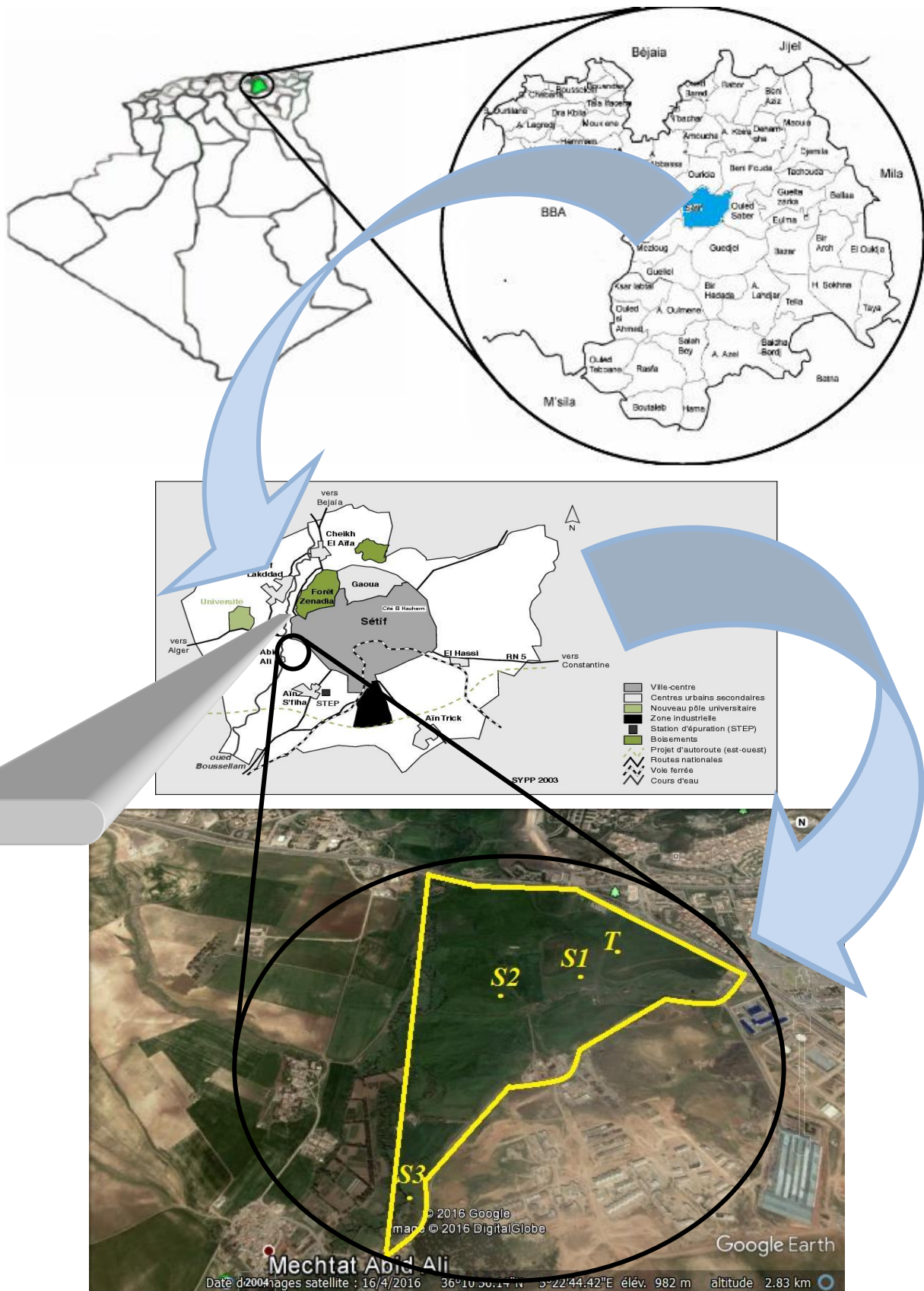


Figure 11. Image satellitaire des sites de prélèvement des échantillons de sol et turricules (source Google Earth 16/04/2016)

1.6. Echantillonnage

Les échantillons des eaux usées sont prélevés dans des bouteilles en polyéthylène de 1,5 litre de telle façon qu'il n'y est aucune bulle d'air et qu'elles ne soient pas éjectées au cours du transport. Les échantillons sont prélevés au niveau des trois sites de l'amont vers l'aval du parcours des rejets urbains de la ville de Sétif. Selon Rodier (2009), compte tenu de la diversité de la nature des eaux résiduaires ainsi que des systèmes de transfert et de dilution, il n'existe pas de technique de prélèvement satisfaisante en toutes circonstances. Il est essentiel d'obtenir des prélèvements représentatifs du rejet et du milieu récepteur. Les échantillons sont ensuite conservés à 4°C.

En vue d'une caractérisation bactériologique, des échantillons des eaux usées ont été prélevés dans des flacons en verre stériles.

Les prélèvements des sols sont effectués sur deux profondeurs de 0 à 7 cm (correspond à la zone d'accumulation de la charge polluante des eaux usées) et de 7 à 20 cm, qui représentent ainsi la couche héli-organique dans laquelle, se manifeste généralement une activité biologique élevée à cause de l'effet rhizosphérique important sur le plan édaphique. Les échantillons sont mis immédiatement dans des sachets en plastiques numérotés, puis séchés à l'air libre et passés au tamis (2 mm).

En ce qui concerne **les turricules** ; déjections produites par les vers et laissées en surface, des prélèvements sont récupérés à la surface de sol au niveau des mêmes sites, les échantillons sont mis immédiatement dans des sachets en plastiques numérotés, puis séchés, et tamisés (2 mm).

2. Méthodologie

D'après leur origine, la composition des eaux usées est très variable. Elles peuvent englober de nombreuses substances, sous forme solide ou dissoute, ainsi que de multiples microorganismes. Pour évaluer la pollution d'une eau usée, une caractérisation d'un certain nombre de paramètres physico-chimique et microbiologique est vivement recommandée (Ababsa, 2016). On considère en effet que les caractéristiques des eaux brutes varient suivant les habitudes alimentaires, le niveau de vie, le mode d'habitat (urbain ou rural) et la densité de population et le climat (Rodier, 2009).

2.1. Caractérisation chimique des effluents urbains

La caractérisation chimique des effluents urbains a été effectuée durant la saison pluviale. Les mesures effectuées sont représentés dans le tableau 9.

Tableau 9. Méthodes d'Analyses physico chimiques des eaux

Paramètre	Type de Méthode	Référence	Laboratoire
température, pH, CE, Oxygène dissous et TSD	HORIBA type W-23XD et consort C: 535	/	sur terrain
DBO	DBO mètre	/	Laboratoire : Ressources Naturelles et Aménagement des Milieux Sensibles (RNAMS) à université d'Oum El Bouaghi
DCO	DCO mètre	/	
Sulfate (SO_4^{2-})	Méthode néphélométrique à 650 nm	Rodier et al. (2009)	
Ammonium (NH_4^+)	Méthode de Nessler Spectrophotométrie à longueur d'onde 420	Rodier et al. (2009)	
Nitrate (NO_3^-)	Méthode de salicylate de sodium Spectrophotométrie à longueur d'onde 415	Rodier et al. (2009)	
Chlorure (Cl)	Méthode de Mohr	Rodier et al. (2009)	
Calcium (Ca^{2+})	Méthode complexométrie dosage par EDTA en présence d'un indicateur coloré : murexide	Rodier et al. (2009)	
Magnésium (Mg^{2+})			
Phosphates(P_2O_5)	Spectrométrie d'absorption moléculaire à 700 nm	Rodier et al. (2009)	
Sulfates (SO_4^-)	Méthode néphélométrique à 650nm)	Rodier et al. (2009)	
Matières en suspension (MES)	Centrifugation	Rejsek (2002).	
Sodium (Na) et Potassium (K)	et spectrométrie à absorption atomique	Rodier et al. (2009)	laboratoire de l'institut national des sols, d'irrigation et de drainage (INSID) Oum El Bouaghi.
caractérisation bactériologique			EURL SID : laboratoire d'analyse de la qualité des eaux des produits agroalimentaires, cosmétiques et détergents. Khenchela

Pour les **éléments traces métalliques (ETM)**, l'extraction a été faite au niveau de deux Laboratoires : Laboratoire d'Ecologie et Environnement, Université Cadi Ayyad Marrakech, MAROC et Laboratoire de Ressources Naturelles et Aménagement des Milieux Sensibles (**RNAMS**) à université d'Oum El Bouaghi, selon le protocole suivant :

- 50 ml d'échantillon sécher dans l'étuve à 105°C.
- Mettre à calciner dans un four à moufle pendant 2h et à une température de 450°C
- Mettre de résidus restant en eau régale (7ml d'acide chlorhydrique et 3ml d'acide nitrique) sur une plaque chauffante. L'érlerang et recouvert par un verre à montre
- Laisser jusqu'à l'obtention d'une fumée blanchâtre (l'échantillon est minéralisé)
- La solution obtenue est ajustée à 10 ml avec l'eau distillée.

Le dosage des éléments traces métalliques a été réalisé par spectrophotomètre à absorption atomique au niveau de deux laboratoires : Laboratoire des analyses d'eau Université Cadi Ayyad Marrakech, MAROC, et Laboratoire d'analyses physico-chimiques des matériaux LCIP Groupe, Ain M'lila.

2.2. Analyses physico-chimiques des sols et des turricules

Les analyses physico-chimiques **des sols et des turricules** sont effectués en vue de bien apprécier le rôle des lombrics. nous avons mesuré quelques paramètres qui sont: **le pH** qui s'effectue au pH mètre sur une suspension de terre fine avec un rapport sol/eau de 1 /2,5, la mesure de **la conductivité électrique (CE)** est effectuée à l'aide d'un conductimètre dans une suspension Sol/eau selon un rapport de 1/5, **le carbone organique total (COT)** dont le carbone de la matière organique est oxydé par le bicarbonate de potassium en milieu sulfurique jusqu'à dégagement du CO₂ l'excès de bichromate est titré par une solution de sel de Mohr en présence d'un indicateur: diphénylamine (méthode d'Anne décrite par Aubert (1978)), **la matière organique (MO)** est déduite à partir du carbone organique total en appliquant la formule $MO=COT\% \times 1,724$, la mesure de **l'azote kjeldahl total (N)** est effectuée en deux étapes : la première est la digestion de l'échantillon dans l'acide sulfurique concentré à des températures élevées pour convertir l'azote minéral sous forme ammoniacal et la deuxième consiste à déterminer l'ammonium dans l'extrait par titration de NH₃ dégagé par la distillation à vapeur (Aubert, 1978) et l'extraction et le dosage **des acides humiques (AH)** et **fulviques (AF)** selon le schéma suivant.

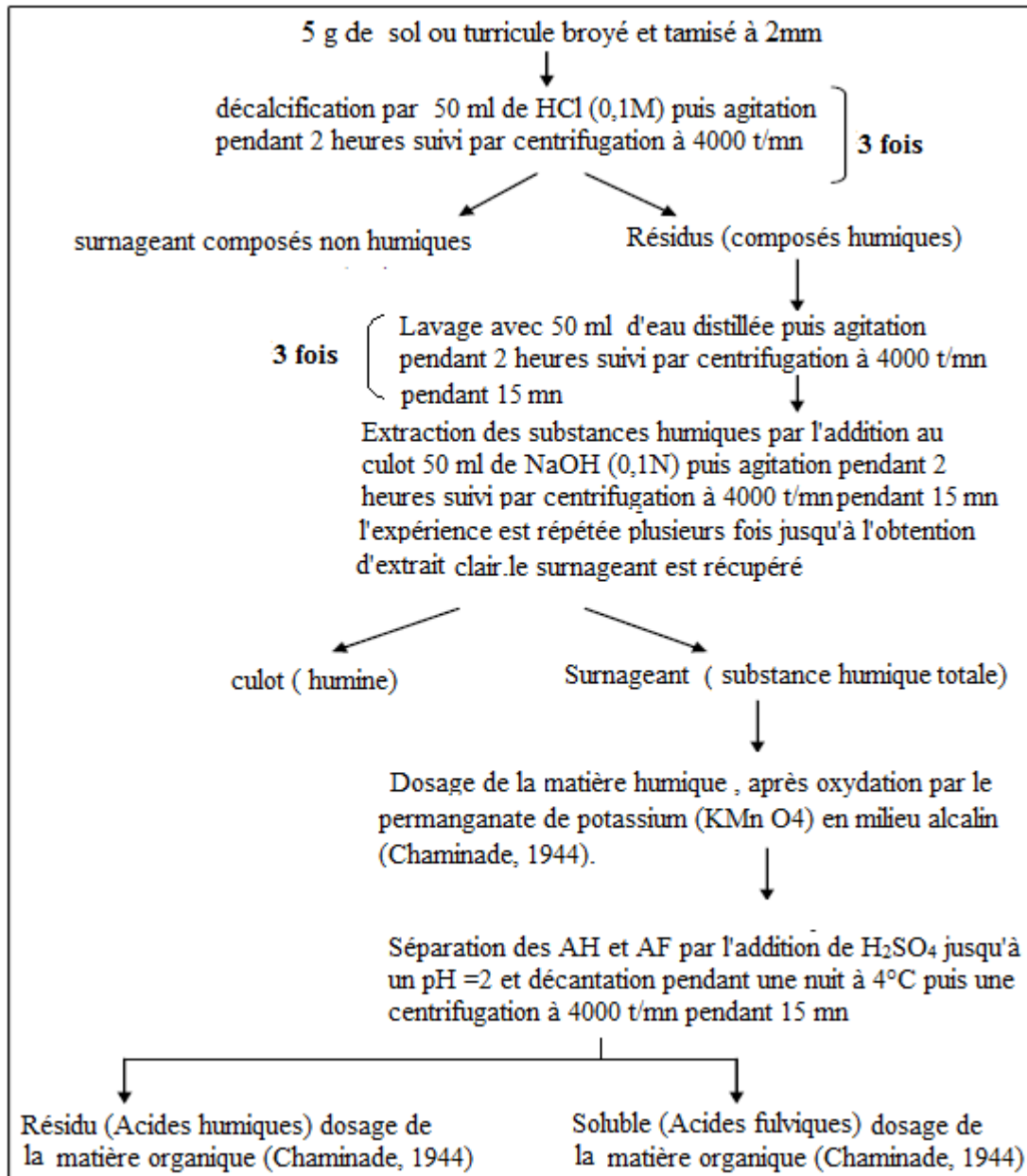


Figure 12. Schéma représentatif de l'extraction et dosage des acides humique et fulvique Duchaufour (1977) et Schnitzer et Kahn (1978)

Les mesures de pH et CE sont effectuées au niveau de laboratoire de l'institut national des sols, d'irrigation et de drainage (INSID) Oum El Bouaghi, les autres paramètres sont réalisés au niveau du Laboratoire d'Ecologie et Environnement, Université Cadi Ayyad Marrakech, MAROC.

L'extraction des éléments traces métalliques (ETM : Fe, Al, Cd, Cu, Zn et Pb) dans les sols, les turricules et les tissus des vers de terre, a été faite au niveau de deux Laboratoires : Laboratoire d'Ecologie et Environnement, Université Cadi Ayyad Marrakech, MAROC et

Laboratoire de Ressources Naturelles et Aménagement des Milieux Sensibles (**RNAMS**) à l'université d'Oum El Bouaghi, en calcinant 1g de l'échantillon dans un four à moufle à 450°C pendant 6 h puis ajoutant 10 ml d'acide fluorhydrique (50%). L'échantillon est par la suite chauffé à 100°C jusqu'à son séchage puis on ajoute 5 ml d'eau régale, on couvre par verre à montre et on pratique un chauffage jusqu'à l'apparition d'une goutte jaune puis on complète le volume à 10 ml par l'eau régale. Le dosage des éléments traces métalliques a été réalisé par spectrophotomètre à absorption atomique (SAA) au niveau de deux laboratoires : Laboratoire des analyses d'eau Université Cadi Ayyad Merrakech, MAROC, et Laboratoire d'analyses physico-chimiques des matériaux LCIP Groupe, Ain M'lila. La teneur en ETM est donnée par la formule :

Concentration = $XXA \times VF \times FD /$ prise d'essai

XXA : la lecture de la concentration donnée par la SAA

VF : Volume final=10 ml

FD : facteur de dilution.

2.3. Caractérisation des communautés lombriciennes

La caractérisation globale des communautés lombriciennes, a été effectuée par des échantillonnages sur chaque site suivant la méthode du formol couplée à un tri manuel. Elle est appréciée en termes de densité moyenne, catégories écologiques et âge ratio exprimée en nombre d'individus par m². Les vers ont ensuite été identifiés.

Les prélèvements des lombriciens sont effectués selon la méthode de bouché (1972). Elle consiste en premier lieu de choisir les sites de prélèvements et de délimiter et dégager la surface (couper la végétation) de la zone de prélèvement, puis l'application de 3 arrosages de formol diluer (0,25%) espacés d'une ½ heure. Les lombriciens vont sortir et ont prélevés à la surface de sol, puis un grattage a été effectué (0,5 m de profondeur) pour récupérer les individus non récoltés.

3. Caractérisation des sols de la zone d'étude

L'analyse de sol est une procédure visant à caractériser la composition et les qualités physico-chimiques d'un sol, elle est faite en vue de connaître les potentialités d'exploitation durable du sol de façon de protéger l'environnement.

Afin de caractériser les sols de la zone d'étude, des échantillons de sol ont été prélevés dans la couche (0 - 25 cm) au niveau de 4 sites ; Témoin (T), Site 1 (S1), Site 2 (S2) et Site 3 (S3).

4. Analyses statistique

Pour valoriser nos résultats, nous avons mené une analyse statistique, il s'agit notamment de statistiques descriptives, l'analyse de variance (ANOVA), les corrélations ainsi que l'analyse en composantes principales en utilisant le logiciel statistique STATISTICA 08 et MINITAB 18. Nous avons utilisé l'analyse en composante principal tout en tenant compte des paramètres qui présentent des grands coefficients de corrélation, pour identifier et mettre en évidence les différences entre traitements étudiés.

Résultats **et discussion**

Résultats et discussion

1. Caractérisation des eaux usées

1.1. Caractérisation physico-chimique des eaux et aptitude pour l'irrigation

La qualité d'une eau est fonction des diverses substances qu'elle contienne, de leurs quantités et des effets qu'elles peuvent avoir sur l'écosystème et sur l'être humain.

Les résultats de l'analyse physico-chimique des eaux usées utilisés pour l'irrigation des prairies naturelles de la région de Sétif sont mentionnés dans la figure 13.

L'examen de la composition physico-chimique des effluents urbains de la ville de Sétif montre qu'elles ont, pour certains paramètres, des concentrations variables pouvant atteindre et dépasser des valeurs limites des normes internationales de réutilisation des eaux usées en agriculture. Ceci est valable pour la CE, les chlorures, les MES, la DBO5 et la DCO. Alors que pour d'autres paramètres ($T^{\circ}\text{C}$, pH, NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} et PO_4^{3-}), les teneurs sont inférieures ou égales aux normes.

1.1.1. Température « $T^{\circ}\text{C}$ » et potentiel hydrogène « pH »

La Température des effluents urbains de la ville de Sétif varie de $21,32^{\circ}\text{C}$, valeur enregistrée dans le site S1 à $21,42^{\circ}\text{C}$, valeur marquée dans les sites S2 et S3. Les trois valeurs moyennes sont inférieures à 25°C , valeur considérée comme valeur limite Algérienne des eaux superficielles (J. O. N° 34), notant que les lois algériennes ne fixent aucune norme limite pour la température (Fig. 14). Le pH des effluents urbains enregistre une légère diminution de l'amont vers l'aval, il varie de 8,4 à 8,3 et présente ainsi un caractère basique, ces valeurs ne dépassent pas la norme fixée par la FAO et adoptée par plusieurs pays du monde (6,5 à 8,4), ainsi que la norme algérienne (6,5 à 8,5) fixée pour les eaux usées (Fig. 13).

1.1.2. Conductivité électrique et le taux des sels dissous

Selon Rodier (2009), La conductivité permet d'apprécier le degré de minéralisation de l'eau dans la mesure où la plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. Pour la conductivité électrique (CE) des effluents urbain de la ville de Sétif, les valeurs enregistrées sont presque stables pour les trois sites et dépassent largement la limite supérieure des directives de la FAO et de la norme algérienne des eaux destinées à l'irrigation ($3,0 \text{ dS/m}$), au dessus de laquelle les eaux sont classées dans la catégorie « sévère restriction à l'usage » (Fig. 13). Pour le taux de sels dissous « TSD », les valeurs oscillent

entre 1,01 g/l, valeur enregistrée dans le S3, et 1,18 g/l, valeur du deuxième site S2 (Fig. 13). Dans l'ensemble, la mesure du taux des sels dissous révèle des valeurs élevées qui dépassent légèrement la valeur de 1000 mg/l pour les trois sites de prélèvement prospectés. Selon Ababsa (2016) le TSD est un paramètre important qui quantifie la concentration des sels dissous dans l'eau, de ce fait, il influence beaucoup la conductivité électrique de cette eau.

1.1.3. Matières en suspension, Turbidité et chlorures

Contrairement aux autres paramètres, la matière en suspension (MES) et les chlorures (Cl^-) ont une tendance d'augmenter de l'amont vers l'aval, les valeurs de ces derniers oscillent entre 596,4 mg/l, valeur enregistrée en amont « S1 », et 710 mg/l, valeur notée en aval « S3 », cette augmentation peut être expliquée par l'apport des rejets domestiques des habitants riverains et la nature des terrains traversés (Rodier, 1996; Bremond et Vuichard, 1973), ces valeurs dépassent largement la limite supérieure autorisée par la FAO (10 meq/l ou 355 mg/l) et peuvent atteindre les 200% de la norme dans le troisième site « S3 » (Fig. 13). Selon Kahoul et Touhami (2014), Même après l'absorption de quantités importantes de chlorures par l'intermédiaire des aliments et de l'eau, l'équilibre du chlorure se maintient, surtout par l'excrétion de l'excès de chlorures dans l'urine. En ce qui concerne les matières en suspension nous enregistrons une légère augmentation en passant de 0,539 g/l (539 mg/l) en amont à 0,649 g/l (649 mg/l) en aval. En comparant les valeurs moyennes obtenues des MES avec la norme algérienne des eaux superficielles (25 mg/l); les effluents urbains, pour les trois sites, présentent des valeurs 21 à presque 26 fois plus élevées que la norme (Fig. 13). Ces résultats sont semblables à ceux obtenus par Ababsa (2016) où elle a enregistré des valeurs allant de 10 à 23 fois plus que la norme algérienne, quant à Kebeiche *et al.* (1999), ont signalé des valeurs moins faibles. L'importance des valeurs trouvées est due à la qualité des rejets liquides générés par les centres urbains et ainsi qu'aux déchets solides déposés sur les rives de l'oued, et au lessivage des terres agricoles avoisinantes de la vallée (Ababsa, 2016). Selon Sammori *et al.* (2004), il existe une corrélation généralement positive entre les MES et la turbidité et rapportent que plus la quantité de matière en suspension est élevée, plus il y a des chances que la turbidité soit élevée ce qui corrobore nos résultats. Les valeurs de la turbidité des eaux étudiées passent de 383FTU pour le site S1 à 574 FTU pour le site S2 (Fig. 13).

1.1.4. Demandes biologique et chimique en oxygène « DBO et DCO » et Oxygène dissous « O₂d »

La demande biochimique en oxygène (DBO₅), la demande chimique en oxygène (DCO) et la matière organique ou les matières oxydables ($MO = 1/3 DCO + 2/3 DBO_5$), représentent les paramètres habituellement utilisés d'une manière indirecte, pour décrire la charge organique dans une eau usée (Gaid, 1993; Adler, 2005; Khelif, 2010). La présence de l'oxygène dissous dans l'eau usée est déterminée principalement par l'oxydation et la dégradation des polluants et enfin par les échanges air – eau (Tamrabet, 2011). Les valeurs de la demande biologique en oxygène (DBO₅) et la demande chimique en oxygène (DCO) des effluents de la ville de Sétif montrent une légère diminution de l'amont vers l'aval, ces valeurs oscillent entre 239 mg/l et 232 mg/l pour la DBO₅ et de 298,75 mg/l à 290 mg/l pour la DCO (Fig. 13). Ces valeurs sont largement supérieures aux normes algériennes fixées pour les eaux destinées à l'irrigation (30 mg/l pour la DBO₅ et 90 mg/l pour la DCO). Selon ONEP Maroc (1998), le rapport DCO/DBO₅ permet d'indiquer si les eaux usées rejetées directement dans le milieu récepteur ont des caractéristiques des eaux usées domestiques (rapport DCO/DBO₅ inférieur à 3). Le rapport DCO/DBO des effluents de la zone d'étude est de 1,25; indiquant une biodégradabilité éminente du rejet. Hajji et *al.* (2013) ont trouvé des valeurs de rapport DCO/DBO₅ variant de 2,21 mg/l à 2,6 mg/l, c'est –à-dire entre 1 et 3 et ils ont conclu que même si les eaux usées présentent une charge organique élevée, elles sont facilement biodégradables. Les matières oxydables représentent les mêmes variations que la DBO et la DCO et ses valeurs passent de 251,33 mg/l en site S3 aval à 258,92 mg/l au site S1 amont (Fig. 13). L'oxygène dissous est l'un des paramètres particulièrement utile pour l'eau et constitue un excellent indicateur de sa qualité. C'est un des paramètres les plus sensibles à la pollution. Sa valeur nous renseigne sur le degré de pollution et par conséquent sur le degré de l'autoépuration d'un cours d'eau (Makhoukh et *al.*, 2011). Les valeurs de l'oxygène dissous des rejets urbains de la ville de Sétif enregistrent une diminution de l'amont vers l'aval, elles varient de 0,86 mg/l en aval (S3) à 2,1 mg/l en amont (S1), cette diminution de l'amont vers l'aval peut être expliqué par l'apport des rejets domestiques des riverains chargés en matières organiques (Fig. 13). D'après Hazourli et *al.* (2007), les eaux domestiques, riches en matières organiques et inorganiques dissoutes causent une forte chute de l'oxygène dissous de 4,7 à 1,6 mg/l. Dans tous les cas, les teneurs en oxygène obtenues peuvent encore

diminuer dès que la dégradation de la matière organique et la multiplication des micro-organismes aérobies s'amorcent.

1.1.5. Ammonium et Nitrates

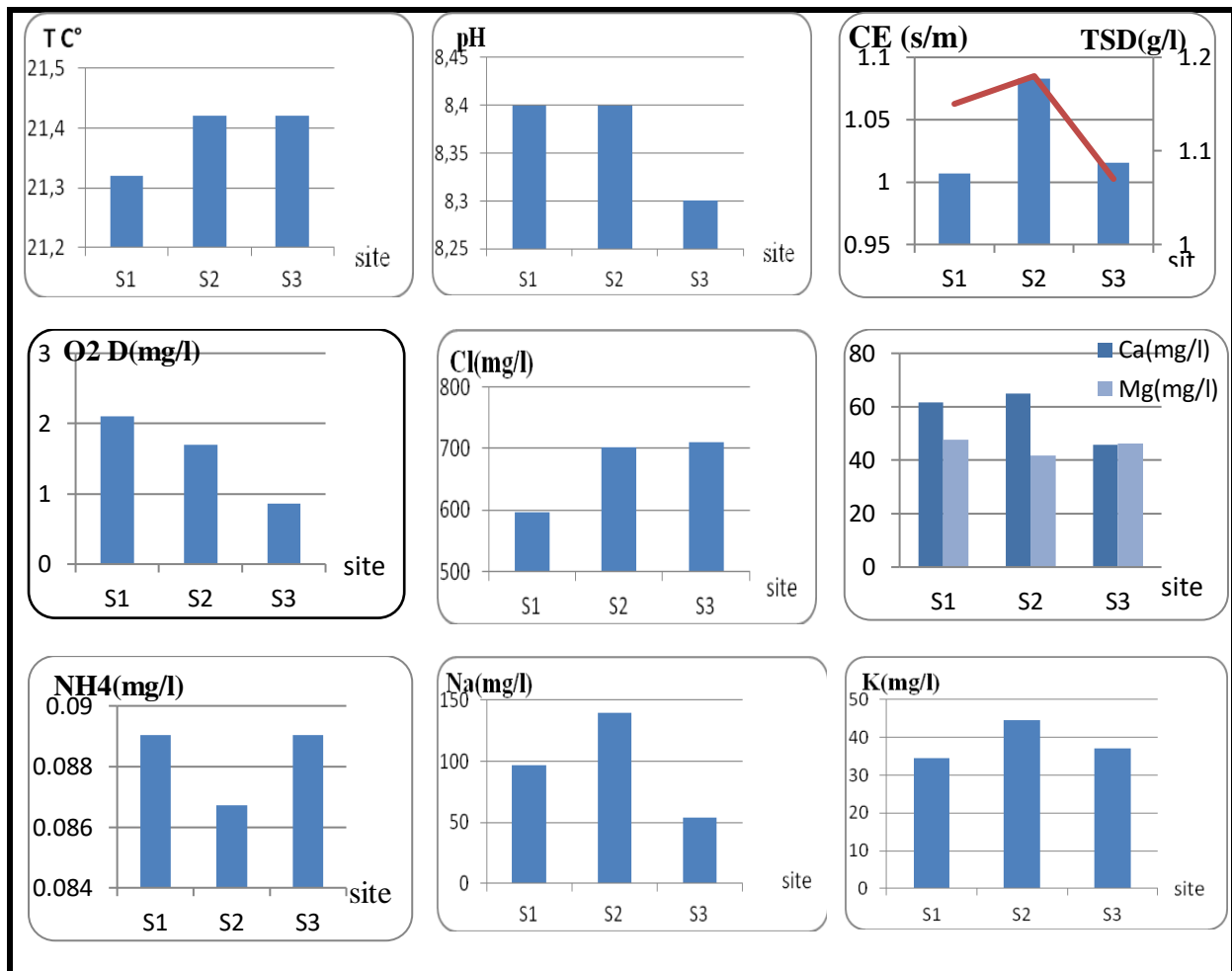
L'ammonium existe en faible proportion, inférieure à 0,1 mg/l d'azote ammoniacal dans les eaux naturelles. Il constitue un bon indicateur de la pollution des cours d'eau par les effluents urbains. Dans les eaux superficielles, il provient de la matière organique azotée et des échanges gazeux entre l'eau et l'atmosphère (Chapman et Kimstach, 1996). L'ammonium des eaux usées de la ville de Sétif représente des valeurs presque stables de l'amont vers l'aval, nous enregistrons des chiffres de 0,087 mg/l en S2 à 0,089 mg/l en S1 et S3 (Fig. 13). Ces valeurs sont largement inférieures aux normes algériennes des eaux de surfaces limitées à 4 mg/l pour l'ammonium. En ce qui concerne les teneurs en nitrates nous observons une diminution de l'amont vers l'aval, cette diminution passe de 1,93 mg/l, valeur enregistrée en amont (S1) à 0,53 mg/l, valeur notée en aval (S3), ces valeurs là sont largement inférieures à la norme fixée par la FAO (2003) (5 à 30 mg/l) (Fig. 13). Les nitrates représentent la forme la plus oxygénée de l'azote et peuvent jouer en période de faible oxygénation le rôle de donneur d'oxygène, évitant ainsi l'anaérobiose (Makhoukh et *al.*, 2011). On peut conclure que les teneurs en nitrates enregistrées dans les eaux usées de la ville de Sétif sont inférieures à la teneur suggérée par les normes algériennes des eaux destinées à l'irrigation (30 mg/l). Ce qui indique que les eaux étudiées ne sont pas assujetties à un risque de pollution par les nitrates.

1.1.6. Potassium, Phosphore et Sulfates

La présence du **potassium** à peu près constante dans les eaux naturelles ne dépasse pas habituellement 10 à 15 mg/L. Le seuil de perception gustative du chlorure de potassium se situe à environ 20 fois cette valeur (Rodier, 2009). Les effluents de la ville de Sétif enregistrent des valeurs relativement élevées, elles passent de 34,6 mg/l en S1 à 44,5 mg/l en S2 (Fig. 13). L'utilisation d'eaux usées en agriculture n'entraîne normalement pas d'impact négatif sur l'environnement lié à l'apport de potassium (Mikkelsen & Camberato, 1995).

Selon De Villers et *al.* (2005), **les phosphates** interviennent dans la composition de nombreux détergents. Ils doivent être dégradés et hydrolysés par les bactéries en orthophosphates pour être assimilables par les autres organismes aquatiques. Le contenu en phosphore total reprend non seulement les orthophosphates mais également les polyphosphates (détergents, rejets industriels) et les phosphates organiques. Les valeurs des orthophosphates des effluents

étudiés oscillent entre 0,39 mg/l, dans le site aval (S3) et 0,51 mg/l, valeur marquée en deuxième site (S2) (Fig. 13). Ces valeurs ne dépassent guère 0,5 mg/l, ce qui diminue, d'après Ababsa (2016), le risque d'eutrophisation des eaux de l'oued, car le phosphore est considéré comme l'élément clé de l'eutrophisation dans les eaux usées, alors que selon De Villers *et al.* (2005) l'eutrophisation peut déjà se manifester à des concentrations relativement basses en phosphates (50 µg P/l). D'après Derwich *et al.* (2010), les eaux de surfaces contiennent des teneurs très variables de **sulfates**. Ces teneurs passent de 30 à 50 mg/l dans les terrains ne contenant pas une proportion importante de sulfate à 300 mg/l dans les zones contenant du gypse (Rodier, 2009). Les teneurs en sulfates des eaux étudiées sont les mêmes dans les trois sites et elles sont égales à 0,042 mg/l (Fig. 13). Ces valeurs sont largement inférieures à la norme algérienne de la qualité des eaux de surface limitée à 400 mg/l, ce qui indique que les effluents urbains de la ville de Sétif ne sont pas assujettis à un risque de pollution par les sulfates.



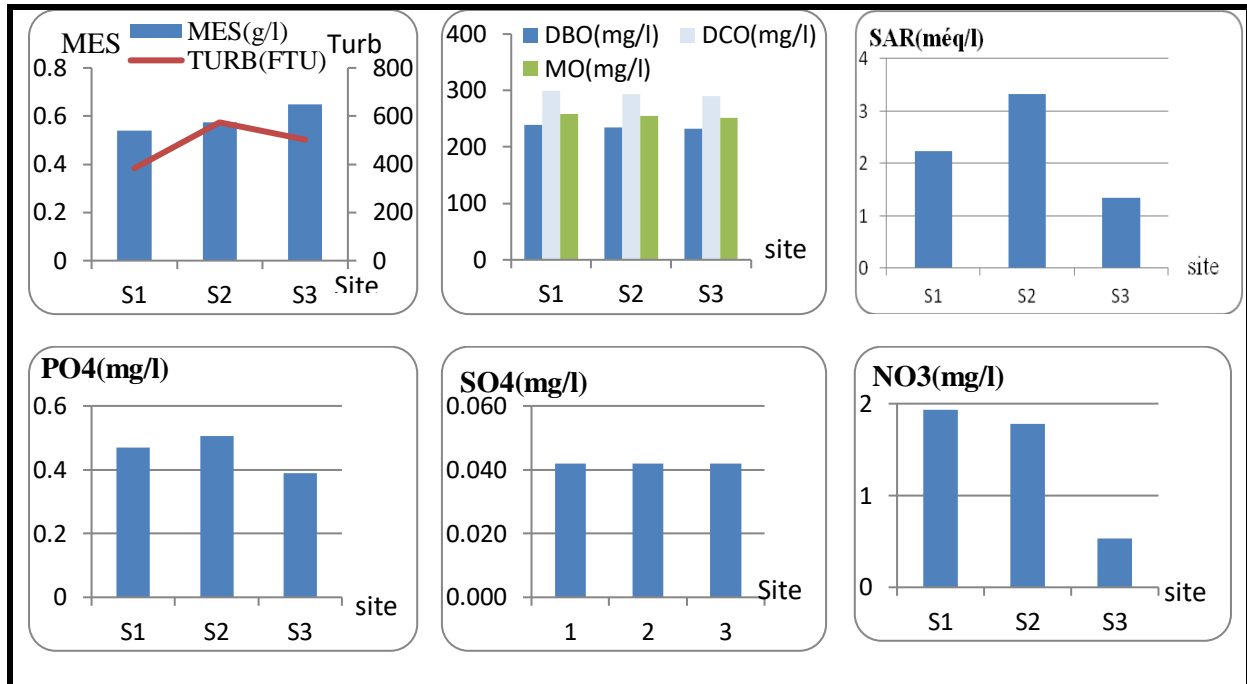


Figure 13. Résultats des analyses physico-chimiques des effluents urbains destinés à l’irrigation des prairies préurbaines

1.1.7. Sodium, calcium et magnésium

Les valeurs du sodium, calcium et magnésium des rejets urbain de la ville de Sétif restent dans les limites autorisées par la FAO (de 3 à 9 meq pour le sodium) (Fig. 13). A partir de ces trois paramètres (Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+}) nous pouvons calculer le SAR (taux d'absorption du sodium) par la formule suivante: $SAR = [Na^+] / \text{SQR} \{ ([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}]) / 2 \}$, les valeurs obtenues (2,24, 3,32 et 1,34 méq/l pour les sites S1, S2, et S3 respectivement) en plus à la conductivité électrique (1,01, 1,08 et 1,02 s/m pour les sites S1, S2, et S3 respectivement) nous ont permis de classer, selon le diagramme de Richards et Wilcox, les eaux des trois sites dans la catégorie C_3S_1 dont l'eau est de qualité moyenne, à utiliser avec précaution, admissible pour l'irrigation des cultures tolérantes au sel, sur des sols bien drainés et où l'évolution de salinité doit cependant être contrôlée (Fig. 14).

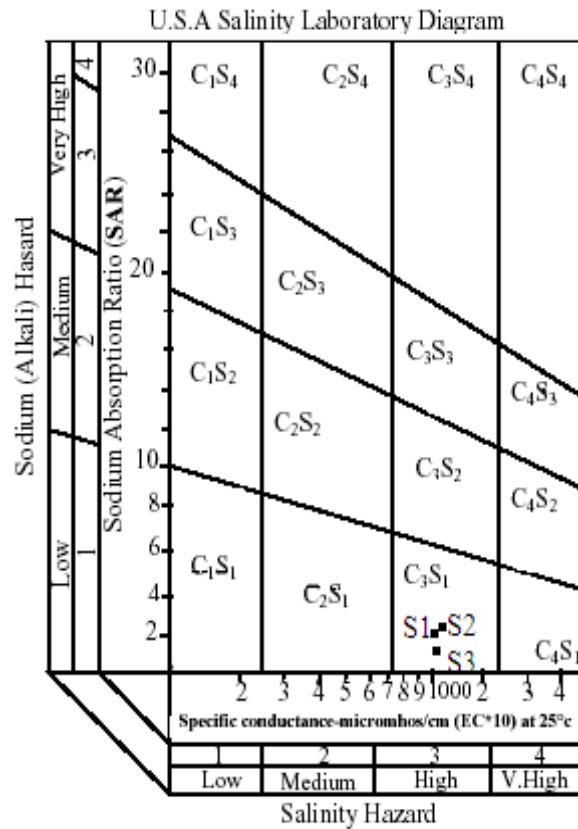


Figure 14. Classification des effluents de la ville de Sétif selon la Méthode de Richard (1954)

1.2. Teneurs des effluents de la ville de Sétif en éléments traces métalliques (ETM)

Les métaux lourds que l'on trouve dans les eaux usées urbaines sont extrêmement nombreux ; les plus abondants sont le fer, le zinc, le cuivre et le plomb. Les autres métaux (manganèse, aluminium, chrome, arsenic, sélénium, mercure, cadmium, molybdène, nickel, etc.) sont présents à l'état de traces. Ces éléments, bien qu'ils puissent avoir une origine naturelle (roches du sous-sol, minerais), proviennent essentiellement de la contamination des eaux par des rejets d'activités industrielles diverses. Ils ont la particularité de s'accumuler dans les organismes vivants ainsi que dans la chaîne trophique (Keck et Vernus, 2000). Certains éléments traces, peu nombreux, sont reconnus nécessaires, en très faibles quantités, au développement des végétaux : le bore, le fer, le manganèse, le zinc, le cuivre et le molybdène. L'irrigation, à partir d'eaux usées, apporte ces éléments (Faby et Brissaud, 1997).

1.2.1. Teneur des effluents de la ville de Sétif en plomb

Le plomb présente un poids atomique de 207,2 et une densité égale à 11,3. Il fond à 307° et bout à 1525°. C'est le 36^{ème} élément de la croûte terrestre en terme d'abondance. Le plomb est

l'un des métaux les plus étudiés au monde du fait de sa toxicité et de sa présence durant des décennies dans les essences plombées (N'guessan, 2008). Seulement 1/6 du plomb libéré dans le système aquatique est sous forme dissoute, le reste est associé aux matières en suspension. De ce fait, la majorité du plomb transporté par les eaux de surface se trouve dans les sédiments (Rodier et *al.*, 1996). Le plomb serait le micropolluant le moins mobile du fait de sa grande affinité avec la matière organique. Ainsi, à pH compris entre 5 et 9, le Pb présente une mobilité 100 fois plus faible que celle du cadmium (Baize, 1997).

La figure 15, représente les teneurs en plomb des eaux usées de la ville de Sétif, les valeurs de cet élément oscillent entre 14,9 mg/l, valeur enregistrée dans le site S2 et 16,5 mg/l, valeur obtenue dans le site S1 (amont). Nous remarquons d'une façon globale qu'il ya une diminution des concentrations de plomb en allant de l'amont vers l'aval ce qu'est peut être expliqué par l'effet de précipitation tout le long du cours d'eau. La légère augmentation en aval par rapport au mi trajet est probablement due au déversement accidentel des rejets d'eau riche en plomb. Toutes ces valeurs sont supérieures à la norme algérienne des eaux destinées à l'irrigation (10 mg/l).

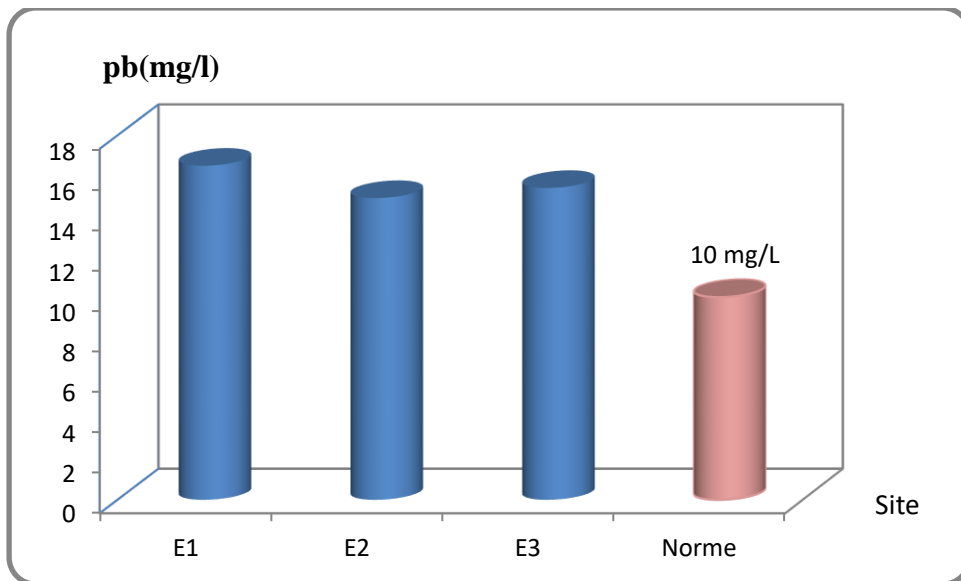


Figure 15. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en plomb et norme algérienne des eaux d'irrigation.

Généralement, la concentration en plomb des eaux de surface non contaminées ne dépasse pas 10 µg/l (N'guessan, 2008).

1.2.2. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Cadmium

Le cadmium est un métal blanc argenté ayant les propriétés physiques suivantes : ductile, malléable et très fusible (point de fusion à 320°) ; il possède un poids atomique de 112,40. Dans la nature, le cadmium est généralement associé au zinc (Rodier, 2009). D'une façon générale, les phases dissoutes et les sédiments contiennent une très faible concentration de cadmium et pourtant cet élément trace est un des plus redoutés car très toxique (N'guessan, 2008). Les valeurs de cadmium enregistrés dans les trois sites étudiés sont largement inférieures à la norme algérienne des eaux usées destinées à l'irrigation qui est de 0,05 mg/l. le deuxième site S2 marque la plus faible valeur (0,0069 mg/l) alors que la plus élevée a été enregistrée dans le troisième site S3 (0,0081) (Fig. 16).

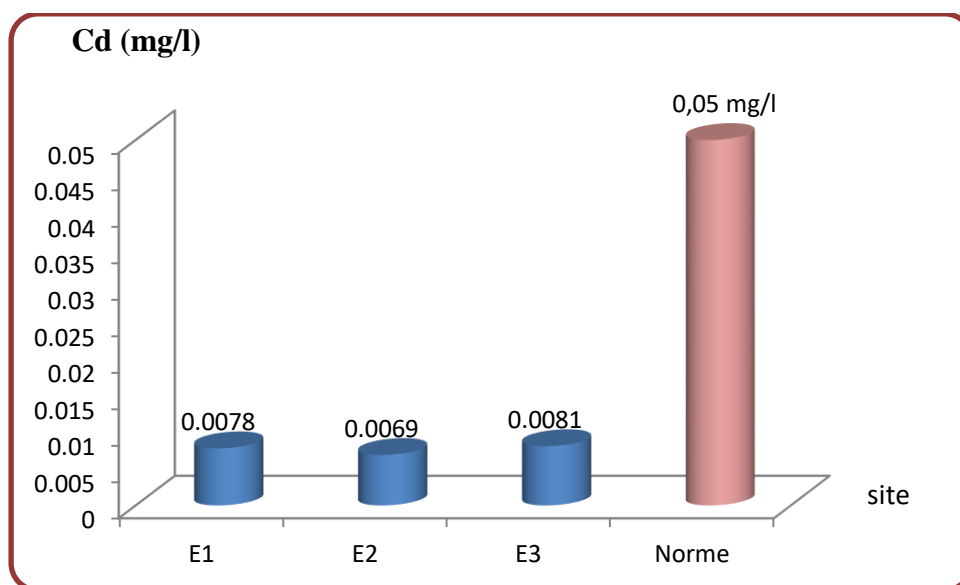


Figure 16. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Cadmium et norme algérienne des eaux d'irrigation

Selon Rodier (2009), lorsque des teneurs plus élevées sont rencontrées dans les eaux superficielles ou les eaux de nappes phréatiques, l'origine du cadmium doit être recherchée dans les effluents industriels (galvanoplastie, en particulier). Le cadmium peut aussi être entraîné par les pluies à partir des fumées industrielles. Il peut aussi provenir de sa dissolution à partir de certaines canalisations galvanisées ou en matière plastique. En dehors des expositions professionnelles, la source principale du cadmium dans l'organisme est d'origine alimentaire.

1.2.3. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Aluminium

Très répandu sur la terre, l'aluminium vient par ordre d'importance après l'oxygène et le silicium, est un métal blanc et brillant, il ne s'altère pas à l'air en raison de la formation d'une couche protectrice d'alumine (Rodier, 2009). Puisque l'aluminium est omniprésent dans l'environnement et est utilisé dans divers produits et procédés, il est inévitable que la population y soit exposée quotidiennement. On trouve naturellement des quantités variables d'aluminium dans les eaux souterraines et dans les eaux de surface, y compris dans celles qui sont utilisées comme sources d'eau potable. La quantité d'aluminium dans l'eau de surface varie entre 0,012 et 2,25 mg/l dans les rivières et les fleuves d'Amérique du Nord (Miller et al. 1984 ; Jones et Bennett, 1986).

Les zones d'échantillonnage représentent des teneurs relativement faibles en Aluminium par rapport à la norme algérienne des eaux réutilisées en agriculture. Les valeurs de l'aluminium marquent une diminution de l'amont vers l'aval, où nous avons enregistré des valeurs de 2,8 mg/l et 2,5 mg/l respectivement (Fig.17).

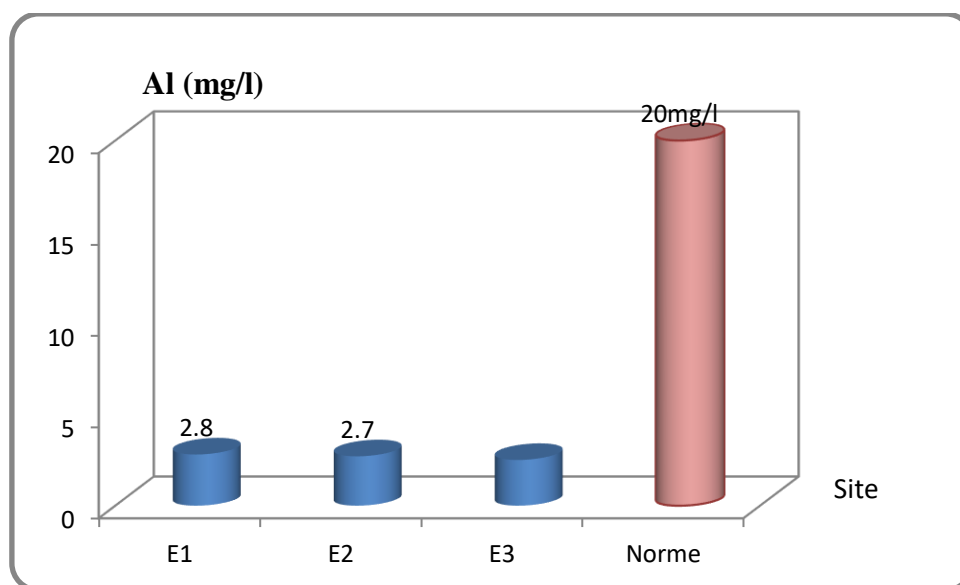


Figure 17. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Aluminium et norme algérienne des eaux d'irrigation

1.2.4. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Fer

Le fer est le quatrième élément abondant dans l'écorce terrestre et le premier parmi les métaux lourds. Il est largement utilisé dans la métallurgie et ses utilisations secondaires dans la chimie sont très variées. Les eaux de surface peuvent contenir jusqu'à quelques mg/L de fer

ayant pour origine la lixiviation des terrains traversés ou les pollutions industrielles. Le fer peut se rencontrer jusqu'à 10 mg/L dans les eaux de sondage (Rodier, 2009).

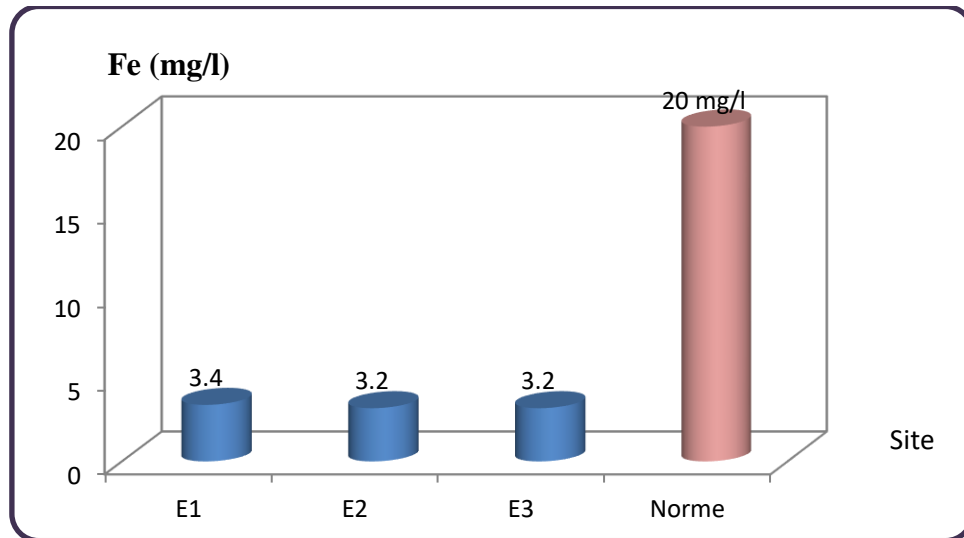


Figure 18. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Fer et norme algérienne des eaux d'irrigation

La variabilité spatiale du fer des eaux usées de la ville de Sétif est représentée dans la figure 18. Les valeurs de cet élément marquent une simple diminution de l'amont vers l'aval et elles passent de 3,4 à 3,2 mg/l. Ces valeurs sont largement inférieures à la norme algérienne des eaux utilisées en irrigation (20 mg/l). Ces résultats sont en accord avec les résultats de Sersoub (2012), où elle a enregistré, sur l'axe amont aval d'oued boussellam, des valeurs oscillent entre 0,46 et 3,27 mg/l et largement supérieures aux résultats de Ababsa (2016) où elle a enregistré des teneurs non détectables, ainsi que ceux obtenus par Bentouati et Bouzidi (2012) (entre 0,43 et 1,48 mg/l). En agriculture, le fer est un élément qui intervient dans la synthèse des éléments organiques indispensables à la vie des plantes (Tamrabet, 2011).

1.2.5. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Cuivre

Le cuivre (Cu), de numéro atomique 29, est assez malléable, il possède une conductivité thermique et électrique exceptionnelle, seul l'argent, comparé au cuivre, a une meilleure conductivité électrique à température ambiante (Hazourli et al., 2007). Les usages du cuivre sont très répandus (Rodier, 2009). Le cuivre peut se rencontrer dans certaines eaux naturelles généralement à des teneurs inférieures à 1 mg/l. En dehors de pollutions industrielles ou de traitements agricoles, ce métal provient habituellement de la corrosion des tuyauteries de distribution (0,5 à 1 mg/l), plus rarement il constitue le résidu d'un traitement des algues par les sels de cuivre. Pour l'eau destinée à la consommation humaine, l'OMS recommande une

valeur guide provisoire de 2 mg/L compte tenu des incertitudes de la toxicité du cuivre pour l'homme (Rodier, 2009).

Les valeurs de cuivre dans les zones d'étude dépassent légèrement la norme algérienne des eaux destinées à l'irrigation qu'est de 5 mg/l, et cela pour les deux sites S2 et S3 où nous marquons les valeurs 5,1 et 5,3 mg/l respectivement, alors que pour le site S1 la valeur est inférieure à la norme (Fig. 19).

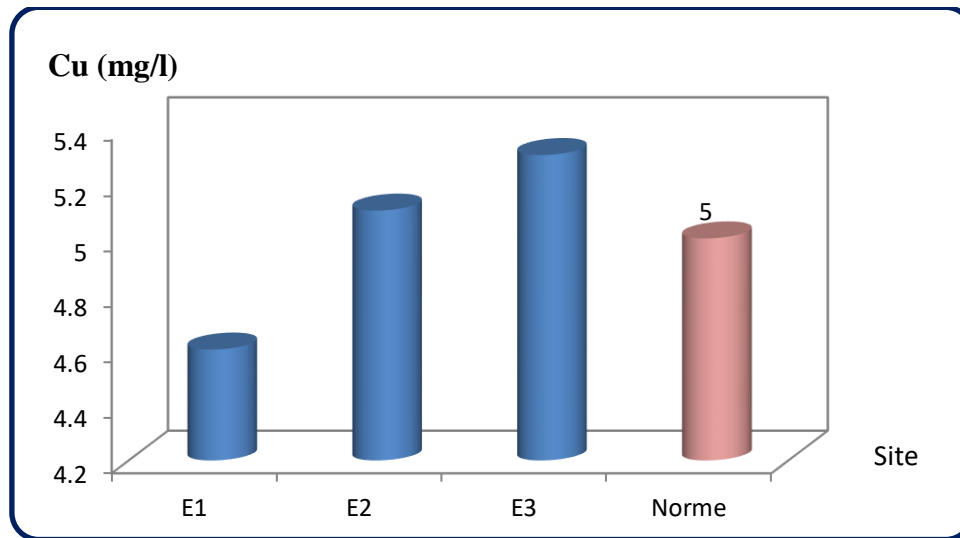


Figure 19. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Cuivre et norme algérienne des eaux d'irrigation

La teneur en cuivre présente un accroissement de l'aval à l'amont de l'écoulement des eaux usées, le même gradient d'accroissement a été signalé par Tamrabet (2011) pour les eaux d'Oued El Gourzi.

1.2.6. Teneur des effluents de la ville de Sétif en Zinc

Le zinc (Zn), de numéro atomique 30, est naturellement, associé avec le Plomb, le Cuivre, l'Or, l'argent et le fer. La teneur moyenne en zinc de la croûte terrestre serait comprise entre 70 et 132 mg/kg (Baize, 1997). Le zinc retrouvé dans les eaux de distribution à des teneurs pouvant dépasser 1 mg/l provient des canalisations de laiton ou de fer galvanisé, attaquées par les eaux agressives ou riches en chlorures et sulfates (Desbordes, 2000).

Les rejets urbains de la ville de Sétif représentent des teneurs en Zinc inférieures à la norme algérienne relative aux eaux usées destinées à l'irrigation (10 mg/l). Les valeurs de ce métal varient de 7,8 mg/l valeur enregistrée dans le site S3 (aval) à 8,3 mg/l en site S1 (amont) marquant ainsi une diminution de l'amont vers l'aval (Fig. 20). Ces valeurs dépassent largement les valeurs obtenues par Sersoub (2012) (inférieur à 2,5 mg/l) et celles marquées par Ababsa (2016) (0 mg/l).

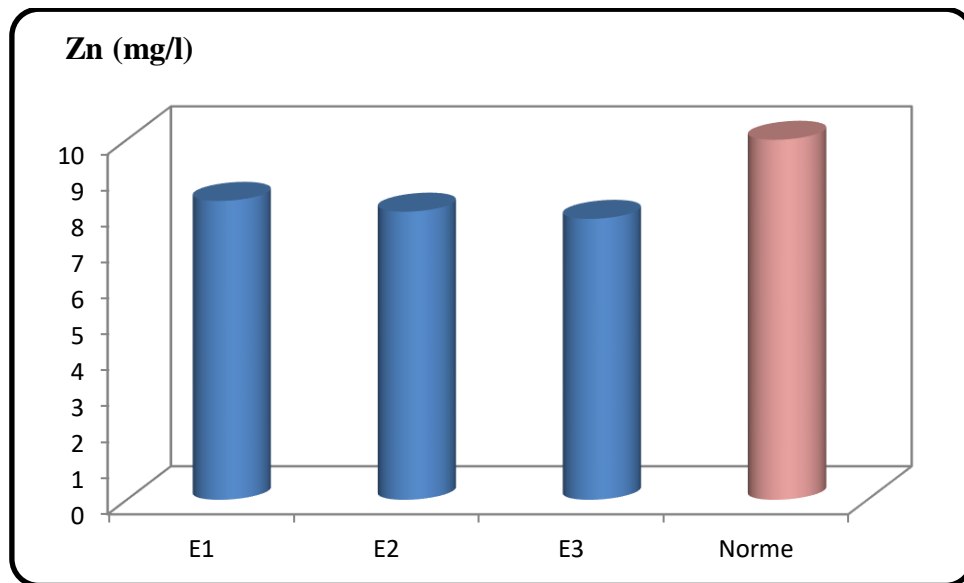


Figure 20. Teneurs des effluents urbains de la ville de Sétif en Zinc et norme algérienne des eaux d’irrigation.

Enfin et pour la majorité des ETM mesurés, les teneurs moyennes tendent à diminuer de l’amont à l’aval de l’écoulement cela peut être le résultat de leur précipitation et de leur adsorption au niveau des sédiments du cours d’eau.

1.3. Les caractéristiques bactériologiques

D’après Rodier (2009), l’objectif de l’analyse bactériologique d’une eau n’est pas d’effectuer un inventaire de toutes les espèces présentes, mais de rechercher soit celles qui sont susceptibles d’être pathogènes soit, ce qui est souvent plus aisé, celles qui les accompagnent et qui sont en plus grand nombre souvent présentes dans l’intestin des mammifères et sont par leur présence indicatrices d’une contamination fécale et donc des maladies associées à la contamination fécale.

Dans le cas des eaux usées de la ville de Sétif, le dénombrement de bactéries pathogènes est limité aux coliformes totaux et fécaux, streptocoques fécaux, clostridium et germes pathogènes dans les eaux d’irrigation.

Les résultats des analyses bactériologiques des effluents urbains révèlent l’existence des germes indicateurs de contamination fécale tandis que les germes pathogènes (salmonelle) sont absents. En effet, les charges moyennes en coliformes fécaux des eaux usées destinées à

l'irrigation sont de l'ordre de 210 germes/100ml, ce chiffre est largement inférieur aux normes algériennes des eaux épurées destinées à l'irrigation des cultures céréalières et fourragères (<1000 germes/100ml) (MRE., 2012). Pour les streptocoques fécaux nous avons enregistré une valeur de 460 germes / 50ml, alors que pour les clostridium nous avons observé la présence de 38 germes/100ml (Fig. 21).

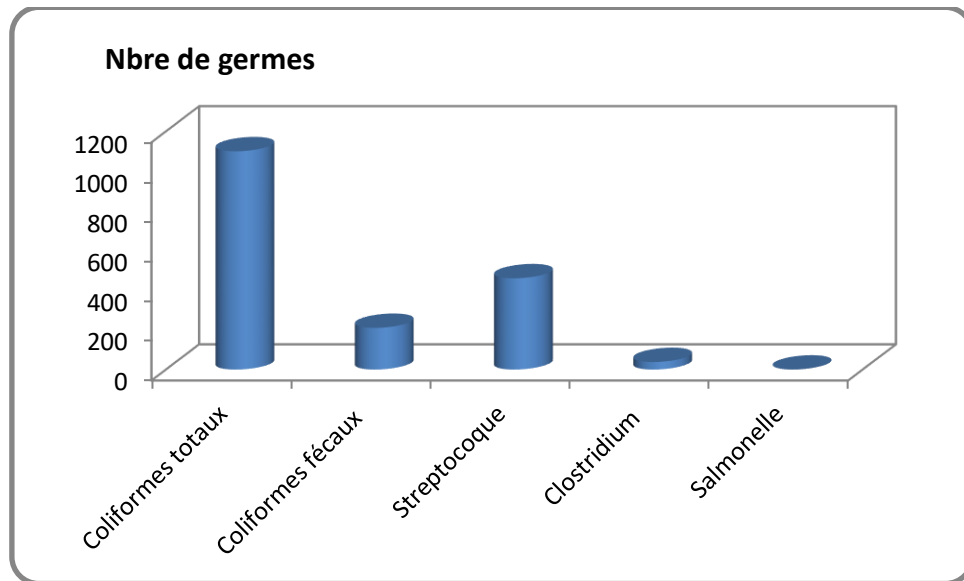


Figure 21. Caractéristiques bactériologiques des effluents urbains de la ville de Sétif

2. Caractérisation des sols supports

2.1. Caractérisation de sol du site témoin (T)

Au plan physico-chimique, le sol du site témoin (T) se caractérise par une texture argileuse chimiquement riche, mais à piètres propriétés physiques; milieu imperméable et mal aéré, formant obstacle à la pénétration des racines en raison de la forte plasticité (état humide), ou de la compacité (sol sec). Ce sol se caractérise également par un pH moyennement alcalin, une conductivité électrique de 0,31 mmhos/cm indiquant qu'il s'agit d'un sol non salé, une faible teneur en matière organique (1,5 %), Selon Doucet (2006), un taux de 1,5 % est la limite critique théorique, au-dessous de laquelle la fertilité diminue rapidement et il est souvent souhaitable de viser à maintenir un taux minimal de 2,5 % en général et même de 3,5 à 4 % dans les sols lourds. Le sol Témoin est modérément calcaire avec un taux de 19,29 % et sa capacité d'échange cationique (CEC) est égale à 31,82 meq/100g de sol ce qu'indique, selon Doucet (2006), une fertilité moyenne bien sûr vue le caractère lourd du sol. Sur le plan

des bases échangeables, le sol témoin est excessivement riche en potassium et sodium et représente des valeurs typiques en Magnésium et calcium (pour les sols argileux, des valeurs de Mg > 2,57 meq/100g de sol ; l'équivalent de 700 kg/ha et de Ca > 15,63 meq/100g de sol ; l'équivalent de 7000 kg/ha sont considérées comme des valeurs typiques (CRAAQ, 2015 ; Ghislain, 2012)) (Tab. 10)

Tableau 10. Caractéristiques physico-chimiques du sol Témoin

Paramètres	Valeurs	
	A	65,87
	LF	11,80
	LG	13,82
	SF	5,62
Granulométrie en (%)	SG	2,89
Carbone total organique (COT) en (%)		0,87
matière organique (MO) en (%)		1,5
CaCO ₃ Total		19,29
pH		8,14
Capacité d'échange cationique (CEC) en (meq/100g)		32,82
Calcium (Ca) en (meq/100g)		23,26
Magnésium (Mg) en (meq/100g)		3,8
Sodium (Na) en (meq/100g)		4,11
Potassium (K) en (meq/100g)		1,04
CE (ms/cm)		0,31

2.2. Caractérisation des sols des trois Sites irrigués par les effluents urbains (S1, S2 et S3)

Le sol du premier site (S1) représente une texture argileuse assez lourde, une teneur moyenne en matière organique (8,40 %) vue cette texture lourde (AFAQ, 1987 in Ghislain, 2012), un pH faiblement alcalin (Doucet, 2006), une faible conductivité électrique (sol non salin). Le sol du premier site est modérément calcaire avec une fertilité moyenne, et des teneurs extrêmement élevées en sodium et potassium et des valeurs typiques de calcium et magnésium (Tab. 11)

Les sols des deux autres sites représentent les mêmes caractéristiques que le sol du premier site sauf pour la texture du troisième site qu'est de type argilo-limoneux, pour les pH qui sont neutres et pour les teneurs en matière organique qui sont considérées comme élevées pour les normes de LANO (Laboratoire Agronomiques de la Normandie), se qui permis d'améliorer la cohérence des éléments structuraux, de favorisé la rétention en eau utile, de participe au

stockage réversible des éléments nutritionnels, de limiter le développement de certains parasites et d'augmenter l'aération du sol (CRAAQ, 2015 ; Ghislain, 2012), Cependant, de hautes teneurs en matière organique peuvent être révélatrices de mauvaises conditions de croissance si elles sont associées à de mauvaises conditions de drainage (Ghislain, 2012). (Tab. 11)

Tableau 11. Caractéristiques physico-chimiques sols des trois Sites irrigués par les effluents urbains

Paramètres	S1	S2	S3	
A	44,86	44,53	44,30	
LF	4,90	15,38	27,55	
LG	19,28	17,39	13,62	
SF	13,92	15,22	10,31	
Granulométrie en (%)	SG	17,04	7,46	4,22
Carbone total organique (COT) en (%)	4,88	10	9	
matière organique (MO) en (%)	84,0	17,2	1,55	
CaCO ₃ Total (%)	17,57	28,83	28,07	
pH	7,46	7,12	6,97	
Capacité d'échange cationique (CEC) en (meq/100g)	33,12	33,76	34,57	
Calcium (Ca) en (meq/100g)	20,48	23,14	22,24	
Magnésium (Mg) en (meq/100g)	4,04	4,06	3,64	
Sodium (Na) en (meq/100g)	5,88	4,09	5,07	
Potassium(K) en (meq/100g)	1,07	1,02	1,64	
CE (ms/cm)	1,99	1,26	0,97	

3. L'abondance lombricienne

Selon Lavelle (1997), les lombriciens modifient les propriétés physico-chimiques du sol, favorisant ainsi l'activité microbologique.

En vue d'apprécier l'abondance lombricienne nous avons comparé les trois sites S1, S2 et S3 irrigués par les effluents de la ville de Sétif à un témoin qui reçoit seulement les eaux pluviales. Les résultats de cette comparaison sont représentés dans le tableau suivant :

Tableau 12. Abondance lombricienne (Individus/m²) dans les sols des prairies irriguées avec les effluents urbains et le sol témoin

Site	Adulte	Juvénile	Nombre total	Augmentation en % par rapport au témoin
S1	38	15	53	165
S2	33	11	44	120
S3	34	10	44	120
T	10	10	20	-

Les lombriciens sont plus abondants dans le site S1 que les deux autres sites. Cette abondance arrive à 165% par rapport au témoin, les deux autres sites S2 et S3 présentent le même nombre de vers de terre et donnent une augmentation de 120% que le sol témoin. Cela révèle le rôle de l'irrigation par les eaux usées dans l'abondance lombricienne. La richesse des eaux usées en matières organiques et particulaire a favorisé l'abondance lombricienne dans les prairies (Ababsa, 2016). Selon (Ablain, 2002), les boues ne semblent pas avoir d'effet toxique direct ou indirect sur les lombriciens. De point de vu stade de développement des lombriciens, les sites exposés aux effluents urbains se caractérisent par des nombres de vers de terre adultes supérieurs que les juvéniles, alors que le site témoin représente le même nombre pour les deux stades.

Les résultats de cette étude montrent la dominance de trois espèces de vers de terre appartenant à deux familles Acanthodrilidae (*Microscolex phosphoreus* : espèce endogée) et Lumbrucidae (*Allolobophora caliginosa* : espèce endogée et *Octodrilus lissaensis* : espèce anécique). L'identification a été faite par un expert en utilisant la clé de Bouché (1972).

Selon Ababsa (2016), La pratique d'irrigation avec les différents types d'eaux influence l'abondance totale des lombriciens, l'irrigation avec les effluents urbains favorise l'abondance des vers avec une valeur moyenne de 47 individus/m², cette valeur représente le double du nombre total des lombriciens obtenus au niveau des sites irriguées avec les effluents agricoles et traitées

4. Effet des effluents urbains sur les paramètres physico-chimiques des sols des prairies et leur redistribution en profondeur

Pour appréhender l'impact potentiel de l'irrigation avec les effluents urbains de la ville de Sétif sur les caractéristiques des sols des prairies pré urbaines et leur redistribution sur les profondeurs de sol, nous avons soumis les résultats des différents paramètres étudiés à une analyse de la variance (ANOVA), après avoir vérifié les conditions d'application de ce test et nous avons abouti aux effets énoncés en tableau 13.

Tableau 13. Carré moyen de l'analyse de variance des paramètres mesurés.

	ddl	Ph	C(%)	MO(%)	NKT(%)	C/N	AF(g/Kg)	AH(g/Kg)
effet profondeur(P)	1	1,96 ^{***}	79,03 ^{***}	234,87 ^{***}	6,96 ^{***}	722,58 ^{***}	728,97 ^{***}	551,91*
Effet site (S)	3	1,63 ^{***}	117,87 ^{***}	350,68 ^{***}	3,33 ^{***}	96,71 ^{**}	315,14 ^{***}	433,28*
Effet interactionPxS	3	0,34 ^{***}	40,77 ^{***}	121,19 ^{***}	2,54 ^{***}	103,84 ^{**}	321,31 ^{***}	233,21 ^{ns}
Erreur	16	0,01	2,41	7,18	0,03	13,28	6,72	90,61

ns,* et ** : effet non significatif, significatif et hautement significatif respectivement

C : carbone total, MO : matière organique, NKT : azote kjeldahl totale, C/N : rapport Carbone/ Azote AF : acides fulviques et AH : acides humique respectivement

	ddl	CE(mS/cm)	Pb(ppm)	Cd(ppm)	Al(ppm)	Fe(ppm)	Cu(ppm)	Zn(ppm)
effet profondeur(P)	1	4,60 ^{***}	69,70 ^{***}	0,008 ^{**}	1,35 ^{***}	3,3 ^{***}	15,52 ^{***}	130,67 ^{***}
Effet site (S)	3	2,92 ^{***}	13,21*	0,003*	0,07 ^{ns}	0,78*	7,91*	40,5 ^{**}
Effet interactionPxS	3	2,50 ^{***}	7,76 ^{ns}	0,002*	0,16 ^{ns}	0,92 ^{**}	2,54 ^{ns}	17,36*
Erreur	16	0,07	2,83	0,0007	0,07	0,15	1,58	3,955

ns,* et ** : effet non significatif, significatif et hautement significatif respectivement CE : conductivité électrique, Pb : plomb, Cd : cadmium, Al : aluminium, Fe : fer, Cu : cuivre et le Zn : zinc respectivement

Il ressort de ce tableau que la majorité de ces variables présentent des différences significatives entre les traitements étudiés.

Suivant cette synthèse statistique, nous pouvons noter ce qui suit :

- L'effet profondeur est significatif à très hautement significatif pour l'ensemble des paramètres mesurés.
- L'effet site est significatif à très hautement significatif pour l'ensemble des paramètres sauf pour l'Aluminium où l'effet est non significatif
- L'effet interaction profondeur X site est non significatif pour les acides humiques, le plomb, l'aluminium et le cuivre, significatif pour les paramètres : le cadmium et le zinc, hautement significatif pour le fer et le rapport Carbone/Azote et très hautement significative pour les variables : la matière organique, azote kajeldahl totale, , acides fulviques, la conductivité électrique et le cadmium (Tab.13).

4.1. Effet moyen de la profondeur sur les paramètres mesurés

4.1.1. la redistribution des paramètres physico-chimiques en fonction de la profondeur

L'effet profondeur est significatif pour l'ensemble des paramètres mesurés, ce qui signifie que les différences entre les moyennes des variables étudiées sont significatives pour les deux profondeurs (P1 : de 0 à 7cm et P2 : de 7 à 20 cm). Le tableau 14 qui représente l'effet moyen de la profondeur sur les variables mesurées, indique l'existence d'une diminution remarquable, en profondeur, des teneurs en matière organique, en azote Kjeldahl total, en substances humiques (acide humique et acide fulvique) ainsi que en conductivité électrique. Contrairement à ces paramètres le pH et le rapport C/N enregistrent des valeurs plus élevées en profondeur 2 (couche de subsurface) (Tab. 14) (Fig. 23).

D'après nos résultats, **le pH** augmente en profondeur dans la zone d'étude ce qui concorde avec les résultats de Tamrabet (2011), où il a trouvé que les valeurs du pH sont plus élevées en profondeur (20-40 cm) qu'en surface (0-20 cm). Ceci est attribué à la nature calcique du sol étudié (Zouita, 2002; Cherak, 1999). **Le rapport C/N** est un indicateur de l'activité biologique du sol, il renseigne sur le degré moyen d'évolution de la matière organique, l'activité biologique et le potentiel de minéralisation de l'azote. Plus le rapport C/N est élevé (supérieur à 12) plus l'activité biologique est réduite et la minéralisation rencontre des difficultés (acidité excessive, sol insuffisamment oxygéné) (Dibet et *al.*, 2013 ; Bazri, 2015). Les résultats de notre étude montrent que le rapport C/N dans la couche superficielle est inférieur à 12 ce qui reflète la présence d'une bonne activité biologique donc un taux de minéralisation élevé, alors que pour la couche la plus profonde (P2), nous enregistrons un abaissement de l'activité biologique entraînant une diminution du taux de minéralisation. **La matière organique (MO)** exerce, au même titre que le pH, une grande influence sur les propriétés physiques et chimiques du sol (Rattan et *al.*, 2005). Elle est un élément de la stabilité du sol. Elle tire son importance du fait qu'elle constitue le milieu d'activité et de nutrition des microorganismes du sol, et c'est aussi une source de minéraux pour les plantes (Daudu, 2008). Les teneurs en matière organique des sols étudiés marquent une diminution de la couche de surface (0-7cm) vers celle qui suit (7-20cm). Cette diminution moyenne estimée à 44% est due probablement à l'accumulation de la matière organique à la surface de sol recevant des effluents urbains. Tamrabet (2011) a observé que la MO s'accumule plus dans l'horizon de surface du sol de toutes les stations analysées. De même une accumulation de la matière organique apportée par les eaux usées, dans l'horizon de surface, est observée aussi

par Mohammed et Mazahreh (2003), par Rusan *et al.*, (2007) et par Ablain (2004) après l'apport des boues.

Tableau 14. L'effet moyen de la profondeur sur les paramètres mesurés

	pH	MO	NKT	C/N	AF	AH	CE
Moyenne de la profondeur 1 (p1)	7,13	14,19	1,48	7,33	13,78	13,33	1,57
Moyenne de la profondeur 2 (p2)	7,7	7,94	0,41	18,3	2,75	3,74	0,69
% de diminution en profondeur	7,994	-44	-72,3	149,7	-80	-71,9	-56,1
% de diminution en profondeur= ((p2-p1)/p1).100							

Les teneurs moyennes en **azote kjeldahl** total des sols étudiés sont de l'ordre de 0,41% pour la couche profonde (P2) et de 1,48 % en couche superficielle (P1), avec une diminution en profondeur plus de 72% (fig. 22). Selon Bazri (2015) les teneurs élevées en azote sont liées aux grandes quantités de la matière organique qui joue un rôle important dans l'approvisionnement du sol en azote après sa minéralisation. De sa part Belaid (2010) dans son étude portant sur les effets des eaux usées sur la fertilité des sols irrigués a remarqué que les teneurs les plus élevées d'azote soluble ont été détectées dans les niveaux superficiels du sol ce qui confirme nos résultats. D'une façon générale et vu la classification de Dabin (1970), les teneurs des sols étudiés en azote total sont bonnes (de 0, 3 à 0,45%) pour la couche profonde et très bonnes (>0,45%) pour la couche superficielle.

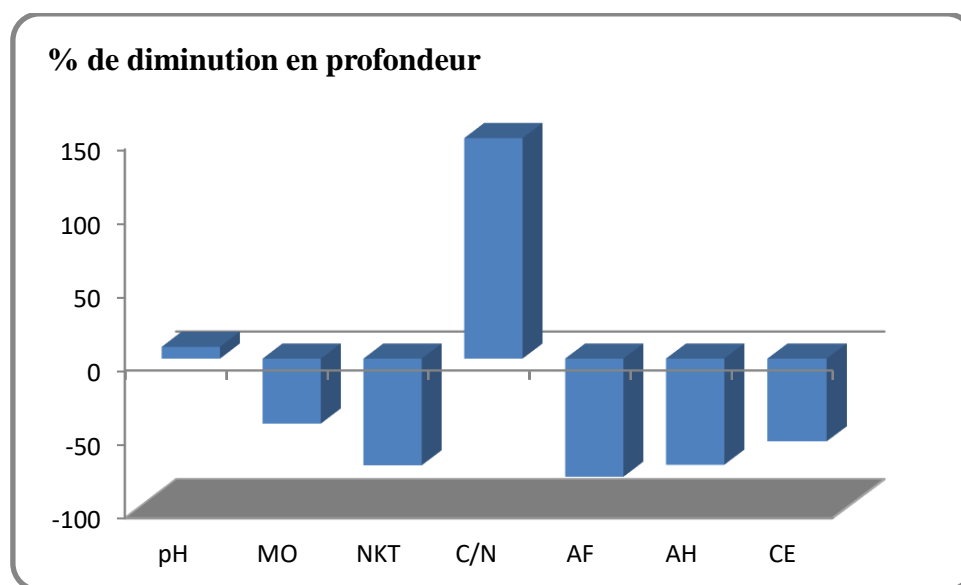


Figure 22. Réduction en profondeur de quelques caractéristiques physico-chimiques dans la zone d'étude.

Les valeurs des **substances humiques (acides fulvique et humique)** marquent des diminutions de la surface vers la profondeur importantes allant à 80 % pour les acide

fulviques et à presque 72% pour les acides humiques. Sou (2009) a observé la présence des dépôts noirs en surface des parcelles irriguées avec les eaux usées. Ces dépôts contiennent nettement plus de Substances humiques que les échantillons prélevés au niveau de différentes profondeurs de sol. **La conductivité électrique (CE)** constitue un indicateur de la concentration des sels solubles dans le sol. Les résultats des mesures effectuées sur les sols indiquent que la conductivité électrique est plus élevée dans la couche de surface (P1) avec une moyenne de 1,57 mS/cm par rapport à celle de la couche de subsurface (P2) où nous avons enregistré une moyenne de 0,69 mS/cm. D'après Lhadi et *al.* (1998), le suivi de la salinité du sol durant le cycle de la culture du maïs, montre que la conductivité électrique du sol a augmenté à partir de la 3^{me} irrigation surtout dans les horizons de surface des parcelles irriguées avec les eaux usées brutes. Dans un sol argilo-limoneux, les fortes teneurs en sels sont localisées dans les 10 premiers centimètres (Al-Nakshabandi et *al.*, 1997). Contrairement à ces résultats Tamrabet (2011) a mentionné qu'en profondeur, l'horizon (20-40 cm) du sol étudié est plus riche en sels solubles que l'horizon de surface (0-20 cm).

4.1.2. Redistribution des ETM en fonction de la profondeur

L'analyse de la variance a révélée un effet profondeur significatif pour l'ensemble des éléments traces métalliques mesurés sauf pour l'aluminium (ETM). Nous constatons ainsi la diminution de leurs teneurs de la couche de surface vers la couche de subsurface (Fig. 24). En absence de normes Algériennes relatives aux teneurs des ETM références dans le sol, nous avons adopté les normes européennes (Tab. 15) pour interpréter nos résultats.

Tableau 15. Valeurs seuils en ETM pour les sols en fonction du pH (France et Union Européenne)

ETM (ppm)	Projet de révision de la directive européenne (2000)		
	5 < pH < 6	6 < pH < 7	pH > 7
Cd	0,5	1	1,5
Cu	20	50	100
Pb	70	70	100
Zn	60	150	200

En milieux naturels, **le plomb** se rencontre rarement sous forme élémentaire, mais existe principalement sous forme d'ion divalent stable Pb^{2+} (MEEQ, 1994). Le plomb peut constituer un danger pour l'environnement s'il se déplace dans le sol et contamine la nappe phréatique et les eaux de surface, ou s'il est transféré aux organismes vivants. Plusieurs facteurs affectent la mobilité et la biodisponibilité du plomb : le pH, la texture du sol (surtout la teneur en argile) et la teneur en matières organiques (CCME, 1999). En ce qui concerne les teneurs des sols de la zone d'étude en Plomb, nous observons qu'elles oscillent entre 20,84 ppm, valeur enregistrée dans l'horizon de Subsurface à 24,25 ppm dans l'horizon de surface (Fig. 23), ce qui nous donne un pourcentage de diminution de 14,06% (Fig. 24). Ces valeurs sont inférieures à la valeur seuil fixée par l'Union Européenne et la France (pour un $pH > 7$, le seuil est de 100 ppm) c'est pourquoi nous excluons l'existence d'une pollution liée au plomb. Dère (2006) indique qu'il n'y a pas eu de départ massif du plomb depuis l'horizon de surface. On ne peut pas rejeter l'hypothèse d'un départ (de l'ordre de quelques pourcents) de cet élément sous des formes qui n'auraient pas réagi avec les constituants du sol, i.e. qui n'auraient pas pu être refixées le long du solum au cours de leur transfert (par exemple sous forme de colloïdes). Dans le sol, **le cadmium** divalent Cd^{2+} est l'espèce ionique dominante, notamment dans la solution du sol où elle peut accompagner, à pH inférieur à 6,5, des complexes tels que $CdSO_4$ ou $CdCl_2$. Dans la solution du sol, seul 10 à 20 % du cadmium sont associés aux composés organiques sous une forme stable. Le cadmium est plus facilement retenu par les hydroxydes de fer et par la matière organique que par les argiles. Dans les sols calcaires, la calcite ($CaCO_3$) représente la phase de rétention majoritaire (Perrono, 1999). Ses teneurs naturelles sont généralement très faibles dans les sols (de l'ordre de 0,10 à 0,15 mg/kg dans les horizons de surface) et les apports anthropiques de toutes origines ont souvent fait tripler ou quadrupler ces teneurs (Baize et al., 2006). La teneur des sols étudiés en cadmium passe de 0,32 ppm en couche de subsurface à 0,36 ppm en couche de surface (Fig. 23), soit une diminution en profondeur de 11,11% (Fig. 24). Les valeurs enregistrées sont largement inférieures à la valeur seuil fixée par l'Union Européenne et la France (pour un $pH > 7$, le seuil est de 1,5 ppm). Dans leur travail, portant sur le devenir des éléments traces métalliques dans les sols du Vexin français soumis à des épandages de boues, Gaultier et al. (2003), ont observé que, pour le calcisol, les teneurs en Cd, Pb et Cu des eaux gravitaires sortant des horizons inférieurs diminuent avec la profondeur. **L'aluminium** est un élément réparti de façon ubiquitaire à la surface de la Terre, cependant, il n'intervient dans aucune fonction biologique, biochimique ou métabolique connue. Ses concentrations dans l'environnement

restent généralement faibles à cause de sa solubilité réduite aux pH couramment rencontrés. Certains facteurs peuvent cependant entraîner une augmentation des teneurs en aluminium dans le milieu aqueux ; en particulier, il s'agit d'un des éléments de l'environnement présentant de fortes augmentations de solubilité sous des conditions d'acidification. (Gauthier, 2002). La redistribution de l'aluminium en profondeur des sols de la prairie préurbaine de la ville de Sétif montre une réduction dans les teneurs en allant de surface vers la profondeur (couche de subsurface). Cette réduction est estimée à 14,73% (Fig. 25) ainsi les valeurs passent de 2,72 ppm en couche de subsurface à 3,19 ppm en couche de surface.

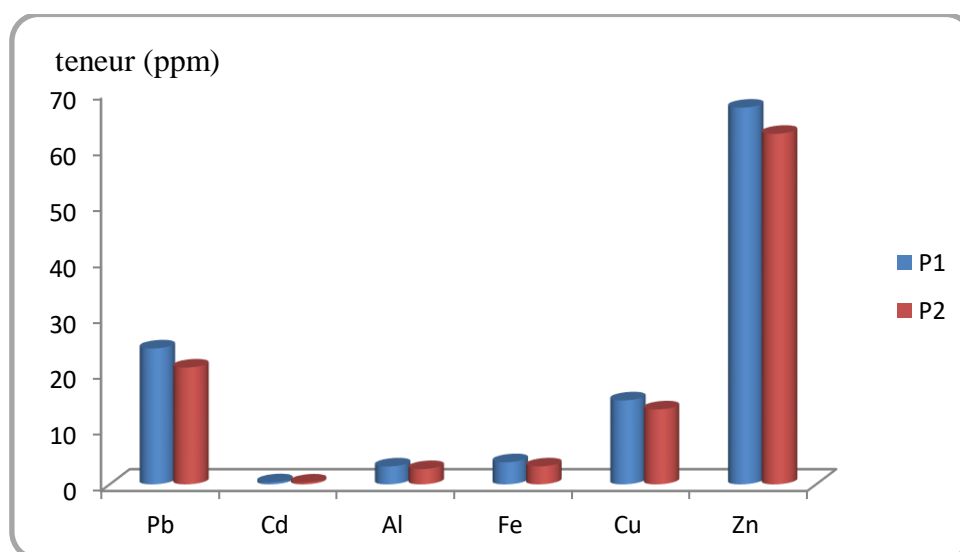


Figure 23. L'effet moyen de la profondeur sur les ETM

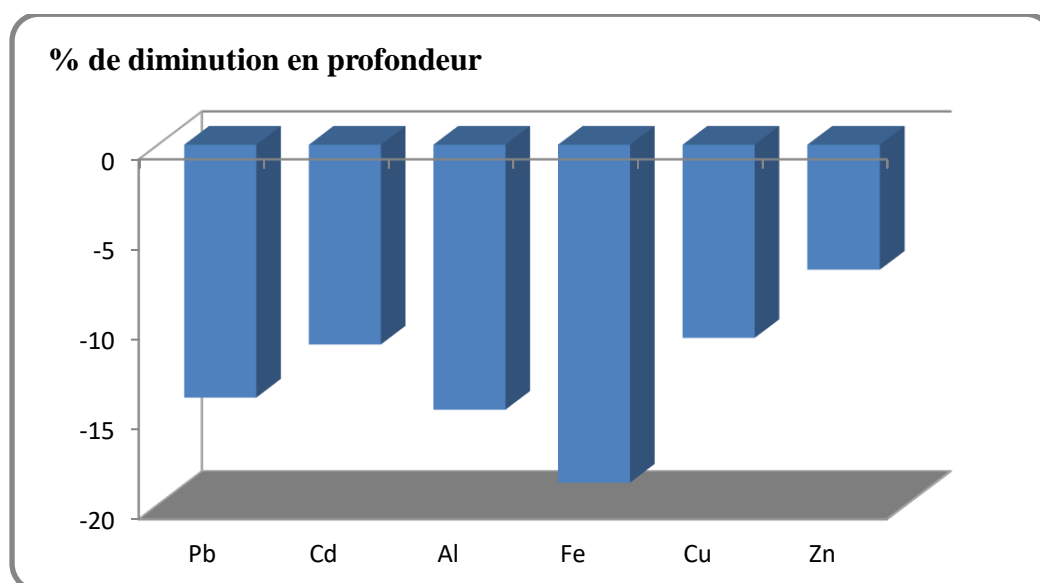


Figure 24. Réduction en profondeur des ETM la zone d'étude.

Les éléments traces métalliques (Fe, Cu et Zn) sont considérés comme des éléments de base nécessaires à la croissance de la plante (Tamrabet, 2011). **Le fer** est un des constituants essentiels de l'écorce terrestre. La teneur est comprise suivant les auteurs entre 4,6 et 5,1% (Segalen, 1963), Le fer est présent surtout dans les jeunes feuilles où il intervient dans la formation de la chlorophylle. La carence en fer provoque la chlorose du limbe des jeunes feuilles. Le fer est nécessaire en concentrations élevées dans le sol, qui varie entre 7000-55000 mg/l, mais la concentration optimale est 38000 mg/l (Adriano, 1986). Les teneurs en fer enregistrées dans la zone d'étude varient de 3,94 ppm en couche de surface à 3,2 ppm dans la couche inférieure soit un pourcentage de réduction de 18,78 % (Fig. 23 et 24). Ces valeurs sont largement inférieures à la valeur référence pour déterminer le niveau de contamination d'un sol (41000 ppm) (Bernard, 1997) ainsi que la concentration optimale (38000 mg/l) (Adriano, 1986). **Le cuivre** est un activateur d'enzyme, qui joue également un rôle dans le métabolisme des protéines et la synthèse de la chlorophylle (Tamrabet, 2011). Les teneurs en cuivre des sols étudiés oscillent entre 13,37 ppm, valeur enregistrée à la couche de subsurface, et 14,98 ppm, valeur marquée à la couche de surface, soit une diminution en profondeur de 10,75 %. la diminution des teneurs en cuivre en profondeur est également remarquée par plusieurs auteurs (Gaultier et *al.*, 2003 ; Belaid, 2010 ; Tamrabet, 2011). Les valeurs de cuivre enregistrées sont inférieures à la valeur seuil de contamination par cet élément fixée par la France et les directives européennes (pour un pH > 7 le seuil est 100ppm). **Le zinc** est un élément essentiel, nécessaire à la santé et au bon fonctionnement de certains processus biologiques des plantes et des animaux; il est une composante connue de plus de 200 métallo-enzymes et autres composés métaboliques (Vallee, 1959). Sa concentration dans le sol varie de 1-900 mg/l, cependant sa valeur optimale est 60 mg/l (Adriano, 1986). Dans les sols étudiés, le zinc est l'élément métallique le plus présent, leurs teneurs passent de 62,54 ppm, en couche de subsurface à 67,21 ppm en couche de surface, soit une diminution en profondeur de 6,95 %, ces résultats concordent avec les travaux de auteurs Gaultier et *al.* (2003), Belaid (2010) et Tamrabet (2011). Les valeurs obtenues sont largement inférieures au seuil de contamination (200 ppm) (Tab. 15).

D'une façon générale, Les teneurs des éléments traces métalliques étudiés (Fe, Zn, Al, Cd, Cu et Pb) dans la couche superficielle du sol sont relativement plus élevées comparées à celles de subsurface. Kouame et *al.*, (2006) indiquent que ces éléments ont toujours tendance à s'accumuler dans les horizons de surface riches en matières organiques et dans les couches

argileuses. Ces éléments migrent peu en profondeur, sauf dans des conditions particulières de drainage, ou en milieu très acide (McLaughlin *et al.*, 2000 ; Adriano, 1986 ; Brar *et al.*, 2002 ; Tamrabet, 2011). Les teneurs en ETM suivent l'ordre suivant : Zn > Pb > Cu > Fe > Al > Cd.

4.2. Effet moyen du site sur les paramètres mesurés

4.2.1. la redistribution des paramètres physico-chimiques en fonction des sites

Les valeurs moyennes du **pH** des sols étudiés varient entre 6,97 pour le site 3 (S3) et 8.14 pour le site témoin (T) (figure 25). Nous enregistrons ainsi une diminution de pH des sites irrigués avec les effluents urbains par rapport au site témoin (non irrigué), rappelant que cette diminution est significative de point de vue statistique. Plusieurs chercheurs mentionnent que le pH du sol irrigué avec les eaux usées décroît suite à l'oxydation des composés organiques et la nitrification de l'ammonium (Mohammad et Mazahreh, 2003 ; Vazquez Montiel, 1996 ; Hayes, 1990). Des résultats similaires ont été aussi rapportés par Alhands (1995).

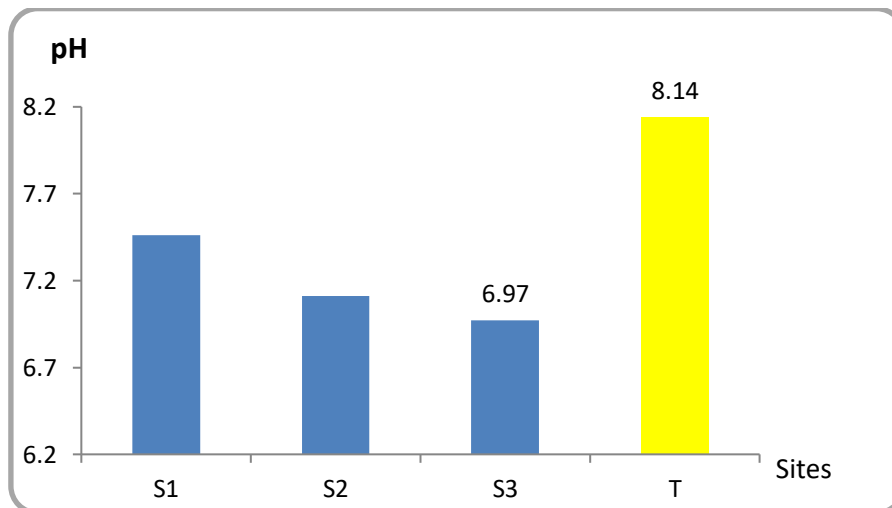


Figure 25. Variation du pH des sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au site témoin

Selon Benkhoubi (2016), un pH de sol légèrement basique empêche modérément la minéralisation et la dissolution des nutriments pour les rendre disponibles aux racines des plantes.

En ce qui concerne **la matière organique**, l'analyse de la variance a révélé un effet irrigation par les eaux usées hautement significatif, ce qui a été traduit pratiquement par la comparaison des moyennes, où nous avons enregistré des augmentations de la teneur du matière organique dans les trois sites, ces augmentations par rapport au site témoin, passent de 1,49 % pour le site témoin à 18,12 % pour le site S2 donc plus de dix fois pour les sites S2 et S3 aval et presque six fois plus pour le site S1 amont (Fig. 26). Cet effet est le résultat de la teneur

élevée des eaux usées utilisées comme substrat d'irrigation en composés organiques (valeurs élevées de la DBO et la DCO des effluents urbains) ce qu'a été approuvé par plusieurs auteurs comme Mancino et Pepper (1992), Mohammad et Mazahreh (2003) et par Tamrabet (2011).

Selon Hillel (1998) et Sparks (2003), les sols soumis à l'irrigation avec les eaux usées traitées ou brutes se distinguent par une amélioration du taux de MO, ce qui affecte l'agrégation du sol, les réserves en minéraux et leur disponibilité ainsi que l'activité biologique.

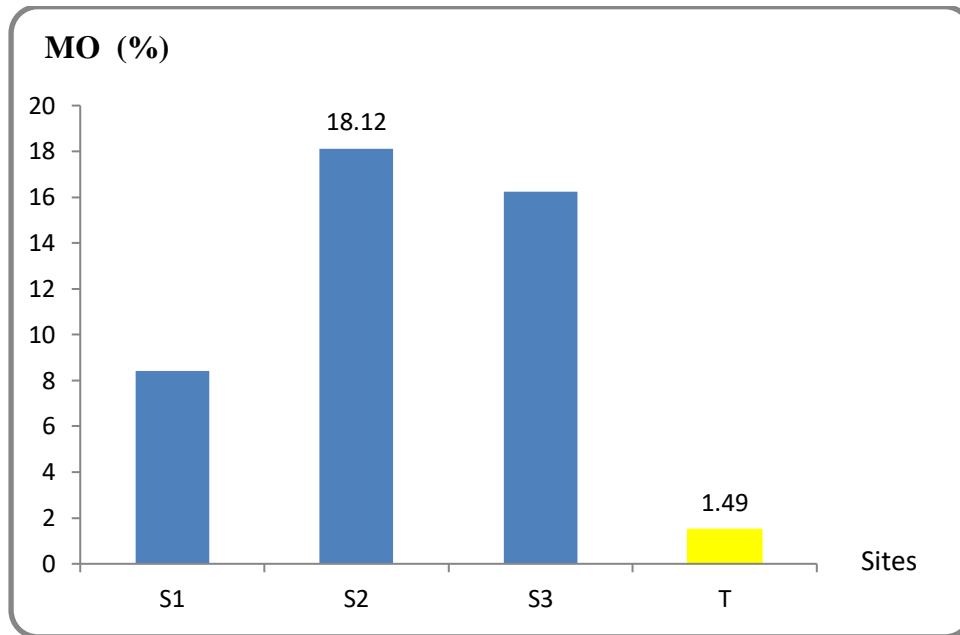


Figure 26. L'effet moyen de l'irrigation avec les effluents urbains sur la matière organique

Les valeurs moyennes de **l'azote total kjeldahl (NKT)** des sites étudiés oscillent entre 0,20%, valeur observée pour le site témoin, et 0,63%, valeur moyenne du site S3, enregistrant ainsi une augmentation de trois fois plus que la valeur du site témoin, ce qui révèle un effet significatif de l'irrigation avec les effluents urbains sur la teneur en azote des sols irrigués (fig. 27). Nos résultats sont similaires à ceux rapportés par Reddy et *al.* (1980), Liu et *al.* (1986), Midrar et *al.* (2004) et Tamrabet (2011).

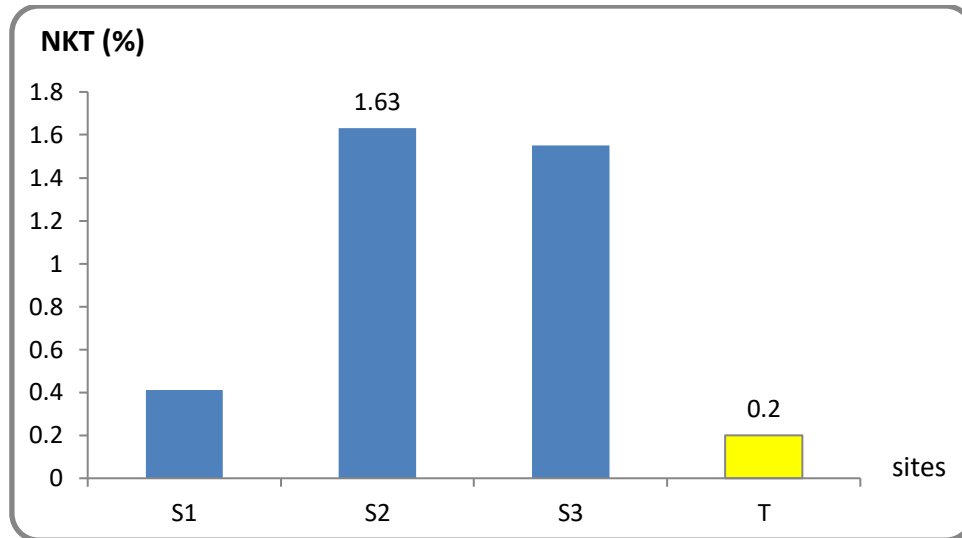


Figure 27. La variabilité de l’azote Total dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin

Les teneurs de la matière organique et de l’azote sont fortement corrélées ($r = 0,806$), ce qui suppose qu’elles ont la même source (eau usée).

La nette différence entre la concentration en carbone total du sol témoin et les sols des prairies irrigués par les effluents urbains est aussi illustrée par les teneurs en **acides fulviques et humiques** largement différentes (Tableau 16). Nous trouvons, en effet, dans le site S3 (point d’aval) 13,54 % d’acide fulvique et 18,04 % d’acide humique soit plus de 10 et 26 fois des valeurs enregistrées au niveau du sol témoin, alors que le site S2 (Mi) enregistre la valeur la plus élevée des acides fulviques, qui est de 15,42% et 13,33% des acides humiques soit plus de 15 et 19 fois, respectivement plus que celles mesurées au niveau du sol témoin, nous remarquons également des teneurs moins élevées des substances humiques pour le site S1 (Amont) (Tableau 16).

Tableau 16. Teneurs (%) des sols en acides fulviques et humiques et l’indice d’humification (IH)

Site	AF (%)	AH (%)	IH= AH/AF
S1 (amont)	2,85	2,09	0,73
S2 (mi)	15,42	13,33	0,86
S3 (aval)	13,54	18,04	1,33
T	1,25	0,68	0,54

La proportion des acides fulviques est supérieure à celle des acides humiques dans les trois sites S1, S2 et T soit dans la majorité des échantillons situés tous dans l'amont du site d'étude, l'autre site (S3) représente une teneur plus élevée des acides humiques. Cette répartition permet de constater qu'il y a plus d'acides humiques dans les points à forte teneur en matière organique cela concorde avec les résultats de Ben Hassine et *al.* (2012).

L'indice de maturité de la matière organique humifiée exprimé par le rapport : Acides humiques/Acides fulviques, indique une faible maturité si sa valeur est inférieure à 1 et une forte maturité s'il est supérieur à 1,3 (Francou, 2003). Le site S3 se caractérise par une matière organique à haut niveau de maturité, alors que les autres sites sont à faible niveau de maturité.

La conductivité électrique est la quantité totale en sels solubles correspondant à la salinité globale du sol. Elle dépend de la teneur et de la nature des sels solubles présents dans ce sol (Baize, 1989). La conductivité électrique et la salinité constituent de bons indicateurs d'appréciation des matières en solution (Rhoades et *al.*, 1992; Rodier, 1996). Elles sont fortement liées et peuvent être d'origine naturelle ou anthropique (Tamrabet, 2011). Les résultats des mesures effectuées sur les sols étudiés indiquent que la conductivité électrique est plus élevée dans les sols irrigués avec les eaux usées surtout pour le site 3 (S3 amont), avec une valeur de 1,99 mS/cm, que dans le sol témoin (T) qui reçoit l'eau pluviale où nous avons enregistré une valeur de 0,31 mS/cm (Fig. 28). Nous marquons également, une diminution des valeurs de la conductivité électrique de l'amont vers l'aval.

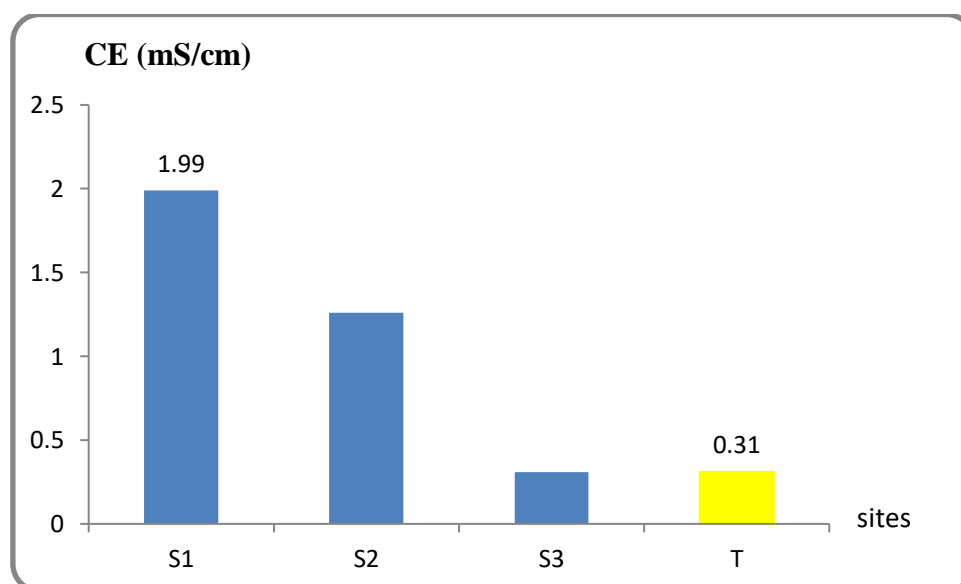


Figure 28. La variabilité de la conductivité électrique dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin

L'ensemble des sols étudiés sont salins, en effet les valeurs de la conductivité sont supérieures à 8 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Fig. 28). Les valeurs de conductivité électrique sont élevées dans les sols situés dans les étages bioclimatiques semi arides et arides à cause de la présence des roches gypseux et la dispersion des chottes et des sebkhas, ainsi que les dépôts des sels sur la surface par le phénomène de capillarité à cause de l'évaporation (Bazri, 2015).

4.2.2. la redistribution des éléments traces métalliques en fonction des sites

Bien que la concentration en métaux dans les eaux usées surtout traitées soit faible, l'irrigation peut, à terme, entraînée l'accumulation de ces éléments dans le sol (Rattan et al., 2005). En effet, la rétention, par le sol, des éléments métalliques est gouvernée par divers phénomènes d'ordre mécanique, physico-chimique et même biologique (Mantinelli, 1999).

Comme nous avons vu l'analyse de la variance des données a révélé l'existence d'un effet significatif à très hautement significatif pour l'ensemble des éléments traces métalliques mesurés sauf pour l'aluminium ce qui signifie que l'irrigation par les effluents urbains de la ville de Sétif a un effet significatif sur la teneur des sols de prairies en métaux lourds. (Tab. 17).

Tableau 17. Pourcentage d'enrichissement des sols irrigués avec les effluents urbains par les ETM

	Pb	Cd	Al	Fe	Cu	Zn
S1	23,45	0,35	2,90	3,82	14,67	66,48
S2	23,46	0,36	2,86	3,91	15,33	66,46
S3	23,78	0,36	3,12	3,53	14,72	64,57
T	19,00	0,19	2,93	2,77	11,50	31,67
S : moy des sols irrigués par les eaux usées : $(S1+S2+S3)/3$	23,56	0,36	2,96	3,75	14,90	65,84
% d'enrichissement $((S-T)/T) \times 100$	24,02	90,52	0,84	35,71	29,60	107,90

Les teneurs en **plomb** des sols étudiés oscillent entre 19,0 ppm pour le sol Témoin (T) et 23,78 ppm pour le site 3 (S3 aval) (Fig. 29). Ce qui signifie que l'irrigation par les eaux usées durant de longues périodes a permet d'enrichir le sol en plomb. Dans ce cadre nous avons enregistré une augmentation de la teneur en plomb de plus de 24% par rapport sol témoin. Selon Sou (2009), la concentration totale en métaux lourds est généralement plus élevée sur les parcelles irriguées que sur la parcelle non irriguée. On constate notamment des teneurs sensiblement plus élevées en plomb. Des résultats similaires ont été trouvés par les auteurs Baba Ahmed (2012) ; Ablain (2002) ; Dère (2006). En ce qui concerne la variabilité de cet élément de l'amont vers l'aval, nous enregistrons une légère augmentation qui passe de 23,45

ppm en amont (S1) à 23,78 ppm en aval (S3) (Fig. 29). Ces valeurs sont inférieures à la valeur seuil (100 ppm).

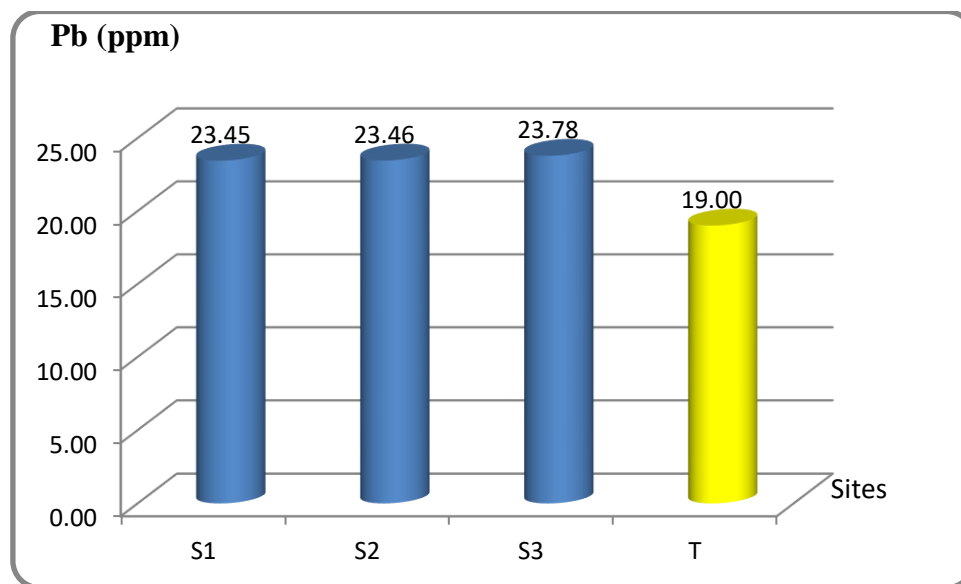


Figure 29. La variabilité du plomb dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin

Pour le **cadmium**, les valeurs passent de 0,19 ppm dans le sol témoin (T) à 0,36 ppm dans les sites S2 et S3 où nous avons marqué des valeurs presque similaires pour les trois sites S1, S2 et S3 (donc pas de variations horizontales c'est-à-dire de l'amont vers l'aval) (Fig. 30). Par rapport au témoin, les sols irrigués avec les eaux usées représentent des valeurs élevées en cadmium et l'augmentation peut dépasser les 90% (Tab. 17). Nos résultats concordent avec ceux obtenus par plusieurs auteurs comme : Sou (2009) ; Ablain (2002) et Dère (2006). Les concentrations de cet élément restent inférieures à la valeur seuil fixée par la France et les directives européennes (1,5 ppm).

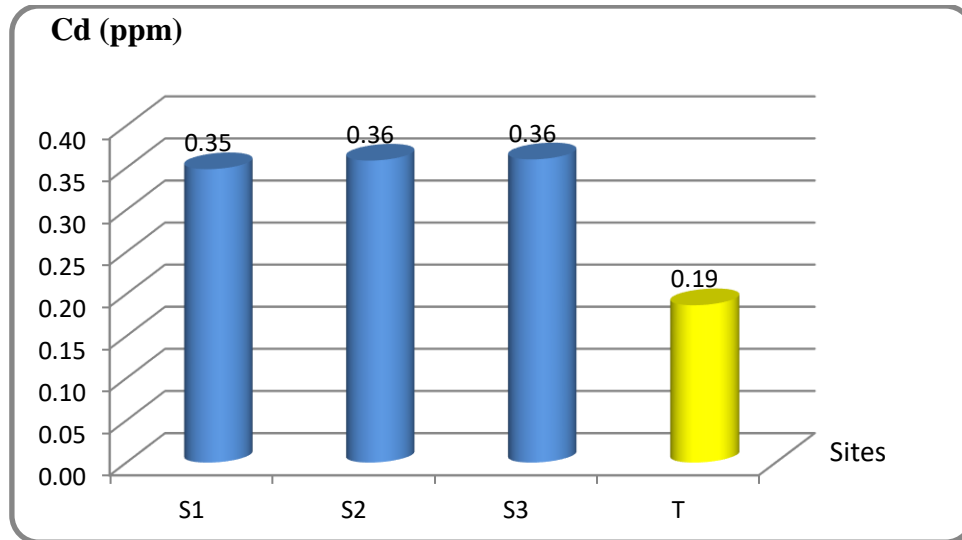


Figure 30. La variabilité du cadmium dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin

L'aluminium l'un des douze éléments présents à des teneurs moyennes supérieures ou égales à 1g/kg. Les teneurs de cet élément dans les sols irrigués par les effluents urbains ne diffèrent pas significativement au sol témoins. Contrairement à nos résultats Belaid (2010) a réussi de quantifier l'enrichissement du sol irrigué par les eaux usées traitées (EUT) en éléments métalliques tel que le fer et l'aluminium.

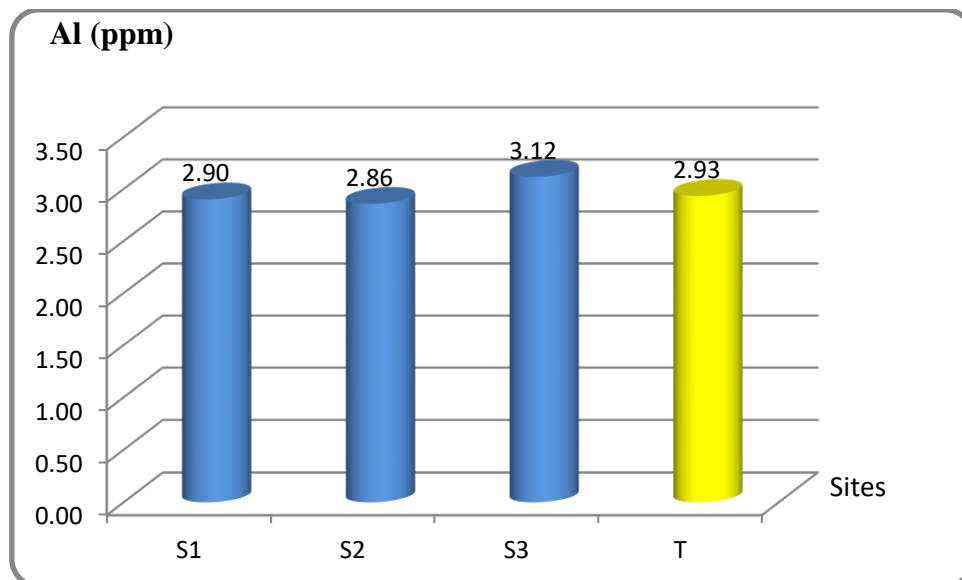


Figure 31. La variabilité de l'aluminium dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin

Le fer montre à la fois une tendance régulière avec une diminution des teneurs tout en allant de l'amont vers l'aval ainsi qu'un enrichissement des sols irrigués avec les eaux usées par

rapport au sol témoin. Cet enrichissement dépasse les 35 % (Tab. 17). Les teneurs de fer des sols étudiés oscillent entre 2,77 ppm, en sol témoin et 9,31 ppm, en sol 2 (S2) (Fig. 32).

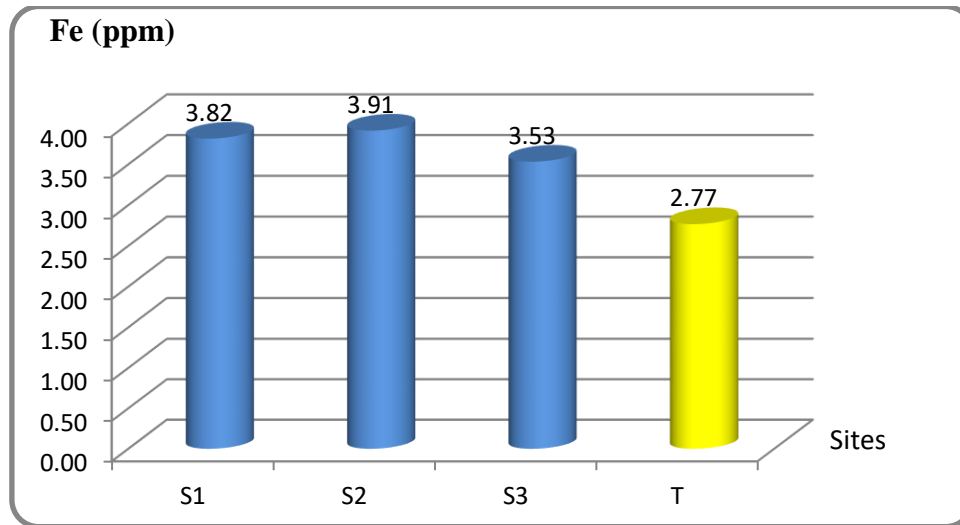


Figure 32. La variabilité du fer dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin

Dans son travail portant sur l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage, Tamrabet (2011) a trouvé des teneurs en fer qui oscillent entre 10.2 ppm pour le témoin et 32.0 ppm pour le sol cultivé en luzerne et irrigué avec les eaux usées.

Le cuivre (Cu) est un des éléments les plus essentiels pour les plantes et les animaux. En effet l'organisme ne peut croître complètement en son absence. Le cuivre est considéré comme l'élément le plus mobile des métaux lourds. (Baba Ahmed, 2012). Les teneurs de cuivre passent de 11,50 ppm, pour le sol témoin et 15,33 ppm, pour le sol 2 (S2) (Fig.33) enregistrant ainsi une augmentation de presque 30 % par rapport au sol témoin (Tab. 17). Cette augmentation peut atteindre les 100% toujours par rapport au témoin (Tamrabet, 2011). Toutes les valeurs enregistrées soit pour les sols irrigués par les effluents urbains de la ville de Sétif soit pour le sol témoin, sont inférieures à la valeur seuil de contamination fixée par la France et les directives européennes (100 ppm).

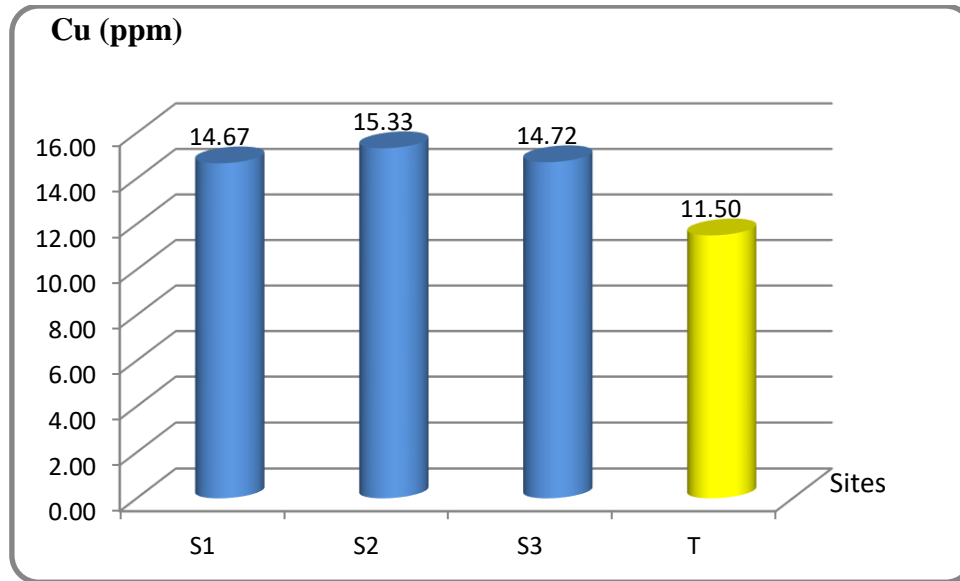


Figure 33. La variabilité du cuivre dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin

Une étude réalisée au Pakistan sur l'usage des eaux usées non traitées en irrigation (Ensink et *al.*, 2002) a révélé des concentrations en sels élevées (notamment en calcium et en sodium), ainsi que de fortes teneurs en métaux lourds (cuivre, plomb et manganèse). Des résultats similaires ont été obtenus dans d'autres études (Ablain, 2004 ; Amoah et *al.*, 2005; Kalavrouziotis et *al.*, 2008 ; Sou, 2009).

Le zinc est un [oligoélément](#) essentiel aux plantes dont teneur moyenne dans la [croûte terrestre](#) est de 70 mg/kg. Il est absorbé par les [racines](#) des plantes sous la forme de Zn^{2+} (CCME, 1999). Le zinc est l'élément trace métallique le plus présent dans les sols étudiés. Les valeurs de cet élément oscillent entre 31,67 ppm, valeur enregistrée au sol témoin, et 66,46 ppm, au sol 2 (S2) (Fig.34). Marquant ainsi un enrichissement en cet élément des sols irrigués par les eaux usées qui dépasse les 100% par rapport au sol témoin (Tab. 17). Les teneurs des sols étudiés en zinc reste largement inférieures au seuil de contamination (200 ppm).

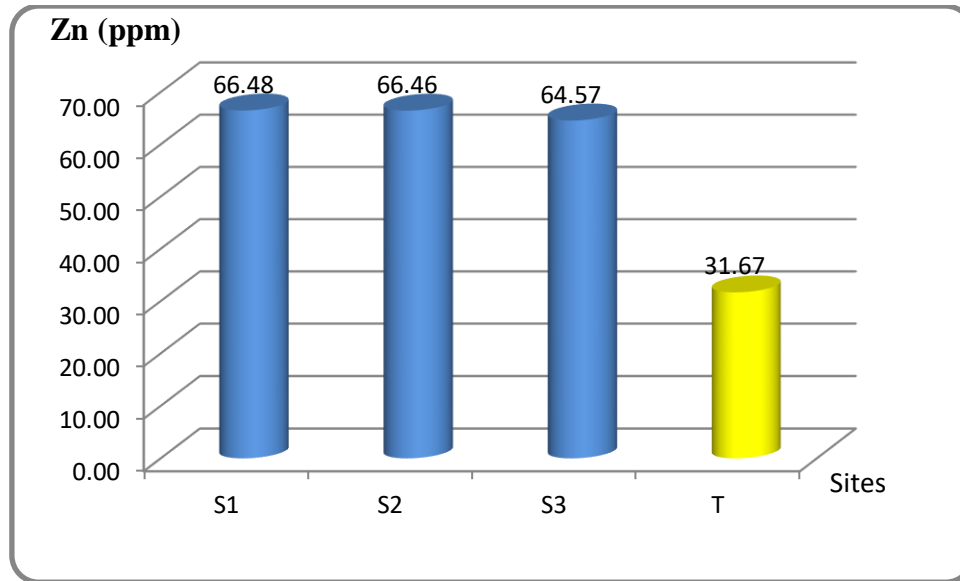


Figure 34. La variabilité du zinc dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin

D'une façon générale, la variation des teneurs en ETM dans les sols étudiés est due essentiellement à l'effet cumulatif des métaux dans le sol pendant plusieurs décennies d'épandage d'eaux usées brutes ainsi qu'à la contribution du pH basique du sol qui inhibe la mobilité des métaux. Nous ajoutons que malgré les longues périodes d'irrigation des sols de la prairie préurbaine de la ville de Sétif avec effluents urbains, notre étude n'a pas enregistré une contamination par les éléments traces métallique (au moins pour les six éléments étudiés puisque les teneurs sont inférieures aux seuils de contamination).

5. Impact de l'activité lombricienne sur la qualité des sols irrigués avec les effluents urbains

Les vers de terre sont capables d'ingérer de grandes quantités de terre. Ainsi, un individu peut consommer jusqu'à 35 fois son propre poids de terre (Lavelle, 1978), ce sol ingéré est expulsé par la suite sous forme de turricule dans ou à la surface de sol. Pour bien éclairer l'effet des lombriciens sur la composition chimique de sol nous avons choisi les turricules pour les comparer avec les deux profondeurs de sol (de 0 à 7 cm et 7 à 20 cm). Les résultats de l'analyse de la variance pour les paramètres étudiés sont donnés dans le tableau (18).

Tableau 18. Carré moyen de l'analyse de variance L'effet des lombriciens sur les paramètres mesurés-.

	ddl	Ph	C(%)	MO(%)	NKT(%)	C/N	AF(g/Kg)	AH(g/Kg)
effet lombricien	2	1,46***	83,3**	323,8**	5,38***	490,6***	503,2**	459,0*
Erreur	24	0,06	14,0	35,3	0,49	24,6	64,1	119,0

ns,* et ** : effet non significatif, significatif et hautement significatif respectivement

C : carbone total, MO : matière organique, NKT : azote kjeldahl totale, C/N : rapport Carbone/ Azote AF : acides fulviques et AH : acides humique respectivement

Tableau 18. Carré moyen de l'analyse de variance - L'effet des lombriciens sur les paramètres mesurés-.

	ddl	CE(mS/cm)	Pb(ppm)	Cd(ppm)	Al(ppm)	Fe(ppm)	Cu(ppm)	Zn(ppm)
effet lombricien	2	6,46***	119,32***	0,04***	0,92***	4,04***	48,42***	649,2***
Erreur	24	0,44	1,92	0,0008	0,05	0,2	1,12	4,60

ns,* et ** : effet non significatif, significatif et hautement significatif respectivement

CE : conductivité électrique, Pb : plomb, Cd : cadmium, Al : aluminium, Fe : fer, Cu : cuivre et le Zn : zinc respectivement

L'analyse de la variance des paramètres mesurés indique un effet lombricien significatif à très hautement significatif pour l'ensemble des paramètres mesurés. Cela signifie qu'il y a des différences significatives entre les moyennes des variables mesurées pour turricules et celles des deux profondeurs de sol.

5.1. Impact de l'activité lombricienne sur les paramètres physico-chimiques des sols irrigués avec les effluents urbains

Le pH des turricules est inférieur à celui du niveau 2 de sol, cela révèle l'effet neutralisant exercé par les lombriciens sur le sol tout en passant d'un milieu faiblement alcalin à un milieu neutre. Cet effet est observé dans les trois sites (Tab. 19). Poupeau (2008) rappelle que les vers de terre stabilisent le pH du sol. Nous remarquons également que le pH des turricules est supérieur à celui du profond 1 du sol ; considéré comme une couche d'accumulation des matières en suspension et de la matière organique ce qui augmente l'acidité du sol. Les teneurs moyennes en **matière organique (MO)** sont significativement plus élevées dans les turricules que dans le sol environnant (les deux profondeurs), alors que les teneurs en **Azote Kjeldahl Total (NKT)** des turricules sont plus élevées seulement, que celles de la profondeur 2 du sol (couche de subsurface) (Tab. 19). De nombreux auteurs Rafidison (1982) ; Lee

(1985) ; Binet (1993) ; Doube (1994) ; Lavelle (1997) et Jégou (1998) ont observés une augmentation des concentrations du carbone total dans les turricules. Les teneurs de C et de N dans les déjections peuvent être, selon Lee (1985) de 1,5 à 2,0 fois et selon Lavelle (1997) de 2 à 3 fois supérieures à celles du sol environnant. Dans notre étude les teneurs de matière organique et d'azote des turricules sont de 2,5 et 1,5 fois, respectivement, supérieures à celles enregistrées dans la couche de subsurface des sols étudiés et 2,5 fois plus en matière organique par rapport à celle enregistrée pour la couche de surface (Fig. 35). De point de vu site, les teneurs de la matière organique et d'azote totale sont très variables. Pour le site 1 (S1) les turricules représentent des teneurs en MO et NKT plus élevées que dans les deux profondeurs de sol (P1 et P2) alors que le site 3 (S3) les valeurs dans les turricules sont inférieures à celles dans les deux profondeurs, pour le site 2 (S2) les valeurs de la MO et d'azote dans les turricules sont situées entre celles dans les deux profondeurs (Tab. 19). Cet enrichissement en C et N des microsites, illustré par de nombreux auteurs, serait du à l'ingestion préférentielle des particules organiques par les vers (Lee, 1985 ; Chapuis-Lardy et al., 1998). Pour le **rapport C/N**, nous observons que les valeurs enregistrées dans les turricules et dans la couche de surface sont plus faibles (<12) que celles enregistrées dans la couche de subsurface, ce qui traduit une bonne activité biologique qui conduit à une forte minéralisation de la matière organique (Soltner, 2000), au contraire la profondeur P2 marque des valeurs plus élevées (>20) (Fig. 35) ce qui indique une activité biologique réduite qui conduit à une humification (Soltner, 2000). En ce qui concerne les **acides fulvique et humique**, nous constatons que les turricules révèlent des teneurs plus importantes que celles des sols de la deuxième profondeur (P2) dans les trois sites. Les différences entre les moyennes des substances humiques dans les turricules et celles dans la première profondeur (P1 ; couche de surface) ne sont pas significatives de point de vue statistique (Fig. 35). Nous remarquons également que dans le site S1, les turricules contiennent de l'acide fulvique presque 8 et 3 fois plus que dans les profondeurs (P1 et P2 respectivement) de sol, ces valeurs arrivent à 8,5 et 3 fois plus que dans la profondeur P2 pour les sites S2 et S3 respectivement (Tab. 19). Pour les acides humiques, les turricules dans le site 1 (S1), sont plus chargées que le sol environnant (P1 et P2), alors que pour les deux autres sites S2 et S3, les turricules contiennent plus des acides humiques que dans la profondeur P2 et moins que dans la profondeur P1 (Tab. 19). L'activité biologique élevée favorise probablement la formation des substances humiques condensées solubles dans l'extrait alcalin avec une plus grande stabilité (Orlov, 1990). **La conductivité électrique** (CE) enregistre une diminution significative dans

les turricules par rapport au sol environnant (P1 et P2) (Fig. 35) et la profondeur P1 marque les valeurs les plus élevées. cette diminution est observée dans les trois sites (S1, S2 et S3).

Tableau 19. Effet moyen des vers de terre sur les paramètres physico-chimiques

		P1	P2	Tur
pH	S1	7,26	7,65	6,83
	S2	6,57	7,67	7,04
	S3	6,57	7,36	7,00
MO	S1	7,47	9,34	23,91
	S2	26,89	9,34	16,44
	S3	20,92	11,58	6,72
NKT(%)	S1	0,39	0,44	0,78
	S2	2,89	0,36	0,85
	S3	2,46	0,63	0,47
C/N	S1	11,27	21,50	18,88
	S2	5,43	25,29	11,22
	S3	5,12	18,93	8,51
AF(g/kg)	S1	1,52	4,18	12,00
	S2	29,00	1,83	15,50
	S3	23,33	3,75	11,50
AH(g/kg)	S1	1,65	2,53	19,00
	S2	20,33	6,33	16,00
	S3	30,67	5,42	15,00
CE(mS/cm)	S1	3,39	0,59	0,33
	S2	1,46	1,06	0,37
	S3	1,12	0,82	0,33

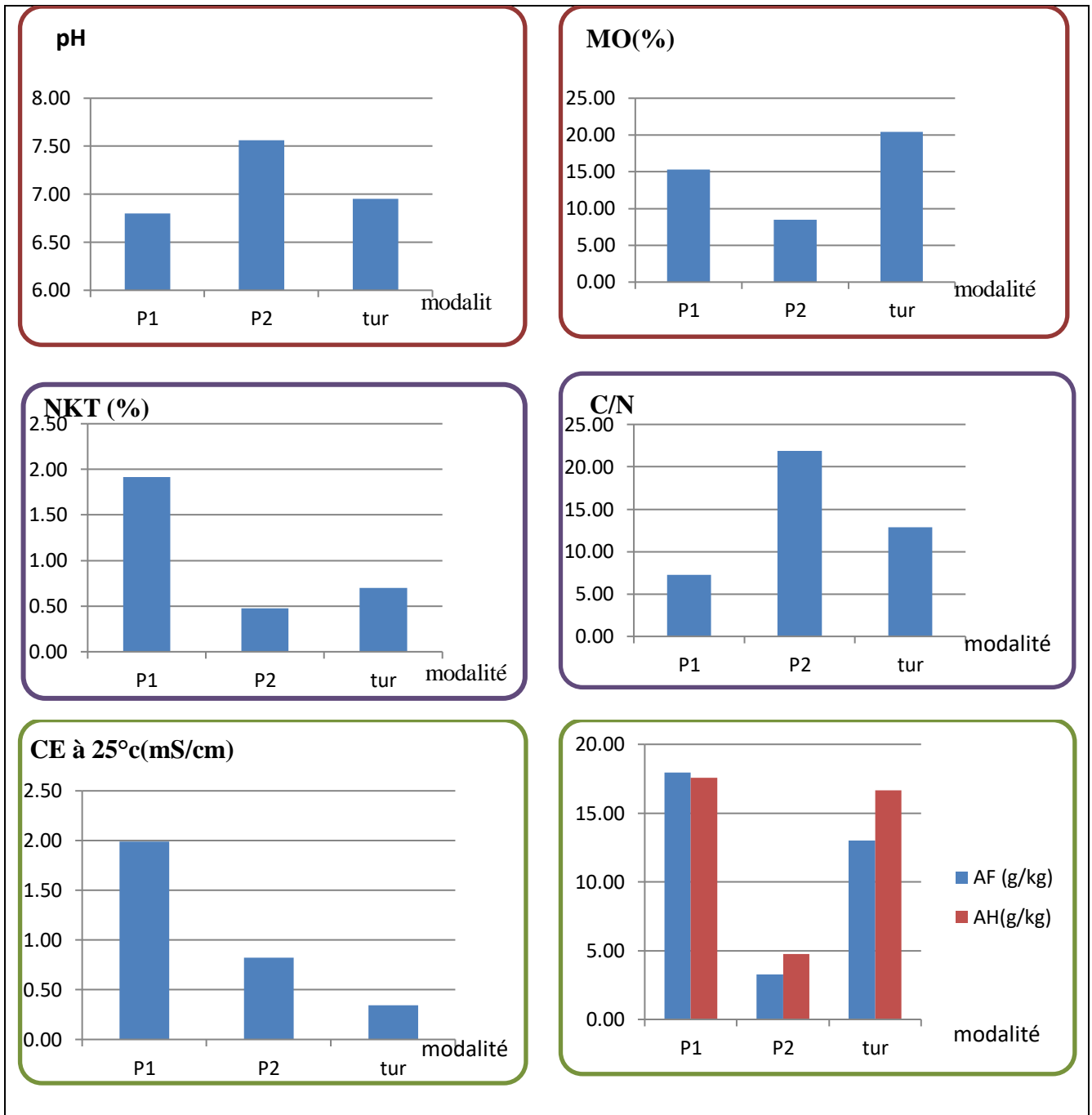


Figure 35. Effet moyen des lombriciens sur les paramètres physico-chimique (pH, Matière organique l'azote kjeldahl total les acides humiques et fulviques) de sol et celui de turricules

5.2. Impact de l'activité lombricienne sur la redistribution des ETM

L'objectif de cette étude est de décrire et expliquer la distribution des ETM entre les différents compartiments étudiés (deux niveaux de sol et turricules).

Avant tout et comme nous avons vu dans le chapitre 3 les concentrations des ETM étudiés dans les deux profondeurs de sol ainsi que celles dans les turricules sont inférieures aux teneurs limites dans un sol imposé par l'arrêté du 8/01/98 en France (Baize, 2002) et les

directives européennes. Nous signalons ainsi qu'aucune pollution par les éléments traces métalliques étudiés (Pb, Cd, Al, Fe, Cu et Zn) n'a été enregistrées dans les sols de la prairie préurbaine de la ville de Sétif ; au moins au niveau des sites étudiés.

5.2.1. Plomb

Les teneurs en plomb des turricules sont inférieures à celles de la première profondeur de sol (couche de surface P1), mais elles ne diffèrent pas significativement de celles de la deuxième profondeur du sol (couche de subsurface P2) (Fig. 36). Ces résultats concordent avec ceux trouvés par Ablain (2002) qui, dans son travail, a montré que les teneurs en plomb dans les microsites ne sont pas significativement différentes de celles du sol environnant. D'autres travaux plus anciens réalisés par Morgan et Morgan (1992) ne montrent aucune différence significative entre les teneurs en Pb du sol et des turricules de *L.terrestris*. contrairement à tout ces résultats Ireland (1983) a indiqué que les concentrations en plomb dans les turricules sont variables et non directement reliées aux teneurs dans le sol.

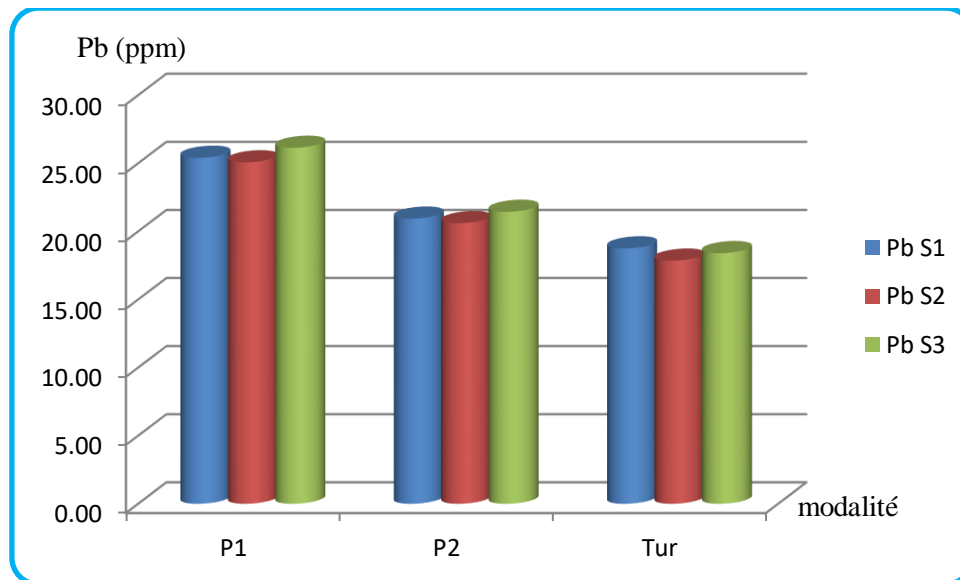


Figure 36. Redistribution du Plomb dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur)

La couche de surface (P1) reste la plus chargée en plomb. Les trois sites (S1, S2 et S3) représentent les mêmes variations de plomb pour les trois compartiments avec des différences non significatives entre les sites.

5.2.2. Cadmium

La redistribution du cadmium sur les trois compartiments et dans les trois sites est représentée dans la figure (37). Nous remarquons que les teneurs en cadmium des turricules sont significativement inférieures au sol environnant c'est-à-dire dans les deux profondeurs de sol

(P1 et P2) ce qui fait penser à deux possibilités soit il y a une accumulation de cet élément dans les tissus des vers de terre c'est ce qu'on va voir par la suite soit que cet élément ne serait pas associé aux particules de sol ingérées par les vers. Et ce sont les mêmes hypothèses proposés par Ablain (2002). Plusieurs auteurs comme Ash et Lee (1980); Ireland (1983); Beyer et al. (1985) et Abdul Rida (1996) montrent que les lombriciens accumulent le Cadmium plus que tout autre métal. Selon Helmke et al. (1979), l'augmentation des teneurs en éléments traces métalliques dans les déjections est corrélée à une augmentation des teneurs de ces éléments dans le sol, cela signifierait que ces éléments sont associés à la fraction de sol ingérée par le ver.

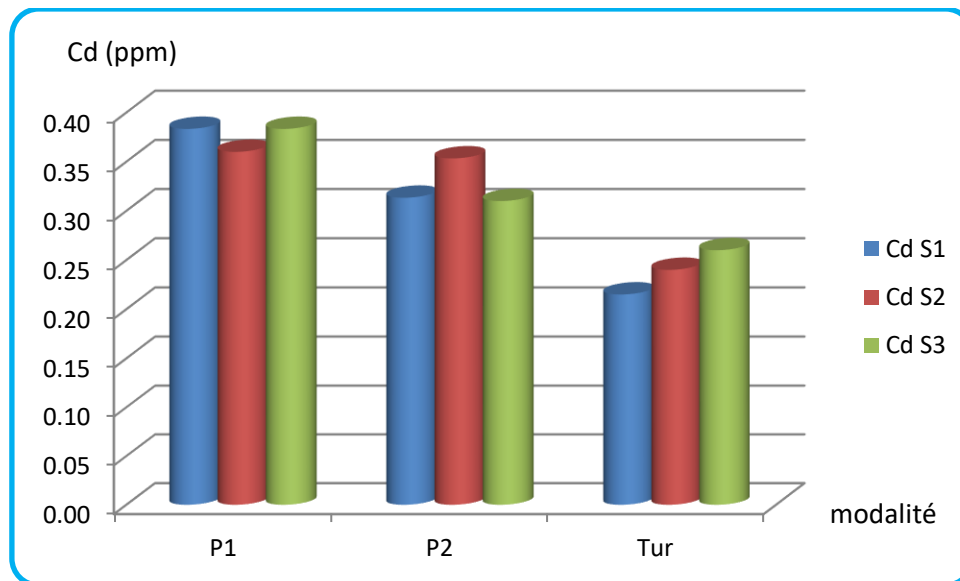


Figure 37. Redistribution du Cadmium dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur)

De point de vue site, les teneurs en cadmium dans les sites S1 et S3, suivent les mêmes variations entre les différents compartiments de sol ($Cd\ P1 > Cd\ P2 > Cd\ Tur$), alors que pour le site S2 les teneurs en cadmium des deux profondeurs (P1 et P2) sont presque indifférentes et significativement supérieures à celles des turricules (Fig 37)

5.2.3. Aluminium

Les valeurs de l'aluminium dans les turricules sont supérieures significativement à celles dans la couche de subsurface (P2) (Fig. 38), ce qui indique qu'il y a un enrichissement des turricules par cet élément, cela peut être dû au comportement alimentaire sélectif des lombriciens basé sur la matière organique qui se lie énergiquement à l'aluminium puisque selon Perrono (1999), la caractéristique essentielle des ions d'aluminium est leur très forte tendance à se lier énergiquement aux anions phosphates et à la matière organique en donnant naissance à des composés qui précipitent.

La couche de surface (P1) reste toujours à plus riche en aluminium par rapport aux autres compartiments de sol (P2 et Tur) (Fig. 38). Les teneurs en aluminium des sites sont très variables, la plus grande valeur a été enregistrée au site 3 (S3) et à la couche de surface, elle est de 3,37 ppm, alors que celle la plus faible a été marquée au niveau du site 2 (S2) dans la couche de subsurface (Fig. 38).

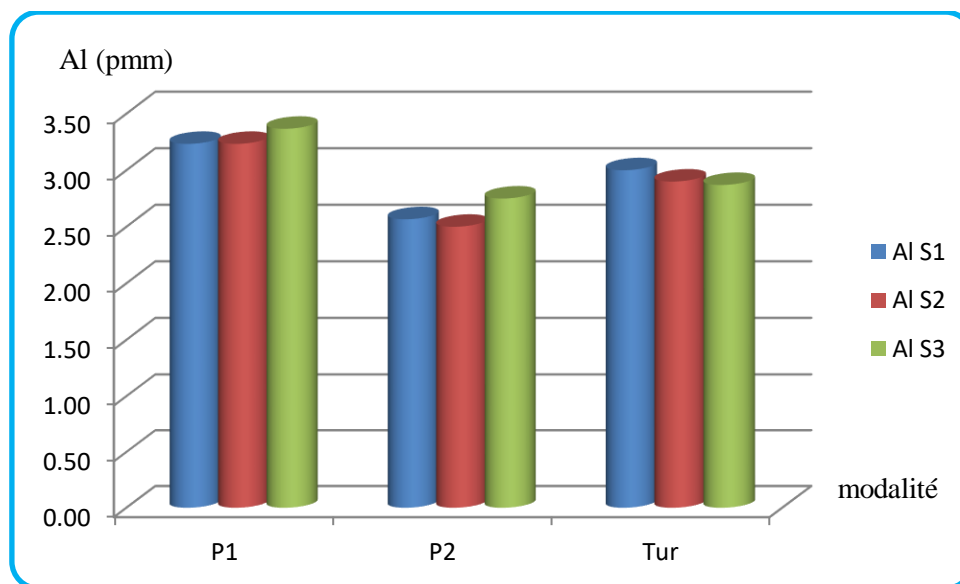


Figure 38. Redistribution d'Aluminium dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur)

5.2.4. Fer

Les valeurs en fer des turricules est significativement inférieures à celles de la première profondeur (couche de surface) et ne diffère pas significativement à celles de la deuxième profondeur de sol (couche de subsurface) ce qui éloigne la possibilité d'un enrichissement des turricules par cet élément.

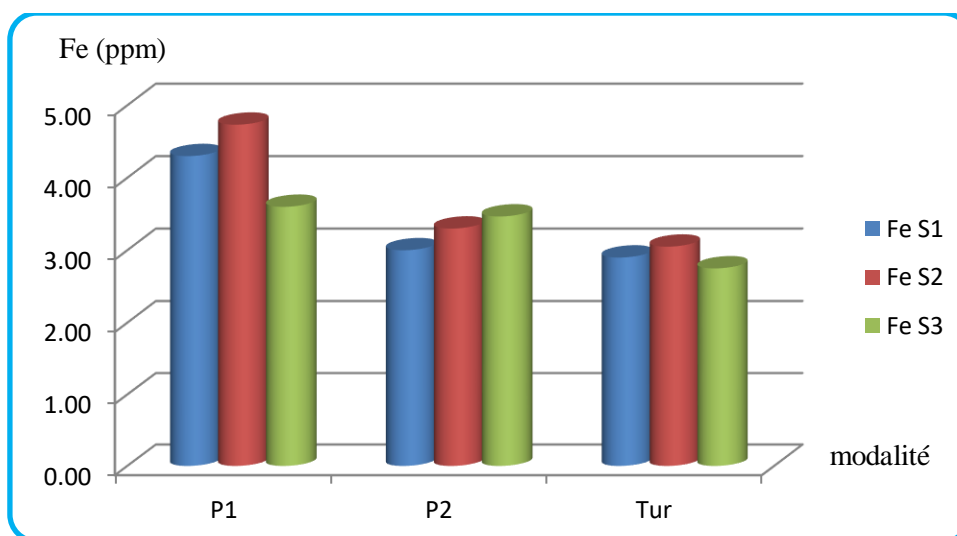


Figure 39. Redistribution du Fer dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur)

De point de vue site, le site 2 (S2) enregistre des valeurs les plus élevées du fer dans les deux compartiments : horizon de surface et turricules (P1 et Tur 4,73 et 3,05 ppm respectivement). Pour les teneurs en fer dans horizon de subsurface la valeur la plus élevée est celle enregistrée dans le troisième site (S3). alors que la valeur la plus faible est celle enregistrée dans les turricules du troisième site (2,75 ppm) (Fig. 39).

5.2.5. Cuivre

Le cuivre est l'un des oligo-éléments essentiel pour les plantes mais il peut devenir toxique lorsque la concentration dépasse un certain seuil (Ablain, 2002 ; Huynh, 2009). Le cuivre est peu mobile et fortement retenu par la matière organique (Huynh, 2009). Malgré cette caractéristique les teneurs en cuivre des turricules de la zone d'étude sont significativement inférieure à celles des deux profondeurs du sol (P1 et P2), donc nous ne pouvons pas appuyer sur l'enrichissement des turricules par cet élément. La profondeur 1 (P1) contient les teneurs les plus élevées (des teneurs qui dépassent les 14 ppm dans les trois sites) en cuivre suivi par la profondeur 2 (P2) avec des teneurs supérieures à 12 ppm (Fig. 40).

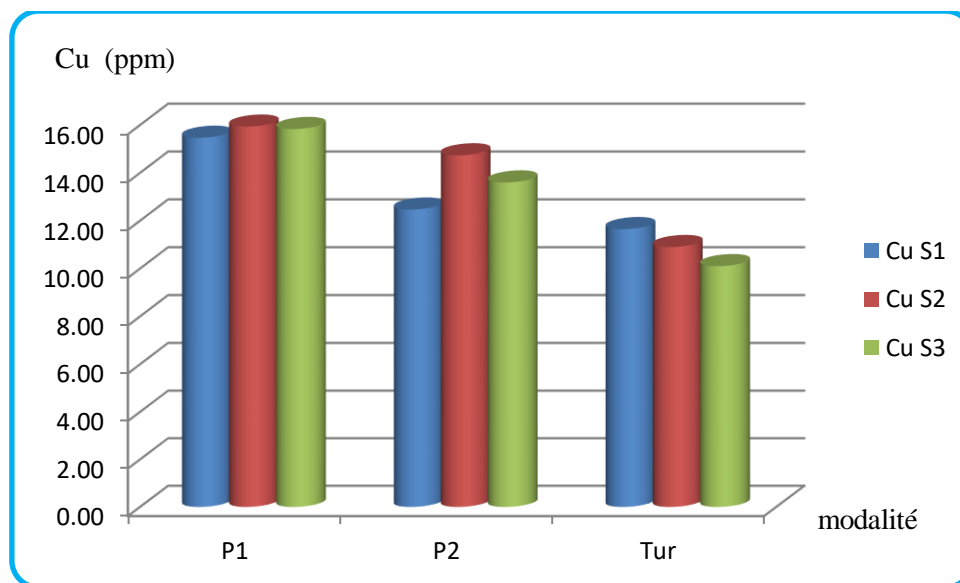


Figure 40. Redistribution du Cuivre dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur)

Le site 2 (S2) enregistre les teneurs les plus élevées en cuivre dans les deux profondeurs de sol (P1 et P2) alors que la valeur la plus élevée dans les turricules est celle marquée en S1. Les valeurs la plus faibles en cuivre sont celles enregistrées dans les turricules des trois avec les teneurs inférieures à 12 ppm (Fig. 40).

5.2.6. Zinc

Contrairement au cuivre, le zinc se comporte différemment dans le sol : Le cuivre est peu mobile et fortement retenu par la matière organique, alors que le zinc est relativement mobile

(Ablain, 2002 ; Huynh, 2009 ; Baba Ahmed, 2012). Les valeurs du zinc enregistrent presque les mêmes variations dans trois sites pour les trois compartiments. Les teneurs des turricules en zinc sont significativement inférieures à celles de sol environnant (P1 et P2) et cela peut être dû à l'accumulation de cet élément dans les tissus des vers de terre. Nous enregistrons également, les teneurs de la couche de surface en zinc est significativement supérieures à celles dans la couche de subsurface (Fig. 41). Nos résultats concernant le Zinc et le Cuivre concordent avec ceux de Ablain (2002).

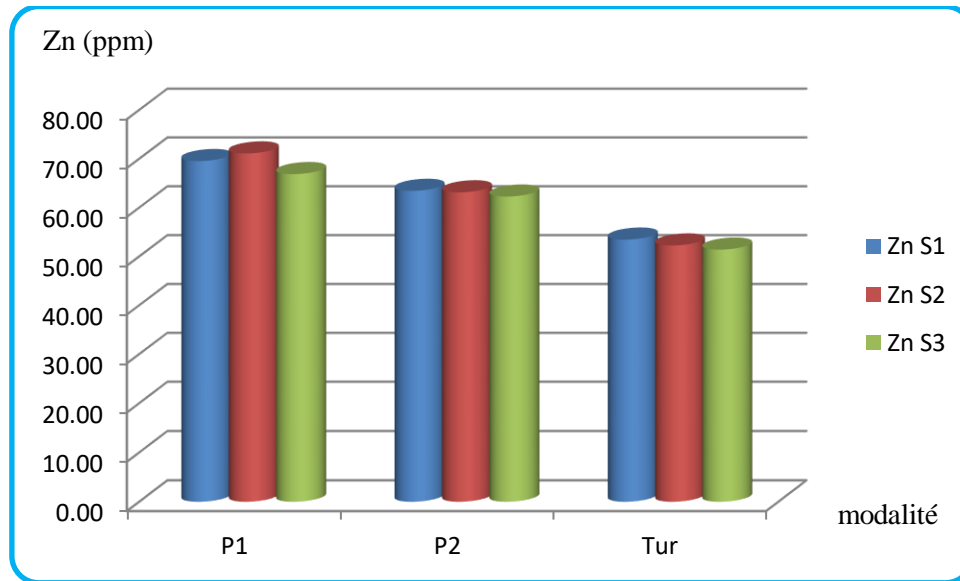


Figure 41. Redistribution du Zinc dans les trois compartiments de sol (P1, P2 et Tur)

En ce qui concerne les sites, les teneurs en Zinc sont légèrement différentes et suivent presque tout le gradient $Zn\ S1 > Zn\ S2 > Zn\ S3$ pour les compartiments étudiés, la valeur la plus élevée est enregistrée dans le site S2 et dans la couche de surface (P1) (71,10 ppm) et celle plus faible est marquée dans le troisième site dans le compartiment turricule (Tur) (Fig. 41).

5.3. L'accumulation des ETM dans les tissus des vers de terre

Nous avons vu dans le chapitre précédent que parmi les éléments traces métalliques étudiés seul l'aluminium qui s'accumule au niveau des turricules par rapport à la couche de subsurface, cette accumulation ou autrement dit enrichissent reste inférieur à la teneur de cet élément dans la couche de surface qui joue le rôle d'un filtre vu la nature de la texture du sol (Argileuse à alimono-argileuse)

Nous avons vu également que les teneurs totales en plomb, cadmium, fer, cuivre, et zinc dans les turricules sont égales ou inférieures à celles dans le sol environnant est cela est peut être dû à deux hypothèses

- Ces éléments ne seraient pas associés aux particules de sol ingérées par le ver.

En effet, selon Helmke et al, (1979), si l'augmentation des teneurs en éléments traces métalliques dans les déjections est corrélée à une augmentation des teneurs de ces éléments dans le sol, cela signifierait que ces éléments sont associés à la fraction de sol ingérée par le ver.

- Les éléments seraient fortement assimilés dans les tissus des lombriciens.

Des études réalisées sur l'accumulation des métaux dans les tissus des lombriciens, montrent que les lombriciens accumulent le Cd plus que tout autre métal (Ash et Lee, 1980 ; Ireland, 1983 ; Beyer et al, 1985 ; Abdul Rida, 1996). Ces éléments ingérés peuvent se trouver fixé dans les tissus des lombriciens, et ne sont donc pas excrétés dans les turricules.

Dans note études nous avons mesuré les teneurs en ETM dans les tissus des vers de terre et nous avons aboutis au tableau suivant

Tableau 20. Accumulation des ETM dans les tissus des vers de terre						
	Pb	Cd	Al	Fe	Cu	Zn
P1	25,53	0,38	3,28	4,21	15,74	69,17
P2	20,99	0,33	2,64	3,22	13,60	62,94
Tur	18,33	0,24	2,88	2,93	10,88	52,37
Ver	32,60	0,43	3,83	3,97	15,93	76,37
%augmentation par rapport P1	27,68	13,61	16,95	-5,80	1,20	10,41
%augmentation par rapport tur	77,82	79,02	32,95	35,23	46,40	45,83

A partir du tableau (20) nous constatons qu'il ya une assimilation très importantes dans les tissus des vers de terre. Les pourcentages d'augmentation des ETM dans les tissus des vers de terre par rapport à la couche de surface oscillent entre -5,8 % (diminution) pour le fer et 27,68% pour le plomb. Les pourcentages d'augmentation des teneurs des ETM par rapport aux turricules sont plus importants est passent de 32,95 % pour l'aluminium à presque 80 % pour le cadmium.

6. Liaisons inter-caractères

L'étude des corrélations entre les différentes paires de caractères est menée pour identifier les caractères qui évoluent dans le même sens et ceux qui s'opposant. Parmi les liaisons les plus intéressantes, nous pouvons citer les corrélations négatives du pH avec la matière organique ($r=-0,648$), l'azote ($r=-0,780$), le rapport C/N ($-0,747$), l'acide fulvique ($r=-0,856$), l'acide humique ($r=-0,665$) e l'aluminium ($-0,695$), les corrélations positives de la matière organique

avec les mêmes variables ($r_{MOxNKT}=0,427$; $r_{MOxAF}=0,619$ et $r_{MOxAH}=0,402$) et la corrélation négative avec le cadmium ($r=-0,411$) , les corrélations positives entre l'azote et les paramètres : l'acide humique et fulvique et les métaux lourds à l'exception du cadmium ($r_{NKTxAF}=0,870$, $r_{NKTxAH}=0,647$; $r_{NKTxPb}=0,570$; $r_{NKTxAl}=0,592$; $r_{NKTxFe}=0,504$; $r_{NKTxCu}=0,490$; $r_{NKTxZn}=0,482$) et la corrélation négative de même élément avec le rapport C/N ($r=0,641$). Ce dernier est négativement corrélé avec les substances humiques ($r_{C/NxAF}=-0,675$ et $r_{C/NxAH}=-0,453$) et l'aluminium ($r_{C/NxAl}=-0,719$). On note également des corrélations positives suivantes : celle entre les acides humique et fulvique ($r=0,569$) et entre l'acide humique et l'aluminium ($r=0,398$) et entre l'acide fulvique et l'aluminium ($r=0,478$). De sa part la conductivité électrique est positivement corrélée avec l'ensemble des éléments traces métalliques ($r_{CEXPb}=0,685$; $r_{CEXCd}=0,684$; $r_{CEXAl}=0,456$; $r_{CEXFe}=0,667$; $r_{CEXCu}=0,690$; $r_{CEXZn}=0,694$). En ce qui concerne les ETM, les relations les plus importantes sont celles positives entre le plomb et les autres éléments ($r_{PbxCd}=0,775$; $r_{PbxAI}=0,618$; $r_{PbxFe}=0,707$; $r_{PbxCu}=0,763$; $r_{PbxCu}=0,841$), entre le cadmium et le fer, le cuivre et le zinc ($r_{CdxFe}=0,601$; $r_{CdxCu}=0,773$; $r_{CdZn}=0,852$), entre le fer et le cuivre d'une part et entre le fer et le zinc d'autre part ($r_{FexCu}=0,699$; $r_{FexZn}=0,715$) et finalement entre le cuivre et le zinc ($r_{CuxZn}=0,824$) (Tab. An.2.3).

La recherche de liaisons est étudiée grâce à l'**analyse en composante principale (ACP)**, les deux premiers axes détiennent respectivement 54,7 % et 31,5 % d'information. L'axe 1 de l'ACP intègre l'information apportée par les paramètres : matière organique, azote kjeldal total, les acides fulviques, les ETM (l'aluminium, le fer, le cadmium, le plomb, le cuivre et le zinc) la conductivité électrique d'une part et d'autre part, le pH. Ce dernier paramètre qui est négativement corrélé à l'axe 1, s'oppose aux autres paramètres tout le long de cet axe et qui lui sont positivement corrélés. Alors que l'acide humique semble beaucoup plus lié positivement à l'axe 2 de l'ACP (Fig. 42).

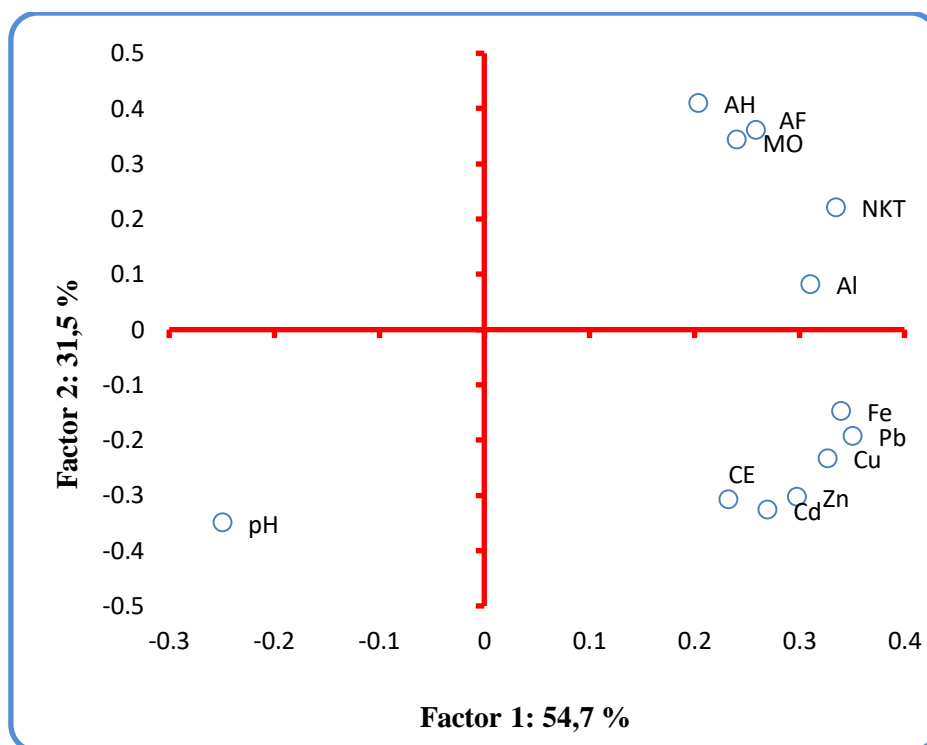


Figure 42. Projection des paramètres mesurés sur le plan (1,2) de l'analyse en composantes principales

Nous observons également un regroupement des métaux lourds ce qui indique leur origine commune qu'est les effluents urbains et non plus les fonds géochimiques

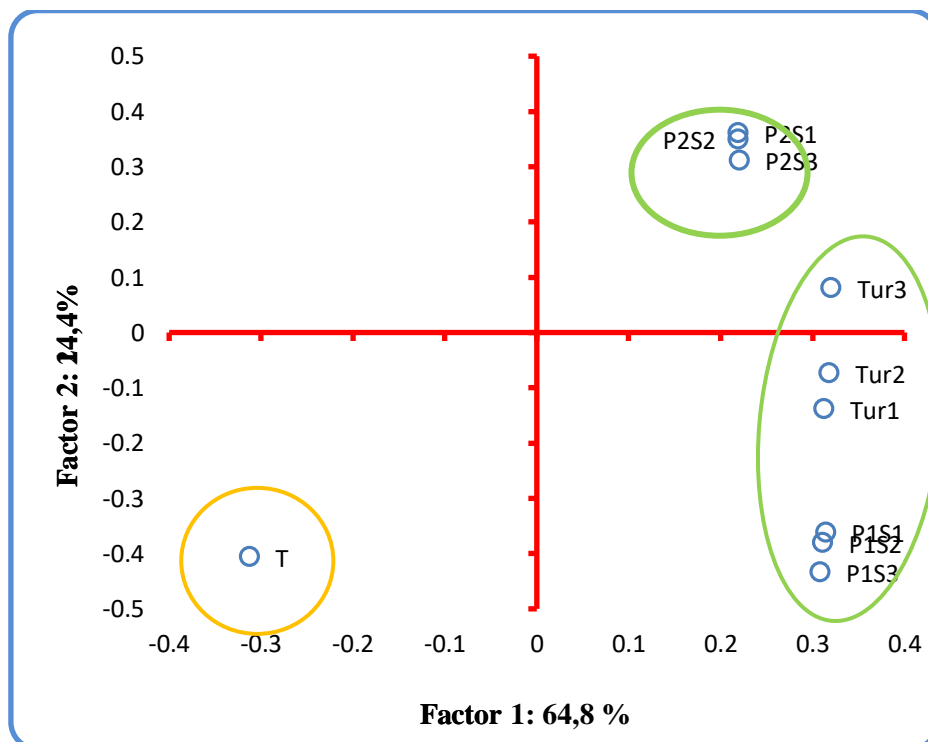


Figure 43. Projection des individus mesurés sur le plan (1,2) de l'analyse en composantes principales

La distribution des individus nous a permis d'élaborer les groupes suivants , le groupe 1 formé par les turricules et les couches de surface (P1) des trois sols des sites étudiés irrigués avec les effluents urbains de la ville de Sétif est positivement corrélé à l'axe 1 et le groupe 2 formé par le sol témoin est négativement corrélé au même axe, ces deux groupes s'opposent tout le long de cet axe, et enfin le groupe 3 formé par les couche de subsurface des trois sites par qu'est positivement corrélé à l'axe 2 de l'ACP. (Fig. 43).

L'ACP a montré l'effet significatif des lombriciens sur la concentration et la redistribution des éléments nutritifs, où nous avons remarqué que les turricules contiennent plus de matière organique, d'acides humique et fulviques et d'azote que la couche de subsurface (P2) du sol irrigués par les eaux usées et beaucoup plus que le sol témoin, ce dernier se caractérise par un pH élevé. Les turricules représentent également une accumulation de l'aluminium toujours comparativement à la profondeur 2.

La couche de surface (P1) en plus de l'enrichissement en éléments nutritifs, elle représente une accumulation des éléments traces métalliques ETM et cela est due à l'effet de la texture de sol argileuses à argilo-limoneuse qui permet de jouer le rôle d'un filtre

L'effet de l'irrigation par les effluents urbains, sur les paramètres mesurés, est bien clair au niveau des trois sites comparativement au témoin.

Conclusion

Conclusion Générale

La réutilisation des eaux usées brutes en agriculture permet d'irriguer des cultures, d'épurer l'eau et de recycler des éléments nutritifs, le tout de manière économique. En plus des éléments nutritifs favorables aux plantes, les eaux usées sont chargées d'éléments nocifs tels que les éléments traces métalliques qui peuvent affecter à des concentrations élevées la qualité des produits et la santé des utilisateurs directs et indirects.

Ce travail a été entrepris dans l'objectif d'évaluer les effets de l'irrigation à long terme avec les eaux usées sur les propriétés physicochimiques spécialement les teneurs en métaux lourds des sols dans un écosystème prairial naturel à travers leur gestion par une activité biologique appréciée par l'abondance lombricienne.

Notre étude porte sur la caractérisation des rejets urbains de la ville de Sétif, leurs effets sur la qualité physico-chimique des sols sous la prairie pré urbaine et surtout sur la composante biologique. Ainsi que l'impact de cette dernière sur la qualité de ces sols, tout en essayons de comprendre l'effet des vers de terre, sur la redistribution de quelques paramètres physico-chimiques spécialement des éléments traces métalliques (ETM).

La prairie pré urbaine de la ville de Sétif est située dans une région à climat continental semi-aride, caractérisé par un été chaud et sec et un hiver froid et pluvieux, confrontée à des sols de texture argileuse à limono argileuse avec un taux élevé de calcaire.

Les résultats des analyses d'eau montrent que les eaux des trois sites de prélèvement sont très chargées en matières organique et particulaire et représentent une contamination par le plomb et le cuivre dont les teneurs dépassent la norme algérienne des eaux destinées à l'irrigation. Ces résultats suggèrent la prise en charge sérieuse de la collecte et de l'épuration des eaux usées déversées dans l'oued Boussellam.

L'irrigation avec les eaux usées pendant de longues périodes, a favorisé l'abondance lombricienne où elle a engendré des augmentations qui peuvent atteindre les 160 % par rapport au sol témoin.

Les résultats des analyses de sol indiquent que les propriétés du sol sont significativement affectées par l'irrigation aux effluents urbains. L'irrigation avec l'eau usée a diminué le pH des sols dans les trois sites et elle a augmenté significativement des teneurs de ces sols en matière organique, en azote kjeldahl totale et en substances humiques. Elle a permis également d'enrichir les sols étudiés en ETM (Pb, Cd, Al, Fe, Cu et Zn), cet enrichissement dépasse les 107 % pour le zinc et les 90 % pour le cadmium, ce qui a engendré l'augmentation

de la conductivité électrique vu sa corrélation positive avec les ETM. De point de vue profondeur, la couche de surface représente des teneurs plus élevées en éléments nutritifs et ETM que celles de la couche de subsurface ce qui la rend une zone d'accumulation des matières.

Pour bien éclairer l'effet des lombrics sur la composition chimique de sol nous avons choisi les turricules pour les comparer avec les deux profondeurs de sol (de 0 à 7 cm et 7 à 20 cm). Les résultats de notre étude montrent un effet significatif des lombrics sur certaines caractéristiques de sol. Les turricules enregistrent une accumulation de la matière organique, de l'azote kjeldahl total et des substances humiques par rapport à la couche de subsurface, quant à la couche de surface, nous avons enregistré les valeurs les plus élevées pour l'ensemble des éléments mesurés et compris les éléments traces métalliques.

Les éléments traces métalliques ne sont pas concentrés dans les turricules. L'aluminium est le seul élément dont les teneurs dans les turricules sont supérieures à celles obtenues dans la couche de subsurface du sol étudié. La concentration d'un élément dans les turricules dépend de l'ingestion sélective de particules plus ou moins contaminées selon les préférences alimentaires d'un vers de terre et entraîne une concentration plus ou moins accentuée de ces éléments dans ses turricules. L'augmentation des teneurs en ETM dans le sol, n'a pas conduit à une concentration des ETM dans les turricules.

D'une façon générale, les teneurs en ETM des trois compartiments de sol les deux profondeurs ainsi que les turricules sont inférieures aux valeurs seuil fixées par les directives européennes, ce qui élimine la possibilité d'une contamination par les ETM au moins pour les éléments étudiés.

Au contraire de ce que nous avons vu pour les turricules, les tissus des vers de terre représente une assimilation remarquable des ETM. Les pourcentages d'augmentation des ETM dans les tissus des vers de terre peuvent atteindre les 27,68 % pour le plomb par rapport à la couche de surface et presque les 80 % pour le cadmium par rapport aux turricules. Cela indique le rôle épurateur des vers ce qui les rend des bio-indicateurs de la contamination des sols par les ETM.

Références
Bibliographiques

Références

A

Ababsa N., Kribaa M., Tamrabet L., Addad D., Zidi A. & Mansouri Dj. 2016. Relation entre l'activité biologique et le comportement hydro physique des sols dans le contexte du système prairial naturel irrigué à l'eau usée. European Scientific Journal February 2016 edition vol.12. 5 :76-89.

Ababsa, N. 2016. Identification et quantification in situ des interactions entre la diversité faunique et la macro prairies naturelles irriguées à l'eau usée.fonctionnement hydrique du sol. Thèse de doctorat. Université de Sétif. 129 p.

Abdelguerfi, A. & Hakimi, M. 1990. Les prairies naturelles permanentes en Algérie : problématique. Ann. Inst. Nat. Agron. El-Harrach, vol. 74, N° 11-2, 1- 12.

Abdul Rida A.M.M. (1996).- Concentrations et croissance de lombriciens et de plantes dans des sols contaminés ou non par Cd, Cu, Fe, et Zn : interactions sol-lombricien. *Soil Biol. Biochem.*, **28** : 1029-1035.

Ablain F. 2002. Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boue de station d'épuration dans un sol agricole. thèses Doc. Ecole doctorale Vie-Agro-Santé. U.F.R Sciences de la vie et de l'environnement. Univ. Renne France. P 148.

Adler E. 2005. Eléments sur l'épuration des eaux usées et la gestion des sous-produits de l'assainissement. Centre d'Affaires des Monts d'or, St Genis les Ollières, 87 p.

Adriano D.C. 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag, New York. 365 p.

Aina P.O. 1984. Contribution of earthworms to prospity and water infiltration in the tropical soil under forestand long-term cultivation? *Pedobiologia* 26, 131-136

Alhands M.N., Allick S.A., Overman A.R. Lesema n, W.G. and Vidak W. 1995. Municipal water use at Tallahassee, Florida. *Trans. ASAE* 38(2):411-418.

Allen S.E., Grimshaw H.M., Rowland A.P. 1986. Chemical analysis. In: Moore, P.D., Chapman S.B. (Eds.), *Methods in Plant Ecology*. Blackwell Scientific Publication, Oxford, London. pp: 285–344.

Allison L.E. 1986. Organic carbon .In: Klute, A. (Ed.), *Methods of soil analysis*. Part I. American Society of Agronomy, Madison, WI. pp: 1367–1381.

Alloway B. J. 1995. Soil processes and the behaviour of heavy metals. In Alloway, B. J. (Ed.). *Heavy metals in soils*. Chapman & London, p11-35.

Amoah P., Drechsel P. et Abaidoo R.C. 2005. Irrigated urban vegetable production in Ghana: sources of pathogen contamination and health risk elimination. *Irrigation and Drainage*, 54: 49-61.

Al-Nakshabandi G.A., Saqqar M.M., Shatanawi M.R., Fayyad M. et Al-Horani H., 1997. Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan *Agricultural Water Management*, 34: 81-94.

Agence Nationale d'Aménagement du Territoire (ANAT). 2008. Plan d'aménagement du territoire de la wilaya de Sétif « Etat des lieux, tendances, synthèse » phase II. Sétif. Algérie. 151 p.

Apao 1989^a. Etude relative au contenu en cadmium des sols agricoles du Nort-Est de la France. Contact de recherche INRA-APAO, 37p.

Ari U., Volkan M., Aras N.K., 1991. Determination of selenium in diet by zeeman effects graphite furnace atomic absorption spectrometry for calculation of daily dietary intakes. *Journal agri foqod chem.* 39, 12.

Ash CPJ. et Lee D. 1980. Lead, cadmium, copper and iron in earthworms from roadside sites. *Environ. Pollut.*, 22A: 59-67.

Association des fabricants d'engrais du Québec (AFEQ). 1987. Guide de fertilisation, 2ième édition. Montréal.

Asshoff R., Scheu S. and Eisenhauer N. 2009. Different earthworm ecological groups interactively impact seedling establishment. *European Journal of Soil Biology*, 46:330-334.

Aubert G. 1978. Méthodes d'analyses des sols. CRDP Marseille, 191 p.

Ayers R.S. & Westcot DW. 1985. *Water quality for agriculture*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage Paper 29, Revision 1; <http://www.fao.org/docrep/003/T0234E/T0234E00.htm>).

B

Baba Ahmed A. 2012. Etude de contamination et d'accumulation de quelques métaux lourds dans des céréales, des légumes et des sols agricoles irrigués par des eaux usées de la ville de Hammam Bouhrara. Thèse doctorat en science. Université Abou Bekr Belkaid Tlemcen, Algérie. P 227.

Baha M. 1997. The earthworm fauna of Mitidja, Algeria. *Trop. Zool.* 10: 247-254.

Bain S.O. & Butt K.R. (1999).- Survival and reproduction of *Lumbricus terrestris* L-in colliery spoil and sewage sludge. *Pedobiol.*, **43** : 729-734.

Baize D. 1989. Guide des analyses courantes en pédologie. INRA, Paris. 172 p.

Baize D. 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols(France). Références et stratégies d'interprétation. INRA éditions, Paris (sous presse).

Baize D. 2002. Les éléments traces métalliques dans les sols. INRA. 570p.

Baize D., Courbe C., Suc O., Schwartz C., Tercé M., Bispo A., Sterckeman T., Ciesielski H., 2006^b. Épandages de boues d'épurations urbaines sur des terres agricoles : impacts sur la composition en éléments en traces des sols et des grains de blé tendre. Le Courrier de l'environnement de l'INRA, n°53, 35-61, <http://www.inra.fr/dpenv/pdf/BaizeC53.pdf>.

Baker A J M and Walker P L 1989 Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In Heavy Metal Tolerance in Plants: Evolutionary Aspects. Ed. A J Shaw. pp. 155–177, CRC Press, Boca Raton, FL.

Baker A. J. M. & Walker P. L. 1990. Ecophysiology of metal up take by tolerant plants. In J. Shaw (Ed). Heavy Metal Tolerance in plants: Evolutionary aspects. CRC Press, Boca Raton, Florida, p155-178.

Baker J., Michael L. and Dhruv G. 1992. An Experimental Approach to Making Retail Store Environmen- Griffitt, William (1970), "Environmental Effects on Interperal Decisions," *Journal of Retailing*, 68 (4): 445-60

Barois I., Verdier B., Kaiser P., Mariotti A., Rangel P. and Lavelle P. (1987). Influence of the tropical earthworm *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae) on the fixation and mineralization of nitrogen. In on Earthworm, Eds A.M. Boncivini and P. Omodeo, 151-158. Mucchi, Bologna, Italy.

Bazri K. 2015. Etude de la biodiversité des lombriciens et leurs relations avec les propriétés du sol dans différents étages bioclimatiques, dans l'est Algérien. Thèse Doctorat, Université de Constantine. 169 p.

Belaid N. 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. Thèse doctorat université Sfax Tunisie. 188 p.

Ben Hassine H., Karbout N., Kridane K., Sanaa M. & Jedidi N. 2012. Caractérisation des fractions colloïdales minérales et organiques des horizons superficiels des sols d'une toposéquence en zone semi-aride de la Tunisie. Etude et gestion des sols. Volume 19, 2 : 105-118.

Benkhoubi N, Saber S, Lebdiri A, Rifi El and Fahime El. 2016. Evaluation of physico-chemical parameters of agricultural soils irrigated by the waters of the hydrolic basin of Sebou river and their influences on the transfer of trace elements into sugar crops (the case of sugar cane). J.Fundam. Appl. Sci. 8(2), 438-451. doi.org/10.4314/jfas

Bentouati L. et Bouzidi A. 2012. Etude de l'impact la pollution sur oued Bousselam (wilaya de Sétif nord est de l'Algérie). Science Lib Editions **Mersenne** : Volume 4, N ° 120108 : 13p.

Bernard A.M. 1997. Effects of heavy metals in the environment on human health. In Contaminated soils- 3rd International Conference on the biochemistry of trace elements. Paris, France: INRA. 21-34.

Beyer, W.N., Chaney, R.L., Mulhern, B.M. (1982). Heavy metal concentrations in earthworms from soil amended with sewage sludge. J. Environ. Qual. 11,381-385.

Beyer W.N., Pattee O., Sileo L., Hoffman D.J. & Mulhern B.M. 1985. Metal contamination in wildlife near two zin smelters. *Environ. Pollut.*, 38 : 63-86.

Binet, F., Curmi, P. (1992). Structural effects of *Lumbricus terrestris* (Oligochaeta: Lumbricidae) on the soil-organic matter system: micromorphological observations and autoradiographs. *Soil Biol. Biochem.* 24, 1519-1523.

Binet F. 1993. Dynamique des peuplements et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés. Thèse doctorat Université, Rennes I. 299 p.

Binet, F., Le Bayon R.C. (1999). Space-time dynamiques in situ of earthworm casts under temperature cultivated soils. *Soil Biol. Biochem.* 31, 85-93.

Biswas A.K. 1987. Role of wastewater reuse in water planning and management. In: A.K. Biswas and A. Arar (Eds.), *Treatment and Reuse of Sewage Effluent for Irrigation.* Butterworth Scientific Guildford, U.K.

Bitton G. 1999. *Wasterwater Microbiology.*, 2nd ed., wiley-Liss ; New York

Blanchard C. 2000. Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse Chimie, spécialité Sciences et Techniques du Déchet. L .France : INSA de Lyon, p301.

Boswell, F.C., Parker, M.B. and Gaines, T.P. (1989) Soil zinc and pH effects on zinc concentrations of corn plants. *Communications in soil science and plant analysis*, 20(15-16) :1575-1600.

Bottinelli N. 2010. Evolution de la structure et de la perméabilité d'un sol en contexte de non labour associé à l'apport d'effluent d'élevage : rôle de l'activité lombricienne. Thèse doctorat Université Européenne de Bretagne. 152 p.

Bouché M.B. 1977. Stratégies lombriciennes. *Bull Ecol.*, Paris, **25** : 122-132.

Bouché M.B. 1984. Une méthode de mesure du débits d'éléments dans un sol non perturbé : azote et carbonedes lombriciens. *Pedobiol.*, **27** : 197-206.

Bourguignon C. & Gabucci-Bourguignon L. 1996. Rôle des vers de terre dans l'équilibre des sols Green Keeper. Pp 35-42.

Bourrelier P.H. & Berthelin J. 1998. Contamination des sols par les éléments en traces : Les risques et leur gestion. Académie des Sciences - Techniques et documentation, Paris. 440 p.

Bouzerzour H., Mahnane S. et Makhoul M. 2006. Une association pour une agriculture de conservation sur les hautes plaines orientales semi-arides d'Algérie. Dans : Actes des troisièmes rencontres Méditerranéennes du semis direct. Options méditerranéennes, Série A, 69, 107-111.

Brar M.S., Khurana M.P.S. and Kansal B.D. 2002 Effect of irrigation by untreated sewage effluents on the micro and potentially toxic elements in soils and plants. Department of soils, Punjab Agr. Univ. India.

Bremond R. et Vuichard R. 1973. Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. SPEPE, Paris. 179 p

Brown, G.G. (1995). How do earthworms affect microflora and faunal community diversity? Plant and Soil 170, 209-231.

Brown G.G., Pashanasi B., Villenave C., Patron J.C., Senapati B.K., Giri S., Barois I., Lavelle P., Blanchart E., Blakemore R.J., Spain AV, Boyer J. 1999. Effects of earthworms on plant production in the tropics. In: Lavelle P., Brussaard L., Hendrix P. (eds) The management of earthworms in tropical agroecosystems. CAB International, Wallingford. pp 87–148

Brown G.G., James S.W., Pasini S., Nunes D.H., Benito N.P., Trigo M.P. & Sautter K.D. 2006. Exotic, peregrine, and invasive earthworms in Brazil: diversity, distribution, and effects on soils and plants. Caribbean Journal of Science. 2006;42:339–358.

Buzier R., Tusseau-Vuillemin M.H., Mouchel J.M. 2006. Evaluation of DGT as a metal speciation tool in wastewater. Science of the Total Environment 358, 277– 285.

C

Chaignon V. 2001. Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas des sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse: Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement: Système Terre, Université d'Aix- Marseille.

Chaminade R. 1944. Les formes de phosphore dans le sol. Nature et rôle des complexes phospho-humiques. Ann. Agron., XIV, 1-52.

Chapman D. & Kimstach V. 1996. Selection of water quality variables. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E and FN Spon, London, pp. 59-126.

Chapuis L. 1994. Les transformations du phosphore d'un sol ferrallitique par un ver géophage, *Pontoscolex corethrurus* (Glossoscolecidae, Oligochaeta). *DEA Géoscience - filière Pédologie*, Université de Nancy I. 41 p.

Chapuis-Lardy L., Brossard M., Lavelle P., Schouller E. 1998 .Phosphorus transformations in a ferralsol through ingestion by *Pontoscolex corethrurus*, a geophagous earthworm. *European Journal of Soil Biology.*, 34, 61-67. doi:10.1016/S1164-5563(99)90002-X

CCIAF. 2013. La STEP de Beni Messous servira pour l'opération seulement 15% des eaux usées réutilisées pour l'irrigation. *Revue de presse Eco-Algérie. Chambre de Commerce et d'Industrie Algéro-Fransais.* pp 6.

CCME. (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine : plomb 1999. Winnipeg, le Conseil. Extrait de la publication n°1300. 11p

CCME. (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité des sols : Environnement et santé humaine : Zinc 1999. Winnipeg, le Conseil. Extrait de la publication n°1300. 7 p

Chassin P., Baize D., Cambier Ph. & Sterckeman T. 1996. Les éléments traces métalliques et qualité des sols ; Impact à moyen et à long terme. Forum « Le sol est un patrimoine menacé ». Paris, 24 Octobre numéro spécial : 297-305.

Cherak L. 1999. Incidences des eaux usées résiduaires sur la microflore et le comportement de l'avoine. Thèse magister Université de Batna (Algérie). 110 p.

Clemente R., Paredes C., Bernal M.P. 2007. Afield experiment investigating the effect of olive husk and cow manure on heavy metal availability in a contaminated calcareous soil from Murcia (Spain). *Agriculture Ecosystems and Environment.* 118: 319-326.

Coïc Y. & Coppenet M. 1989. Les oligo-éléments en agriculture et élevage. INRA- ISBN 2-7380-0138-6,114 p.

Conder J.M. & Lanno R.P. 2000. Evaluation of surrogate measures of cadmium, lead, and zinc bioavailability to *Eisenia fetida*. *Chemosphère*, **41** : 1659-1668.

Conder J.M., Roman P.L. & Basta N.T. 2001. Assessment of metal availability in smelter soil using earthworms and chemical extractions. *J. Environ. Qual.*, **30**: 1231-1237.

Cortez J., Hameed R. & Bouché M.B. (1989).- C and N transfer in soil with or without earthworms fed with ¹⁴C and ¹⁵N labelled wheat straw. *Soil Biol. Biochem.*, **21** : 491-497.

CRAAQ. 2003. Guide de référence en fertilisation. ed. Centre de référence en agriculture et agroalimentaire du Québec, Sainte-Foy. xx, 294 p.

CRAAQ. 2015. Guide de référence en fertilisation, 2^e édition actualisée. Centre de Référence en Agriculture et Agroalimentaire du Québec. Edifice Delta 1, Québec. 477p.

D

Daudu C. 2008. Organic Matter Sources, Soil Fertility, and Productivity. Ed. VDM Verlag. 208 p.

Da Silva E., 2013. Interactions « sol - vers de terre » et dynamique du mercure en Guyane française. Thèse doctorat Université Paris Est. 273 p

Debieche T.H. 2002. Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle : application à basse plaine de la Seybouse Nord-Est algérien. Thèse de doctorat. Université Franche-comité. 199 p.

Decaëns T., Porco D., Rougerie R., Brown G.G. & James S.W. 2013. Potential of DNA barcoding for earthworm research in taxonomy and ecology. *Applied Soil Ecology*, **65**, 35-42.

Dechaine J., Ruan H. H., Leon Y. S. D., and Zou X. M. 2005. Correlation between earthworms and plant litter decomposition in a tropical wet forest of Puerto Rico. *Pedobiologia* **49**, 601-607.

Deneux-Mustin S., Roussel-Debet S., Mustin C., Henner P., Munier-Lamy C., Colle C., Berthelin J., Garnier-Laplace J. & Leyval C. 2003. Mobilité et transfert racinaire des éléments en traces : influence des micro-organismes du sol. TEC & DOC, Paris.

- Depta, B., Koscielniak, A., Rozen, A. (1999). Food selection as a mechanism of heavy metal resistance in earthworms. *Pedobiologia* 43, 608–614.
- Dère Ch. 2006. Mobilité et redistribution a long terme des éléments traces métalliques exogènes dans les sols application à des Luvisols pollués par 100 ans d'épandage d'eaux usées brutes dans la plaine de Pierrelaye. Thèse doctorat de l'ENGREF INRA. 103 p.
- Derouard L., Tondoh J., Vilcosqui L. and Lavelle P. 1996. Effects of earthworm introduction on soil processes and plant growth. *Soil Biol. Biochem.* 29, 541-545.
- Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O. & Belghity D. 2010. Caractérisation physicochimique des eaux de la nappe alluviale du haut seabdou en aval de sa confluence avec oued Fes. *Lahryss Journal*. N°8. Pp 101- 112
- Desbordes A. 2000. Pollutions des eaux souterraines en Picardie. Mémoire Maîtrise BG, Fac. Sciences, Amiens, 50 p.
- De Villers J., Squilbin M. et Yourassowsky C. 2005. Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface : cadre général. Les données de l'IBGE (Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement / Observatoire des Données de l'Environnement) : «L'eau à Bruxelles».p16.
- Devliegher, W. and Verstraete, W. (1997). Microorganisms and soil physico-chemical conditions in the drilosphere of *Lumbricus terrestris*. *Soil Biol. Biochem.* 29, 1721-1729.
- Dibet A., Decooman B., Hanocq D. et Heddadj Dj. 2013. Tout ce que vous avez toujours voulu savoir sur le sol. Dossier Terra. 13p.
- Donhue R.L. 1958. Nature des sols et croissance végétale. Intercontinental Editions, New-York. USA. 312 p.
- Doubé B.M., Davoren C.W., Hindell R., Long N. & Cass A. 1994. Surface cast production by the earthworm *Aporrectodea trapezoides* and the influence of organic matter on cast structural stability. In C.E. Pankhurst (Ed.), *Colloquium Soil Biota: Management in sustainable farming systems*, CSIRO, Australia.

Doube, B.M., Schmidt, O., Killham, K., and Correll, R. (1996). Influence of mineral soil on the palatability of organic matter for lumbricid earthworms: A simple food preference study. *Soil Biol. Biochem.* 29, 569-575.

Doucet R. 2006. Le climat et les sols agricoles. ed. Berger, Eastman, Québec. xv, 443 p.

Ducellier L. 1933. La production fourragère en Algérie. Imp. VOLLOT. Alger. 1-52.

Duchaufour P. 1977. Pédologie; t. I, Pédogenèse et classification, Paris, Masson, XVI et 477 p.

E

Edwards C.A. & Bohlen P.J. (1996).- The biology and ecology of earthworms. Chapman and Hall, New York. 426 p.

Ensink J.H.J., van der Hoel W., Matsuno Y., Munir S. et Aslam M.R., 2002. Use of untreated wastewater in peri-urban agriculture in Pakistan: Risks and opportunities. International Water Management Institute, Research Report 64,32 pp.

Envans J. L. 1989. Chemistry of metal retention by soil, *J. Environ Sci Technol.* 23 : 1046-1056.

F

Faby J.A. et Brissaud F. 1997. L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. Compte rendu d'étude de l'Office International de l'Eau, mai 1997, 82 p.

FAO. 1985. Water quality for agriculture. *FAO Irrigation and Drainage paper* 29, Rev. 1., FAO, Rome.

FAO. 2003. L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. pp 73.

Florence T.M. (1986).- Electrochemical approaches to trace element speciation in water : a review. *Analyst*, **111** : 489-505.

Förstner U. 1985. Chemicals forms and reactivities of metals in sediments in "chemical methods for assessing bio-available metals in sludges and soil", Elsevier Applied Science publishers, 1-30.

Francou C. 2003. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains: Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents, Thèse de Doctorat, Institut national agronomique Paris-Grignon, 289p.

G

Gaid A. 1993. Traitement des eaux usées urbaines. Techniques de l'Ingénieur, C5 – 220 -2, 30 p.

Gauthier C. 2002. Contribution à l'étude du fractionnement de l'aluminium libéré dans des solutions de sols forestiers. Influence de la quantité et de la nature de la matière organique. Thèse doctorat Université de Limoges, France. 156 p.

Gaultier J.P., Cambier P., Citeau L., Lamy I., Van Oort F., Isambert M., Baize D., Tercé M., 2003. Devenir des éléments traces dans les sols du Vexin français soumis à des épandages de boues. Les Dossiers de l'environnement de l'INRA, n°25, 63-73.

Ghislain, J. 2012. Guide pour l'interprétation d'une analyse de sol. Cours « Fertilisation des sols en agriculture bio ». Collège d'enseignement général et professionnel (Cégep) de Victoriaville. 6 p.

Gish C.D. & Christensen R.E. 1973. Cadmium, nickel, lead and zinc in earthworms from roadside soil. *Environ. Sci. Technol.*, **7** : 1060-1062

Gleick Ph. 2000. *The world's water 2000–2001: the biennial report on freshwater resources*. Washington, DC, Island Press.

Godin, P. M., Feinberg, M.H. & Ducauze, C.J. 1985. Modelling of soil contamination by airborne lead and cadmium around several emission sources. *Environ. pollut.* **10**, 97-114.

Gourari, B. 2015. Étude de la biodiversité faunistique urbaine et périurbaine de la ville de Sétif. Mémoire Magister . Université de Sétif. 494 p.

Grelle C. 1998. Impact des métaux lourds sur les peuplements de macro invertébrés de la faune du sol – influence du cadmium et du plomb sur différents aspects de la physiologie de

deux modèles biologiques : *Lithobius forficatus* (Myriapode Chilopode) et *Eisenia fetida* (Annélide Oligochète). Thèse doctorat univ. Lille France. 132 p.

Gupta N., Khan D.K. & Snatra S.C. 2007. An assessment of heavy metal contamination in vegetables grown in wastewater irrigated areas of Titagarh, West Bengal, India. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 80 :115-118.

H

Hajji Ch., Bendou A. et Hassou M. 2013. Caractérisation des rejets liquides d'une unité de réparation navale Agadir. Rev. Int. Hél. 45 : 29-36.

Hartani T. 1998. La réutilisation des eaux usées en irrigation. Situation actuelle et perspectives. Séminaire sur les ressources en eau non conventionnelles. Alger : KLI Conseil. 10 p.

Hartani T. 2004. La réutilisation des eaux usées en irrigation: cas de la Mitidja en Algérie. In: Actes du séminaire Modernisation de l'agriculture irriguée. Rabat (Maroc),19-23 Avril, 11 p.

Hartenstein R., Leaf A.L., Neuhauser E.F. & Bickelhaupt D.H. (1980).- Composition of the earthworm *Eisenia Foetida* (Savigny) and assimilation of 15 elements from sludge during growth. *Comp. Biochem. Physiol.*, **66C** : 187-192.

Hartenstein R. and Hartenstein F. 1981. Physico-chemical changes effected in activated sludge by the earthworm *Eisenia fetia*. J. Environ. Qual. 10, 377-382.

Hayes A.R., Mancino C.F. and Pepper I.L. 1990. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent. I. Soil and leachate water quality. Agron. J., 82:939-943.

Hazourli S., Boudiba L., Ziati M. 2007. Caractérisation de la pollution des eaux résiduaires de la zone industrielle d'Al-Hadjar, Annaba. larhyss journal, 6 : 45-55

Helmer R, Hespagnol I. 1997. *Water pollution control – a guide to the use of water quality management principles*. London, E & FN Spon on behalf of the United Nations Environment Programme, Water Supply and Sanitation Collaborative Council and the World Health Organization.

Helmke P.A., Robarge W.P., Korotev R.L. & Schomberg P.J. 1979. Effects of soil-applied sewage sludge on concentrations of elements in earthworms. *J. Environ. Qual.*, 8 : 322-327.

Hillel D. 1998 Environmental soil physics: fundamentals, applications and environmental considerations. Academic Press, 801 p.

Hopkin, S. P. 1989. Ecophysiology of metals in terrestrial invertebrates, Elsevier Applied Science, London.

Huynh T.M.D. 2009. Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique. Thèse doctorat Uni. Paris Est. 151p.

I

Ireland M.P. 1975. The effect of the earthworm *Dendrobaena rubida* on the solubility of lead, zinc and calcium in heavy metal contaminated soil in wales. *J. Soil Sci.*, 26 : 313-318.

Ireland M.P. 1983. Heavy metal uptake and tissue distribution in earthworms. *In* : J.E. Satchell (Ed.), Earthworm ecology from darwin to vermiculture., pp. 247-265.

J

Jégou D. 1998. Rôle fonctionnel de quatre espèces lombriciennes dans la structuration du sol et dans les transferts de carbone. Thèse d'Université, Rennes I. 152p.

Jones, K.C. et Bennett, B.G. 1986. Exposure of man to environmental aluminum - an exposure commitment assessment. *Sci. Total Environ.*, 52: 65-82

Jones, C.G., Lawton, J.H. and Shachak, M. 1994. Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69, 373-386.

Joschko M., Diestel H. and Larink O., 1989. Assessment of earthworm burrowing efficiency in compacted soil with a combination of morphological and soil physical measurements. *Biol. Fert. Soils* 8,191- 196.

Journal Officiel De La République Algérienne N°41 15 juillet 2012. Arrêté interministériel du 8 Safar 1433 correspondant au 2 janvier 2012 fixant les spécifications des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation.

Juste C. 1988. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. *Science du sol*, **26** : 103-112.

Juste C. & Feix I. 1995. Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduelles des stations d'épuration urbaines. Ademe, 209 p.

K

Kahoul M. et Touhami M. 2014. Evaluation de la qualité physico-chimique des eaux de consommation de la ville d'Annaba (Algérie) *larhyss journal*, 19 : 129-138.

Kalavrouziotis I.K., Robolas P., Koukoulakis P.H. et Papadopoulos, A.H. 2008. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro- and micro-elements status of soil and of *Brassica oleracea* var. *Italica*, and *B. oleracea* var. *Gemmifera*. *Agricultural Water Management*, Corrected Proof.

Kebich M., Benabid Ch., et Adjal F. 1999. Pollution des eaux superficielles dans un climat semi-aride : la région de Sétif (Algérie). *Sécheresse* N° 2, Vol. 10, 137-142.

Keck G. et Vernus E. 2000. Déchets et risques pour la santé, Techniques de l'Ingénieur, Paris, 2450 p.

Khelif S. 2010. Etude de l'effet des effluents urbains sur le sol cultivé en zone semi-aride. Mémoire Magister. Université de Batna. 67 p.

Kladivko E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil Tillage Res.*, 61(1-2), 61-76.

Kouame I.K., Gone, D.L., Savane, I., Kouassi E.A., Koffi K., Goula B.T., Diallo M. (2006) Mobilité relative des ETM issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan-Côte d'Ivoire). *Revue Afrique Science* 02(1):39-56.

Kristufek V., Ravasz K., Pizl V. 1992. Changes in densities of bacteria and microfungi during gut transit in *Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa* (Oligochaeta: Lumbricidae). *Soil Biol. Biochem.* 24, 1499-1500.

Kunz A et Jardim WF. 2000. Complexation and adsorption of copper in raw sewage. *Water Res*; 34:2061–2068

L

- Labreuche J., Le Souder C., Ouvry J.F., Real B., Germon J.C., De Tourdonnet S., 2007. Evaluation des impacts environnementaux des techniques culturales sans labour (TCSL) en France. ADEME ARVALIS. Institut du végétal- INRA, APCA-AREAS-ITB, CETIOM-IFEV. 400 p.
- Lanno R.P. and Mc Carty L.S. 1997. Earthworm bioassays: Adopting techniques from aquatic toxicity testing. *Soil Biol. Biochem.* 5, 693-697.
- Lavelle P. 1978 Les vers de terre de la savane de Lamto (Côte d'Ivoire). Peuplements, populations et fonctions de l'écosystème. *Publ. lab. Zool.*, ENS, 12, 1301.
- Lavelle P. 1981. Stratégies de reproduction chez les vers de terre. *Acta OEcolog. OEcolog. Gener.*, 2 : 117-133.
- Lavelle P. 1988. Earthworm activities and the soil system. *Soil Biol. Fert. Soils* 6, 237-251.
- Lavelle P. & Gilot C. 1994. Priming effects of macroorganisms on microflora: a key process of soil function? Beyond the Biomass (eds K. Ritz, J. Dighton & K.E. Giller), pp. 176 –181. Wiley-Sayce, Chichester.
- Lavelle P. 1997. Faunal activities and soil processes : adaptative strategies that determine ecosystem function. *Advances in ecological soil research*, 27 : 93-132.
- Lavelle P., Bignell D., Lepage M., Wolters V., Roger P., Ineson P., Heal O.W., Ghillion S. 1997. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.* 33, 159–193.
- Lavelle P., Pashanasi B., Charpentier F., Gilot C., Rossi J.P., Derouard L., Andre J., Ponge J.F. & Bernier N. 1998. Large scale effects of earthworms on soil organic matter dynamics. *In* : Edwards C (Eds), *Earthworms ecology*. St Lucie Press, Washington DC.
- Lavelle P., Spain A.V., 2001. *Soil Ecology*. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.
- Laumont P. 1960. Les prairies naturelles en Algérie. *Dot. Rens.Agric. Alger, Bull.* 5, 1-19.
- Lawton J. H. 1994. What do species do in ecosystems. *Oikos* 71 : 367-374.

Le Bayon C. 1999. Influence des activités des lombriciennes sur la dynamique (disponibilité, transfert) du phosphore en sols tempérés. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1. 133 p.

Lebourg A., Sterckeman T., Ciesielski H. & Proix N. (1996).- Intérêt de différents réactifs d'extraction chimique pour l'évaluation de la biodisponibilité des métaux en traces du sol. *Agronomie*, **16** : 201-215.

Lee K.E. and Ladd J.N. 1984. Some recent advances in soil biology and biochemistry. Australian Society of Soil Science-National Soils Conference, Brisbane.

Lee K.E. 1985. Earthworms. Their Ecology and relationship with soils and land use. Academic Press, Sydney. 411 p.

Leveque, Th. 2014. Biomonitoring environnemental et sanitaire des sols pollués par les éléments traces métalliques. Thèse doctorat. Univ. Toulouse France. 213 p.

Lhadi E., Guessir H. & Handoufe A. 1998. Étude de l'impact de l'irrigation avec les eaux usées brutes sur le sol dans la région de Sidi-Bennour (Maroc). Acte Inst. Agron.Veto (Maroc) 18 (4): 213-225

[Liu HY.](#), [Badarinarayana V.](#), [Audino D.C.](#), [Rappsilber J.](#), [Mann M.](#) & [Denis C.L.](#) 1989. The NOT proteins are part of the CCR4 transcriptional complex and affect gene expression both positively and negatively. *EMBO J* 17(4):1096-106.

Lunt H.A. & Jacobson M.G.M. 1945. The composition of earthworm casts. *Soil Sci.*, **58**: 367-375.

M

Ma Y., Dickinson N.M., Wong M.H. 2002. Toxicity of Pb/Zn mine tailings to the earthworm *Pheretima* and the effects of burrowing on the metal availability. *Biol. Fertil. Soils* 36, 79-86.

Mancino C.F. and Pepper I.L. 1992. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: Soil quality. *Agron. J.* 84(4):650-654.

- Martinelli I.**, 1999. Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluants associés dans le sol urbain—Vers une approche globale et pluridisciplinaire. Thèse de Doctorat, Institut National des Sciences Appliquées de Lyon, 207 p.
- Mara D.D.** 1980. Sewage treatment in hot climate. Editions John Wiley & Sons, New York.
- Marschner H.** 1995. Mineral nutrition of higher plants. 2nd edition. Academic press, NY.
- MEEO.** (Ministère de l'Environnement et de l'Énergie de l'Ontario).1994. Scientific criteria document for multimedia environmental standards development: Lead. MEEO, Toronto
- McLaughlin MJ., Zarcinas B.A., Stevens D.P. & Cook N.** 2000. Soil testing for heavy metals Communication in Soil Sciences and Plant Analysis. 1661-1700.
- Makhoukh M., Sbaa M., Berrahou A. & Vanclooster M.** 2011. Assessing Water and Sediment Quality of the Moulouya River (East-Morocco). European Journal of Scientific Research, 61 (4):508-523.
- Menard O.** 2005. Les ouvriers du sol et les pratique agricoles de conservation. Colloque en environnement : « Des outils d'intervention à notre échelle ».
- Midrar U.H., Khattak R.A., Puno H.Kh. & Saleem-Saif, M.** 2004. NPK status in effluent irrigated soils of some selected sites of NWFP. Int. J. Agric. Biol. 6(2): 264-267.
- Mikkelsen R. et Camberato J.** 1995. Potassium, sulfur, lime and micronutrient fertilizers.In: Rechcigl J, ed. *Soil amendments and environmental quality*. Chelsea, MI, Lewis Publishers.
- Miller R.G., Kopfler F.C., Kelty K.C., Stober J.A. et Ulmer N.S.** 1984. The occurrence of aluminum in drinking water. J. Am. Water Works Assoc., 76: 84-91
- Miquel G.** 2001. Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport de l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. 365 p
- Mohammad M.J. and Mazahreh N.** 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. Soil Sci. Plant Anal, 34(9&10):1281-1294.

Morgan J.E. & Morgan A.J. 1992. Heavy metal concentration in the tissues, ingesta and faeces of ecophysiologicaly different earthworm species. *Soil Biol. Biochem.*, **24** : 1691-1697.

Morgan J.E. and Morgan A.J. 1999. The accumulation of metals (Cd, Cu, Pb, Zn and Ca) by two ecologically contrasting earthworm species (*Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa*): implications for ecotoxicological testing. *Applied Soil Ecology* 13, 9-20.

Morgan A.J., Stürzenbaum S.R., Winters C. et Kille P. 1999. Cellular and molecular aspects of metal sequestration and toxicity in earthworms". *Invertebrate reproduction and development*, vol. 36, no. 1-3,p. 17-24

MRE. 2012. Ministère des ressources en eau, Arrêté interministériel fixant la liste des cultures pouvant être irriguées avec les eaux usées épurées. 27 p

N

Nedjraoui D. 2012. Profil fourrager, ALGERIE. FAO. 28 p.

N'guessan, Y.M. 2008. Dynamique des éléments traces dans les eaux de surface des bassins versants agricoles de Gascogne, thèse doctorat, Université Toulouse France. 213p.

O

Omodeo P., Rota E. & Baha M., 2003. The megadrile fauna (Annelida: Oligochaeta) of Maghreb: a biogeographical and ecological characterization. *Pedobiologia.* 47, 458-465.

OMS. 2012. Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, volume II : *Utilisation des eaux usées en agriculture* Éditions de l'OMS, Organisation mondiale de la Santé, Genève 27 (Suisse). p 225.

ONEP. 1998. Approche de la typologie des eaux usées urbaines au Maroc. ONEP et GTZ. Rabat Maroc

Orlov D.S. 1990., Publishing House of the Moscow State University, Moscow (in Russian).

Oste L.A., Dolfing J., Ma W.C. & Lexmond T.M. (2001). Effect of beringite on cadmium and zinc uptake by plants and earthworms: More than a liming effect? *Environmental Toxicology and Chemistry*, **20** : 1339-1345.

Ouahrani G., 2003. Lombrotechniques appliquées aux évaluations et aux solutions environnementales. Thèse de doctorat d'État. Université Mentouri, 230p.

P

Parkin T.B. & Berry E.C. 1999. Microbial nitrogen transformations in earthworm burrows. *Soil Biol. Biochem.*, **31** : 1765-1771.

Parle J.N. 1963a. Micro-organisms in the intestines of earthworms. *J. Gen. Microbiol.*, **31** : 1-11.

Pélosi C. 2008. Modélisation de la dynamique d'une population de vers de terre *Lumbricus terrestris* au champ. Contribution à l'étude de l'impact de système de culture sur les communautés lombriciennes. These doc. Agro Paris Tech. 95 p.

Pennington J.A.T., Jones J.W., 1987. Molybdenum, nickel, cobalt, vanadium and strontium in total diets. *J. Am. Diet. Assoc.* 87, 1644-1650

Perrono P. 1999. Les micropolluants métalliques des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole. Mém. D.U.E.S.S., D.E.P., Univ. Picardie, Amiens.

Pescod M.B. 1992. *Wastewater treatment and use in agriculture*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage, 47p.

Pizl V., Josens G. 1995. Earthworm communities along a gradient of urbanization. *Environmental Pollution* 90, 7-14.

Poupeau J. M., 2008. Fertilisation. L'extraordinaire pouvoir des vers de terre. *Biofil.* N°56,

36-38.

R

Rafidison G.Z. 1982. Rôle de la faune dans l'humification : transformations des feuilles de hêtre par un ver anécique (*Nicodrilus velox*). Thèse de 3ème cycle en Agro-Eco-Pédologie, Nancy I.

- Rattan R.K.**; Datta S.P., Chhonkar P.K., Suribabu K. & Singh A.K. 2005. Long-term impact of irrigation with waste water effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater-a case study. *Agr. Ecosyst. Environ.* 109: 310-322.
- Raw F.** 1959. Estimating earthworm population by using formaline. *Nature*, 184 : 1661-1662.
- Razeyre J.M.**, 1991. Le cadmium, le césium, le chrome, le cobalt et le cuivre dans l'alimentation de l'homme. Thèse doctorat, université de Montpellier
- Rejsek F.** 2002. Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Scérén TEC & DOC. CRDP Aquitaine. 358 p.
- Reddy, K. R.**, And, W. H. & Patrick, Jr. 1980. Losses of applied $^{15}\text{NH}_4\text{-N}$, urea ^{15}N , and organic N in flooded soils. *Soil Sci.* 130: 326-330.
- Rejsek F.** 2002. Analyse des eaux : Aspects réglementaires et techniques. Centre régional de documentation pédagogique d'Aquitaine (CRDP). Bordeaux. 358 p.
- Rhoades J.D.** 1992. The use of saline waters for crop production. FAO irrigation and drainage paper n° 48, FAO, Rome.
- Richards L. A.** 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. USDA Handbook, n° 60. 160 p.
- Robert M.** 1995. Le sol, une interface dans l'environnement : les grands types de pollution mettant en cause le sol. *Sciences*, **95-1** : 23-29.
- Robert M.** & Juste C. 1999. Enjeux environnementaux et industriels - Dynamique des éléments traces dans l'écosystème sol. *In* :, Spéciation des métaux dans le sol., Les Cahiers du Club Crin, Paris, pp. 15-37.
- Rodier J.** 1996. Analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduares, Eau de mer. Edition Dunod, Paris. 1384 p.
- Rodier J.**, Bernard L., Nicole M., & Coll. 2009. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles. Résiduares. Eau de mer. 9ème édition. Dunod. Paris, 1526p.
- Römbke J.**, Jansch S. & Didden W. 2005. The use of earthworms in ecological soil classification and assessment concepts. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 62,249- 265.

Rusan M.J.M., Hinnawi S. & Rousan L. 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination*.215(1):143–152. doi: 10.1016/j.desal.2006.10.032.

S

Satchell, J. E. & K. Martin. 1984. Phosphatase activity in earthworm faeces. *Soil Biology and Biochemistry* 16: 191-194.

Schnitzer M. and KHAN S. U. 1978. Soil organic matter. Elsevier, Amsterdam-Oxford New York: 319 pp.

Segalen P. 1963. Le fer dans les sols. Bulletin bibliographique de pédologie. O.R.S.T.O.M. Service centrale de documentation, Bondy. Seine. 11 p.

Sersoub Dj. 2012. Aménagement et Sauvegarde de la Biodiversité de la Vallée d'Oued Bousselem Sétif. Mémoire Magister université de Sétif. 141p.

Singh O. V., Labana S., Pandey G., Budhiraja R. & Jain R. K. 2003. Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 61, 405-412.

Shaw C. & Pawluk S. 1986. Faecal microbiology of *Octolasion tyrtaeum*, *Aporrectodea turgida* and *Lumbricus terrestris* and its relation to the carbon budgets of three artificial soils. *Pedobiol.*, **29** : 377-389.

Shiklomanov I.A. 1998. *Assessment of water resources and water availability in the world*. New York, United Nations (Report for the Comprehensive Assessment of the Freshwater Resources of the World).

Shipitalo M.J., Edwards W.M., Redmond C.E. 1994. Comparison of water movement and quality in earthworm burrows and pan lysimeters. *J. Environ. Qual.*, **23**:1345-1351.

Shuster W.D., Subler S. & McCoy E.L. 2001. Deep-burrowing earthworm additions changed the distribution of soil organic carbon in a chisel-tilled soil. *Soil Biol. and Biochem.*, **33** : 983-996.

Sims R.W. & Gerard B.M. 1985. Earthworms. Keys and notes for identification and study on the species. Brill and Backhuys, London.

Sizmur T. & Hodson M.E., 2009. Do earthworms impact metal mobility and availability in soil? A review. *Environmental Pollution* 157, 1981-1989.

Sparks L.D. 2003 *Environmental soil chemistry*. Academic Press, 2nd Edition, 367p.

Springett JA, Gray AJ, Reid JB. 1992. Effect of introducing earthworms into horticultural lands previously denuded of earthworms. *Soil Biol Biochem* 24:1615–1622

Spurgeon D.J., Hopkin S.P. 1999. Tolerance to zinc in populations of the earthworm *Lumbricus rubellus* from uncontaminated and metal-contaminated ecosystems. *Arch Environ Contam Toxicol* 37, 332–337

Spurgeon D.J., Svendsen C., Rimmer V.R., Hopkin S.P., and Weeks J.M. 2000. Relative sensitivity of life-cycle and biomarker responses in four earthworm species exposed to zinc. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19, 1800–1808.

Soltner D. 2000. *Phytotechnie générale : les bases de la production végétales*. Tome 1 : le sol et son amélioration. Sciences et techniques agricoles, 22ième édition, 467 p.

Sou Y.M. 2009. *Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols*. Thèse doctorat. université de Lausanne. 162 p.

Sterckeman T., Douay F., Proix N. & Fourrier H. 2008. Contamination des sols vers la profondeur à Noyelles-Godault et Aubry. INRA. Editions Paris. p565

Stewart A. L., Hays R. D., & Ware J. E. 1988. The MOS short-form general health survey: reliability and validity in a patient population. *Medical care*, 724-735.

Stork N.E. and Eggleton P. 1992. Invertebrates as determinants and indicators of soil quality. *American Journal of Alternative Agriculture* 7, 38-47.

Syers J.K., Sharpley A.N., Keeney D.R. 1979. Cycling of nitrogen by surface-catsing earthworm in pasture ecosystem. *Soil Biol. Biochem.*, **1** :301-307.

Syers J.K. & Springett J.A. 1983. Earthworms ecology in grassland soils. *In* : J.E. Satchell (Ed.), Earthworms ecology : From Darwin to vermiculture., Chapman and Hall, London, pp. 67-93.

T

Tamrabet L., Kribaa M., Hamidi B., Alalata S., Berkani W. et Hamdoudi A. 2007. Evaluation de l'aptitude des effluents d'Oued El Gourzi (Batna, Nord Est d'Algérie) à l'irrigation et leur impact sur le sol et la qualité des cultures maraîchères et fourragères. *In* : Actes du congrès international 'Eau et Déchets'. Université Mohamed I, Oujda, Maroc.

Tamrabet L. 2007. Traitement et réutilisation des eaux usées dans les pays du MENA: Cas de l'Algérie. Rapport réalisé pour le compte de la FAO (Office Régional du FAO au Proche Orient, Caire, Egypte).

Tamrabet L., 2011. Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage. Thèse doc. Univ. Batna 146 p.

Tanji K.K. & Kielen N.C. 2002. *Agricultural drainage water management in arid and semiarid areas*. Rome, Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO Irrigation and Drainage , 61p.

Tapia-Coral C., Luizão j. Flávio S., Eleusa B., Beto P., and Dennis Del. C. 2006. Effect of *Pontoscolex corethrurus* Muller, 1857 (Oligochaeta: Glossoscolecidae) Inoculation on litter weight loss and soil nitrogen in mesocosms in the peruvian amazon. *Caribbean Journal of Science* 42, 410-418.

Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. 1979. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metal. *Analytical Chemistry*, **51**: 844 – 851.

Tiunov A.V. & Scheu S. 1999. Microbial biomass, biovolume and respiration in *Lumbricus terrestris* casts materail of different age. *Soil Biol. Biochem.*, **32** :265 :275.

Tiwari, S.C., Tiwari, B.K., Mishra, R.R. 1989. Microbial populations, enzyme activities and nitrogen-phosphorus-potassium enrichment in earthworm casts and in the surrounding soil of a pineapple plantation. *Biol. Fertil. Soils* 8, 178-182.

Thornton, P. H. 1999. The sociology of entrepreneurship. *Annual Review of Sociology*.

Tomlin, A. D., Tu, C.M. and Miller, J. J. 1995. Response of earthworms and soil biota to agricultural practices in corn, soybean and cereal rotations. *Acta Zool. Fenn.* 196: 195-199.

V

Vallee, B.L. 1959. Biochemistry, physiology and pathology of zinc. *Physiol. Rev.* 39:443–490.

Vazquez Montiel, O., Horan, N.J. and Mara, D.D. 1996. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. *Water Sci. Technol.*, 33(10-11):355-365.

W

Wang Q. R., Cui Y. S., Liu X. M., Dong Y. T., Christie P. 2003. Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. *J. Environ. Sci. Health Part A-Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.* 38, 823-838.

Weltj, L. 1998. Mixture toxicity and tissue interactions of Cd, Cu, Pb and Zn in earthworms (*Oligochaete*) in laboratory and field soils: a critical evaluation of data. *Chemosphere* 36, 2643-2660.

Wen B., Hu X., Liu Y., Wang W., Feng M.U., Shan X. (2004). The role of earthworms (*Eisenia fetida*) in influencing bioavailability of heavy metals in soils. *Biol. Fert. Soils* 40, 181–187.

Y

Yang Y., Zhang F.S., Li H.F. and Jiang R.F. 2008. Accumulation of cadmium in the edible parts of six vegetable species grown in Cd-contaminated soils. *J. Environ. Management* 90 :1117–1122.

Z

Zouita N. 2002. Etude de la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher (Nord-Est Algérien). Mémoire de Magister en Hydraulique. Université de Batna. 97 p.

Zhang H. & Schrader S. 1993. Earthworms effects on selected physical and chemical properties of soil aggregates. *Biol Fertil Soils*, **15** : 229-234.

Annexes

Annexes

Annexe 1.

Normes d'interprétation des analyses de sol selon « Laboratoire Agronomique de Normandie »

1. pH (Potentiel hydrogène)

La mesure du pH d'un sol permet de définir son état d'acidité ou d'alcalinité (ou statut acido-basique). D'une manière générale le pH se mesure sur une échelle de 1 à 14.

Les sols agricoles présentent un pH compris entre 4 et 9, sauf exceptions rarissimes.

Le statut acido-basique des sols agricoles est défini comme suit

	VALEUR DU pH	STATUT ACIDO-BASIQUE
	$\text{pH} \leq 5,5$	Sol très acide
	$5,5 < \text{pH} \leq 6,0$	Sol acide
	$6,0 < \text{pH} \leq 6,5$	Sol peu acide
	$6,5 < \text{pH} \leq 7,0$	Sol neutre
	$7,0 < \text{pH} \leq 7,5$	Sol peu alcalin (peu basique)
	$\text{pH} > 7,5$	Sol alcalin (basique)

Pourquoi mesurer le pH du sol ?

La teneur en matière organique évolue vite dans le profil du sol !

2. Matière Organique « MO »

La matière organique ne se « lessive » pas en profondeur, mais peut être diluée par les travaux profonds du sol. Le prélèvement ne doit donc pas être réalisé au-delà de la profondeur de ces travaux. Mieux vaut prélever moins profondément que dépasser cette profondeur.

- Pour les prairies permanentes :

$\text{MO} < 40\%$ ▶ teneur modérée en MO

$40\% \leq \text{MO} < 80\%$ ▶ sol bien pourvu en MO

$\text{MO} \geq 80\%$ ▶ teneur élevée en MO

- Pour toutes les cultures (y compris prairies cultivées) :

TENEUR EN MO	INTERPRETATION	
MO < 14 ‰	Sol très pauvre en matière organique	
14 ‰ ≤ MO < 20 ‰	Sol pauvre en matière organique	
20 ‰ ≤ MO < 30 ‰	Argile < 22%	Sol bien pourvu en matière organique
	22% < ARG.<30% (Ou teneur en argile inconnue)	Sol moyennement pourvu en matière organique
	Argile > 30%	Sol pauvre en matière organique
30 ‰ ≤ MO < 40 ‰	Sol bien pourvu en matière organique	
MO ≥ 40 ‰	Teneur élevée en matière organique	

(Source : programme d'interprétation LANO/CA de Basse Normandie)

3. Capacité d'échange Cationiques « CEC »

VALEUR DE LA CEC EN még/100 g	INTERPRETATION
CEC < 9	Petite CEC
9 ≤ CEC ≤ 12	CEC moyenne
12 < CEC ≤ 15	CEC assez élevée
15 < CEC ≤ 25	CEC élevée
CEC > 25	CEC très élevée

(Source: programme d'interprétation LANO/CA de Basse Normandie)

4. Calcaire Total « CaCO₃ »

Le caractère plus ou moins calcaire du sol est qualifié comme suit. Il apparaît sous la forme d'un commentaire sur les rapports de résultats d'analyses.

TAUX DE CaCO ₃ TOTAL A L'ANALYSE	QUALIFICATION DU SOL
CaCO ₃ T ≤ 5%	SOL NON CALCAIRE
5 < CaCO ₃ T ≤ 12,5%	SOL FAIBLEMENT CALCAIRE
12,5 < CaCO ₃ T ≤ 25%	SOL MODEREMENT CALCAIRE
25 < CaCO ₃ T ≤ 50%	SOL FORTEMENT CALCAIRE
CaCO ₃ T > 50%	SOL TRES FORTEMENT CALCAIRE

Au-delà de 5% de calcaire total, les réserves naturelles ce calcium et leur libération progressive par dissolution sous l'effet des précipitations et de l'activité chimique et

biologique du sol rend inutile tout retour au chaulage sur le très long terme. Les sols sont systématiquement basiques (sauf très rares exceptions sur calcaires très durs et peu solubles).

5. Conductivité électrique « CE »

Tableau 3 : classement de la salinité suivant la conductivité électrique

CE (mmhos/cm)	0-2	2-4	4-8	8-16	>16
qualification	Non salin	Très faiblement salin	Salinité modérée	Fortement salin	Très fortement salin

Annexe 2. Résultats des analyses statistiques

		P1	P2	Tur
Pb	S1	25,40	20,93	18,75
	S2	25,07	20,60	17,85
	S3	26,13	21,43	18,40
Cd	S1	0,38	0,31	0,22
	S2	0,36	0,35	0,24
	S3	0,38	0,31	0,26
Al	S1	3,23	2,57	3,00
	S2	3,23	2,50	2,90
	S3	3,37	2,75	2,87
Fe	S1	4,30	3,00	2,90
	S2	4,73	3,30	3,05
	S3	3,60	3,47	2,75
Cu	S1	15,47	12,47	11,65
	S2	15,93	14,73	10,90
	S3	15,83	13,60	10,10
Zn	S1	69,53	63,43	53,45
	S2	71,10	63,13	52,25
	S3	66,87	62,27	51,40

Tableau.An.2.2. Coefficients de corrélations de pearson entre les différentes variables mesurées (Au-dessous de la diagonale, coefficient de corrélation, au-dessus probabilité de signification).

	pH	MO(%))	NKT (%)	C/N	AF (g/kg)	AH (g/kg)	CE	pb	Cd	Al	Fe	Cu	Zn
Ph		0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,862	0,112	0,841	0,000	0,106	0,566	0,919
MO(%)	-0,648		0,026	0,119	0,001	0,038	0,100	0,296	0,033	0,490	0,840	0,161	0,162
NKT (%)	-0,780	0,427		0,000	0,000	0,000	0,740	0,002	0,075	0,001	0,007	0,009	0,011
C/N	0,747	-0,307	-0,641		0,000	0,018	0,320	0,057	0,441	0,000	0,066	0,302	0,424
AF	-0,856	0,619	0,870	-0,675		0,002	0,377	0,193	0,920	0,012	0,084	0,379	0,556
AH	-0,669	0,402	0,647	-0,453	0,569		0,258	0,491	0,741	0,040	0,718	0,763	0,750
CE	0,035	-0,323	0,067	-0,199	-0,177	-0,226		0,000	0,000	0,017	0,000	0,001	0,000
Pb	-0,313	-0,209	0,570	-0,371	0,258	0,139	0,685		0,000	0,001	0,000	0,000	0,000
Cd	0,041	-0,411	0,349	-0,155	0,020	-0,067	0,684	0,775		0,122	0,001	0,000	0,000
Al	-0,695	0,139	0,592	-0,710	0,478	0,398	0,456	0,618	0,305		0,002	0,016	0,081
Fe	-0,318	0,041	0,504	-0,359	0,338	-0,073	0,667	0,707	0,601	0,567		0,000	0,000
Cu	-0,116	-0,278	0,490	-0,206	0,176	0,061	0,620	0,769	0,773	0,458	0,699		0,000
Zn	-0,021	-0,277	0,482	-0,160	0,119	-0,064	0,694	0,841	0,852	0,342	0,715	0,824	

Tableau An.2.4. Factor coordinates of the variables, based on correlations

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
pH	-0,249	-0,35	-0,286	0,069	0,444	0,138	0,245
MO	0,241	0,343	-0,038	-0,543	0,012	0,521	-0,138
NKT	0,335	0,22	-0,3	0,012	0,167	-0,217	-0,066
AF	0,259	0,36	-0,154	0,009	0,127	-0,492	0,001
AH	0,204	0,409	-0,091	0,334	-0,334	0,152	0,342
CE	0,233	-0,308	0,572	-0,145	-0,385	-0,117	0,008
Pb	0,351	-0,193	-0,042	0,262	-0,059	0,11	-0,481
Cd	0,27	-0,327	-0,294	0,258	-0,295	-0,166	0,161
Al	0,311	0,081	0,473	0,488	0,528	0,26	0,056
Fe	0,34	-0,148	0,186	-0,416	0,315	-0,337	0,377
Cu	0,327	-0,234	-0,233	-0,088	-0,107	0,401	0,463
Zn	0,298	-0,303	-0,258	-0,118	0,137	0,047	-0,427

Tableau An.2.5. Factor coordinates of the variables, based on correlations

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7
T	-0,312	-0,406	0,238	0,099	0,237	-0,16	0,287
P1S1	0,315	-0,362	-0,065	0,058	-0,555	0,506	-0,415
P1S2	0,312	-0,381	-0,149	0,749	-0,142	-0,169	-0,037
P1S3	0,309	-0,434	0,362	-0,255	-0,521	-0,147	0,355
P2S1	0,22	0,361	-0,145	0,181	0,2	0,165	0,388
P2S2	0,22	0,349	-0,098	-0,256	-0,07	-0,718	-0,41
P2S3	0,221	0,311	-0,223	-0,059	-0,056	-0,013	0,346
TurS1	0,313	-0,138	-0,549	-0,477	0,172	0,222	0,052
TurS2	0,319	-0,074	-0,005	0,107	0,43	0,044	-0,383
TurS3	0,321	0,08	0,635	-0,141	0,285	0,27	-0,173

IMPACT OF EARTHWORM ACTIVITY ON THE CHEMICAL FERTILITY OF IRRIGATED SOIL WITH URBAN EFFLUENTS

D. Addad^{1,2,3*}, M. Kribaa³, N. Ababsa^{2,3}, L. Tamrabet³, M.Hafidi⁴, L. El Fels⁴, A.

Benmahammed¹

¹Université Ferhat Abbas, Setif, ALGERIE

²Université Abbes Laghrour, KHENCHELA, ALGERIE

³Laboratoire RNAMS, Univ. LBM, Oum El Bouaghi, ALGERIE

⁴Laboratoire Ecologie et Environnement. Université Cadi Ayyad Merrakech, MAROC

Received: 12 January 2017 / Accepted: 26 July 2017 / Published online: 01 September 2017

ABSTRACT

The reuse of urban effluents to irrigate the soils of peri-urban grasslands in the vicinity of the town of Setif (northeastern Algeria) is an old and widespread practice. In this context, the present study was conducted to evaluate the effect of the irrigation with urban effluents on the biological and chemical behavior of soils. Effluents analysis showed significant organic and particulate pollution, the latter contributed to earthworm abundance and increased the richness of irrigated soils with nutrients. The analysis of turricules revealed the role of earthworms through the activity of bioturbation in the increase of the rate of organic matter as well as in the bioavailability of the nutrients of the irrigated soils. In space, permanent vegetation cover has played an important role as a biofilter. This was confirmed by the inter-site differences recorded through the measured variables particularly organic ones.

Keywords: Natural grasslands, urban effluents, earthworm activity, turricules, organic matter.

Author Correspondence, e-mail: dalath12@yahoo.fr

doi: <http://dx.doi.org/10.4314/jfas.v9i3.5>



1. INTRODUCTION

L'épandage des eaux usées brutes en agriculture permet d'irriguer des cultures, d'épurer l'eau et de recycler des éléments nutritifs, le tout de manière économique. A la fin du 19^{ème} siècle, cette méthode avait souvent été mise en place autour des grandes villes pour éliminer les quantités croissantes d'eaux usées liées à l'urbanisation de la population [1]. Les eaux usées sont composées à 99 % environ d'eau [2]. Dans une région semi-aride, une métropole d'un million d'habitants produirait suffisamment d'eaux usées pour irriguer approximativement 1500 à 3500 ha. En Algérie, leur volume annuel est estimé à 600 millions de m³, dont 550 millions de m³ correspond aux agglomérations de taille supérieure à 50 000 habitants [3].

Les vers de terre, en tant qu'ingénieurs de sol, jouent un rôle important dans leur environnement grâce à différents mécanismes physico-chimiques et biologiques, permettant d'améliorer la fertilité et de préserver la structure du sol [4]. Les lombriciens modifient les propriétés physicochimique du sol créant ainsi une sphère d'influence particulière [5];[6]. Les turricules et les galeries constituent des microsites particuliers qui comparés au sol environnant présentent un enrichissement en C, N et autres nutriments (P, K, Mg, NH₄, ...) [7]. De plus les galeries creusées par les lombriciens constituent des voies préférentielles d'écoulement des eaux [8] entraînant ainsi divers particules [9]. Cette activité de bioturbation surtout des vers anéciques contribue au déplacement de la matière minérale du sol à partir des couches profondes vers la surface du sol [10]. Les turricules sont le siège de diverses réactions et processus physiques, chimiques et biologiques influençant ainsi le cycle biogéochimique de certains éléments majeurs tels que l'azote [11]; [7], le carbone [12]; [5], et le phosphore [13].

L'Objectif de cette étude est de comprendre l'effet des vers de terre, sur quelques paramètres chimiques d'un sol prairial irrigué par des rejets urbains bruts.

2. EXPERIMENTAL

1.1. Milieu d'étude et échantillonnage

Notre étude a été menée dans les prairies Pré-urbaines de la ville de Sétif, située au Nord-Est de l'Algérie. Ces prairies sont irriguées par les effluents urbains de cette ville. Les eaux usées

de la ville de Sétif alimente oued Boussellam depuis les années soixante [14]. Cet oued qu'est le principal axe hydrographique de Sétif, alimente le barrage de Ain Zada.

Selon [15] les eaux usées brutes de la ville de Sétif représentent, non seulement, une source permanente et gratuite d'eau et de fertilisants, utilisées pour l'irrigation de l'espace prairial, mais aussi des répercussions graves sur la santé et sur l'environnement.

Le climat de la région est continental semi-aride, avec un été chaud et sec et un hiver froid et pluvieux. Les valeurs mensuelles moyennes des températures, sur une période de 36 ans (de 1981 jusqu'au 2015), passent de 24,80°C en été à 5,83°C en hiver. Les précipitations de la ville de Sétif sont irrégulières avec une moyenne annuelle de 402,03 mm pour la période (1981- 2011), ce qui implique forcément, une longue période de sécheresse qui s'étale, pour cette région de fin Mai jusqu'au début Octobre après.

Les sols de la région sont de texture argileuse à limono argileuse avec un taux élevé de calcaire.

Dans notre étude, nous avons choisi trois sites : Site 1 (S1) (36°11'07.54"N, 5°23'03.36"E ; Altitude 990 m), Site 2 (S2) (36°11'04.05"N, 5°22'49.00"E ; Altitude 982 m) et Site 3 (S3) (36°10'38.09"N 5°22'37.25"E ; Altitude 982 m) de l'amont à l'aval à partir du point de rejet des eaux usées brutes de la ville de Sétif, en plus un site témoin (T) (36°11'12.80"N 5°23'10.86"E Altitude 1003 m) témoin sans épandage des eaux usées. Ces trois sites sont choisis dans des prairies irrigués avec les eaux usées générées des agglomérations limitrophes de la ville de Sétif et déversées directement dans l'oued Boussellem (figure.1).

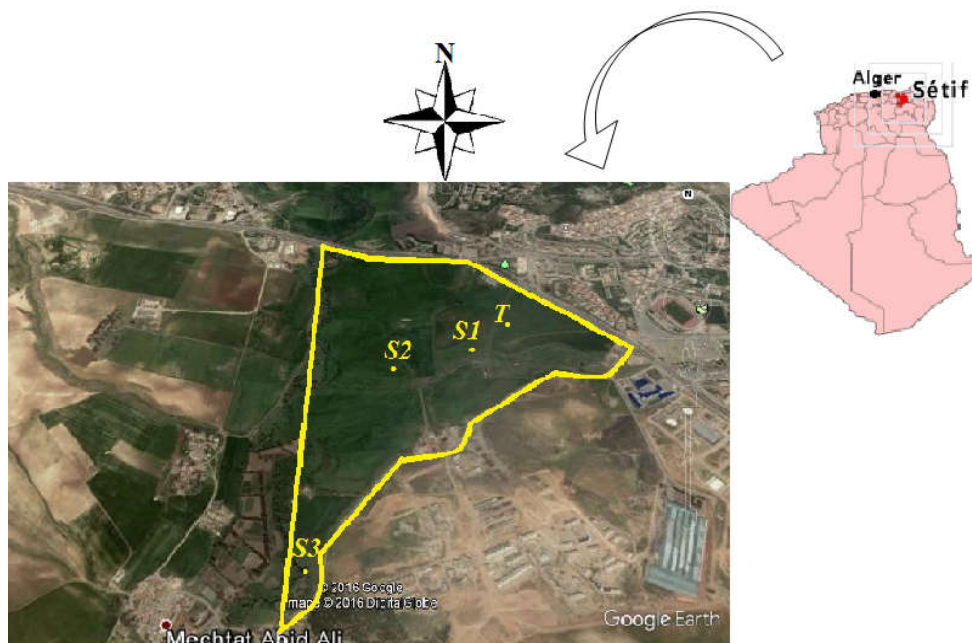


Fig.1. Image satellitaire des sites de prélèvement des échantillons de sol et turricules

(Source : Google Earth :16/04/2016)

Les échantillons des eaux sont prélevés, en Mars 2014, dans des bouteilles en polyéthylène de 1,5 litre au niveau des trois sites (3 répétitions par site) de l'amont vers l'aval du parcours des rejets urbains de la ville de Sétif.

Les prélèvements des sols (3 répétitions par site) sont effectués en Mars 2014 sur une profondeur de 7 à 20 cm, alors que ceux des turricules (3 répétitions par site) sont récupérés à la surface de sol au niveau des quatre sites, les échantillons sont mis immédiatement dans des sachets en plastiques numérotés, puis séchés, broyés et tamisés.

1.2. Méthodologie

Pour les eaux usées, la caractérisation physico-chimique a été faite en mesurant la température, le pH, la CE et l'O₂ dissous qui ont été réalisés sur place à l'aide d'un multi paramètres. Les MES ont été mesurés par centrifugation [16], les chlorures, les nitrates, l'ammonium, les sulfates, les phosphates, le calcium et le magnésium sont analysées selon les méthodes décrites par Rodier et al. [17], la mesure de la DBO₅ et de la DCO ont été effectuées à l'aide d'un DBO et DCO mètre respectivement et en fin le Na et K par spectrophotométrie à absorption atomique [17].

En ce qui concerne les sols et les turricules et pour bien apprécier le rôle des lombrics, nous

avons mesuré quelques paramètres qui sont: le pH effectué avec un pH mètre sur une suspension de terre fine avec un rapport sol/eau de 1/2,5, le carbone organique total (COT) dont le carbone de la matière organique est oxydé par le bicarbonate de potassium en milieu sulfurique jusqu'à dégagement du CO₂ l'excès de bichromate est titré par une solution de sel de Mohr en présence d'un indicateur: diphénylamine (méthode d'Anne décrite par [18]), la matière organique (MO) est déduite à partir du carbone organique total en appliquant la formule $MO = COT\% \times 1,724$, la mesure de l'azote kjeldahl total (N) est effectuée en deux étapes : la première est la digestion de l'échantillon dans l'acide sulfurique concentré à des températures élevées pour convertir l'azote minéral sous forme ammoniacal et la deuxième consiste à déterminer l'ammonium dans l'extrait par titration de NH₃ dégagé par la distillation à vapeur [18], l'extraction et le dosage des acides humiques (AH) et fulviques (AF) selon le schéma suivant.

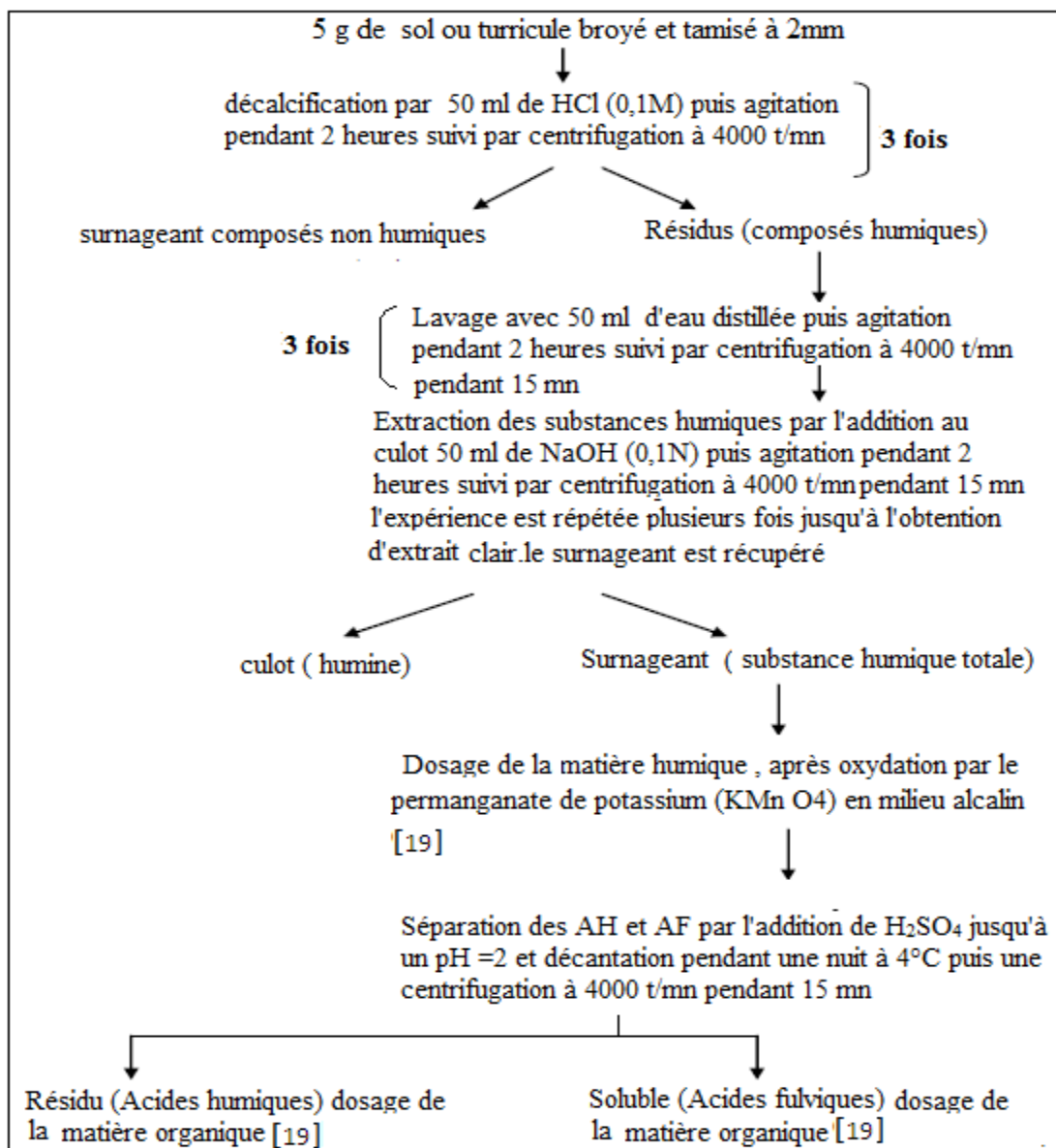


Fig.2. Schéma représentatif de l'extraction et dosage des acides humique et fulvique [19]

L'abondance lombricienne a été étudiée en utilisant la méthode de [20], suivi d'un tri manuel sur le volume d'action.

Pour valoriser nos résultats, nous avons mené une analyse statistique, il s'agit notamment de statistiques descriptives, l'analyse de variance (ANOVA), le test t de student ainsi une analyse en composantes principales en utilisant le logiciel statistique STATISTICA 08 et MNITAB 13.

2. RESULTATS ET DISCUSSION

2.1. Caractérisation physico-chimique des eaux

La qualité d'une eau est fonction des diverses substances qu'elle contient, de leurs quantités et des effets qu'elles peuvent avoir sur l'écosystème et sur l'être humain.

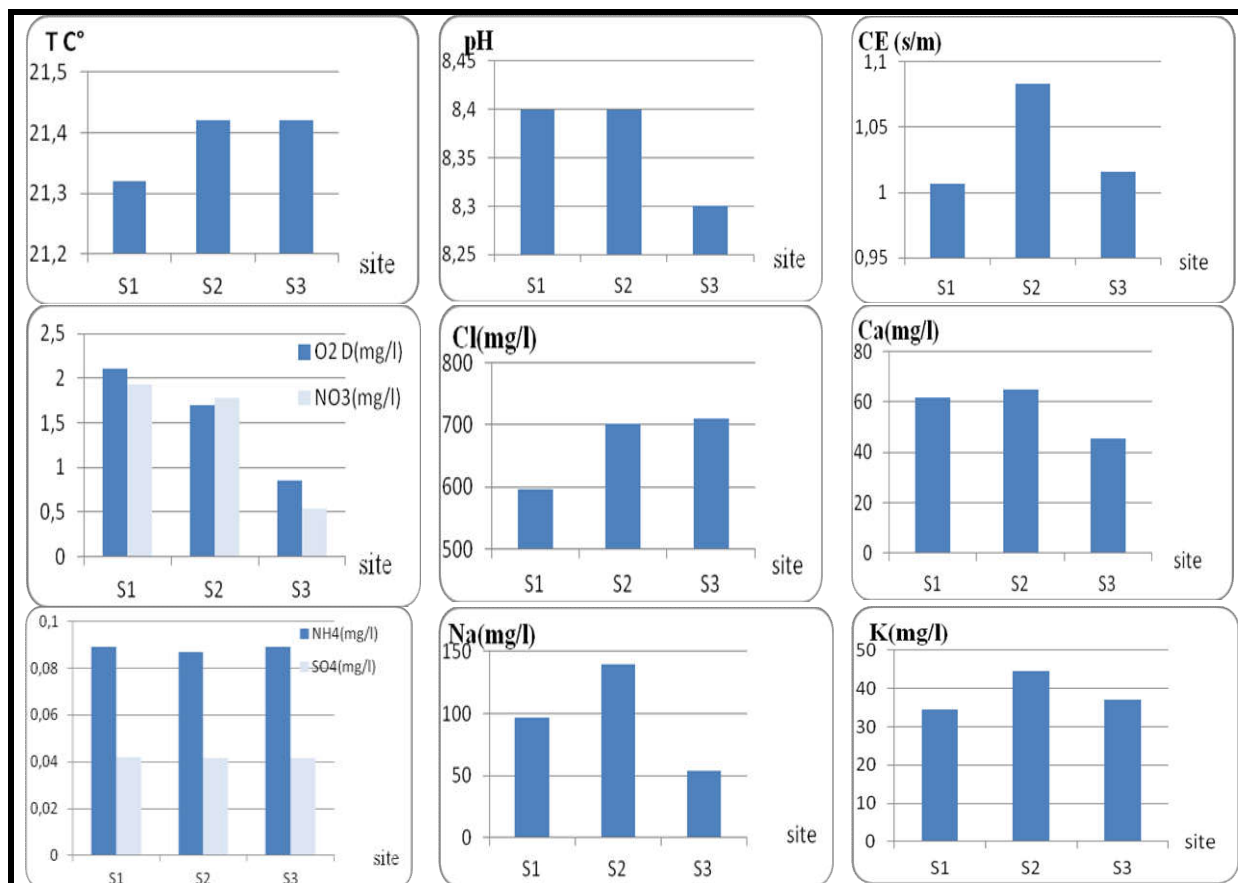
Les résultats de l'analyse physico-chimique des eaux usées utilisés pour l'irrigation des prairies naturelles Sétifiennes sont mentionnés dans la figure (2)

L'examen de la composition physico-chimique des effluents urbains montre qu'elles ont, pour certains paramètres, des concentrations variables pouvant atteindre et dépasser des valeurs limites des normes internationales (FAO) de réutilisation des eaux usées en agriculture. Ceci est valable pour la CE, les chlorures, les MES, la DBO5 et la DCO. Alors que pour d'autres paramètres (T (°C), pH, NO_3^- , NH_4^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , SO_4^{2-} et PO_4^{3-}), les teneurs sont inférieures ou égales aux normes (FAO).

Les valeurs de la température des effluents urbains se situent dans une gamme favorable à l'activité microbienne (< 30 °C). Ceci favorise le traitement biologique et l'auto-épuration des eaux usées [21] ainsi que le développement de la végétation [22]. Le pH des effluents urbains enregistre une légère diminution de l'amont vers l'aval, il varie de 8,4 à 8,3 et présente ainsi un caractère basique, ces valeurs ne dépassent pas la norme fixée par la FAO et adoptée par plusieurs pays du monde (6,5 à 8,4). En ce qui concerne la conductivité électrique (CE) les valeurs enregistrées sont presque identiques pour les trois sites et dépassent largement la limite supérieure des directives de la FAO (3,0 dS/m), au-dessus de laquelle les eaux sont classées dans la catégorie « sévère restriction à l'usage ».

Contrairement aux autres paramètres, la matière en suspension (MES) et les chlorures (Cl) ont une tendance à augmenter de l'amont vers l'aval, les valeurs de ces derniers oscillent entre 596,4 mg/l, valeur enregistrée en amont « S1 », et 710 mg/l, valeur notée en aval « S3 », cette augmentation peut être expliquée par l'apport des rejets domestiques des habitants riverains et la nature des terrains traversés [23]; [24], ces valeurs dépassent largement la limite supérieure autorisée par la FAO (10 meq/l ou 355 mg/l) et peuvent atteindre les 200% de la norme dans le troisième site « S3 », pour les matières en suspension nous enregistrons une légère augmentation en passant de 0,539 g/l en amont à 0,649 g/l en aval. Les valeurs de la demande biologique en oxygène (DBO5) et la demande chimique en oxygène (DCO) montrent une légère diminution de l'amont vers l'aval, ces valeurs oscillent entre 239 mg/l et 232 mg/l pour

la DBO5 et de 298,75 mg/l à 290 mg/l pour la DCO. En ce qui concerne les teneurs en nitrates, nous observons une diminution de l’amont vers l’aval, cette diminution passe de 1,93 mg/l, valeur enregistrée en amont, à 0,53 mg/l, valeur notée en aval, ces valeurs là sont largement inférieures à la norme fixée par [25] (5 à 30 mg/l). Les valeurs du sodium, calcium et magnésium des rejets urbain de la ville de Sétif restent dans les limites autorisées par la FAO (de 3 à 9 meq pour le sodium). A partir de ces trois paramètres (Na^+ , Ca^{2+} et Mg^{2+}), nous pouvons calculer le SAR (taux d'absorption du sodium) par la formule suivante: $SAR = [Na^+] / \sqrt{([Na^+] + [Mg^{2+}]) / 2}$, les valeurs obtenues en plus à la conductivité électrique nous ont permis de classer, selon le diagramme de Richards et Wilcox, les eaux des trois sites dans la catégorie C_3S_1 dont l’eau est de qualité moyenne, à utiliser avec précaution, admissible pour l’irrigation des cultures tolérantes au sel, sur des sols bien drainés et où l’évolution de salinité doit cependant être contrôlée.



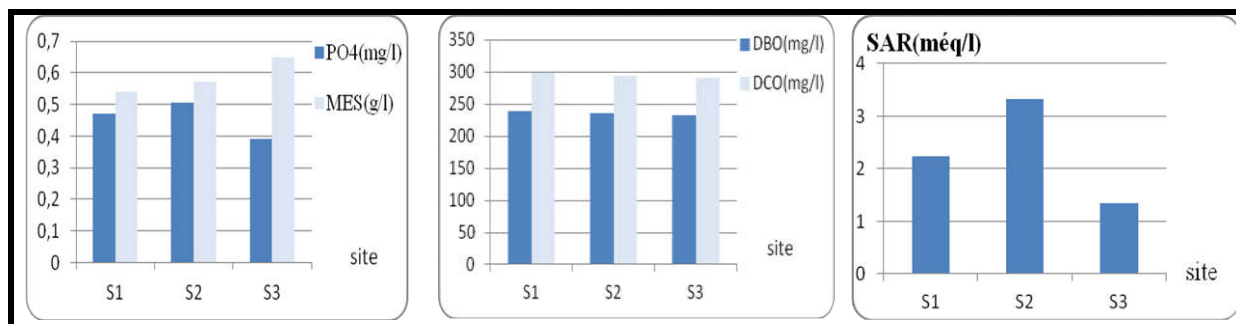


Fig.3. Résultats des analyses physico-chimiques des effluents urbains destinés à l'irrigation des trois sites (S1 : amont, S2 : Mi axe et S3 : aval)

2.2. L'abondance lombricienne

Selon [26], les lombriciens modifient les propriétés physico-chimiques du sol, favorisant ainsi l'activité microbiologique.

En vue d'apprécier l'abondance lombricienne nous avons comparé les trois sites S1, S2 et S3 irrigués par les effluents de la ville de Sétif à un témoin qui reçoit seulement les eaux pluviales. Les résultats de cette comparaison sont représentés dans le tableau 1 suivant :

Tableau 1. Abondance lombricienne dans les sols des prairies irriguées avec les effluents urbains et le sol témoin

Site	Adulte	Juvenile	Nombre total	Augmentation en % par rapport au témoin
S1	38	15	53	165
S2	33	11	44	120
S3	34	10	44	120
T	10	10	20	-

Les lombriciens sont plus abondants dans le site S1 que les deux autres sites. Cette abondance arrive à 165% par rapport au témoin, les deux autres sites S2 et S3 présentent le même nombre de vers de terre et donnent une augmentation de 120% que le sol témoin. Cela révèle le rôle de l'irrigation par les eaux usées dans l'abondance lombricienne. La richesse des eaux usées en matières organiques et particulaire a favorisé l'abondance lombricienne dans les prairies [14]. Selon [27], les boues ne semblent pas avoir d'effet toxique direct ou indirect sur les lombriciens. De point de vu stade de développement des lombriciens, les sites exposés aux effluents urbains se caractérisent par des nombres de vers de terre adultes supérieurs que les juvéniles, alors que le site témoin représente le même nombre pour les deux stades.

Pour les quatre sites nous avons dénombré identifié ; en utilisant la clé de Bouché [28] trois espèces de vers de terre appartenant à deux familles: Acanthodrilidae (*Microscolex phosphoreus* : espèce endogée) et Lumbrucidae (*Allolobophora caliginosa* : espèce endogée et *Octodrilus lissaensis* : espèce anécique).

2.3. Effet des effluents urbains sur les sols des prairies

Pour appréhender l'impact potentiel de l'irrigation avec les effluents urbains de la ville de Sétif sur les caractéristiques des sols des prairies pré urbaines, nous avons soumis les résultats des différents paramètres étudiés à une analyse de la variance (ANOVA), après avoir vérifié les conditions d'application de ce test et nous avons abouti au tableau suivant :

Tableau 2. Carré moyen de l'analyse de variance des paramètres mesurés

	ddl	pH	C(%)	MO(%)	NKT(%)	AF(g/Kg)	AH(g/Kg)
effet site	3	0,00984 ^{ns}	19,73**	58,76**	0,09686**	0,0615*	0,2036 ^{ns}
Erreur	8	0,00305	2,01	5,98	0,00533	0,0106	0,0520

ns,* et ** : effet non significatif, significatif et hautement significatif respectivement

C : carbone total, MO : matière organique, NKT : azote kajeldahl totale, AF et AH : acides fulviques et humique respectivement

A partir du tableau (1) nous pouvons apprécier que l'irrigation avec les eaux usées montre un effet significatif à hautement significatif pour l'ensemble des paramètres étudiés sauf pour le pH et les acides Humiques qui ont un effet non significatif.

Les valeurs moyennes du pH des sols étudiés varient entre 7,83 pour le site 2 et 7,97 pour le site témoin (figure 3). Nous enregistrons ainsi une faible diminution de pH des sites irrigués avec les effluents urbains par rapport au site témoin (non irrigué), rappelant que cette diminution n'est pas significative de point de vue statistique. Plusieurs chercheurs mentionnent que le pH du sol irrigué avec les eaux usées décroît suite à l'oxydation des composés organiques et la nitrification de l'ammonium [29] ; [30] ; [31]. Des résultats similaires ont été aussi rapportés par [32]. Selon [33], un pH de sol légèrement basique empêche modérément la minéralisation et la dissolution des nutriments pour les rendre disponibles aux racines des plantes.

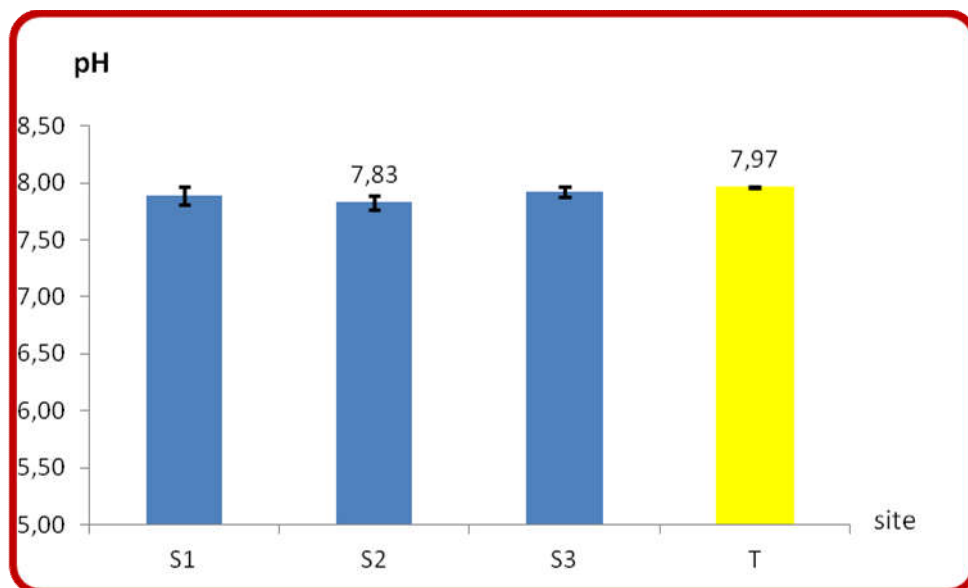


Fig.4. Variation du pH des sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au site témoin

En ce qui concerne la matière organique, l'analyse de la variance a révélé un effet irrigation par les eaux usées hautement significatif, ce qui a été traduit pratiquement par la comparaison des moyennes, où nous avons enregistré des augmentations de la teneur du matière organique dans les trois sites, ces augmentations par rapport au site témoin, passent de plus de six fois pour les site S1 et S2 à presque huit fois plus pour le site S3 aval (Figure 4). Cet effet est le résultat de la teneur élevée des eaux usées utilisées comme substrat d'irrigation en composés organiques (valeurs élevées de la DBO et la DCO des effluents urbains) ce qu'a été approuvé par plusieurs auteurs comme [34], [29] et par [35].

Selon [36] et [37] les sols soumis à l'irrigation avec les eaux usées traitées ou brutes se distinguent par une amélioration du taux de MO, ce qui affecte l'agrégation du sol, les réserves en minéraux et leur disponibilité ainsi que l'activité biologique.

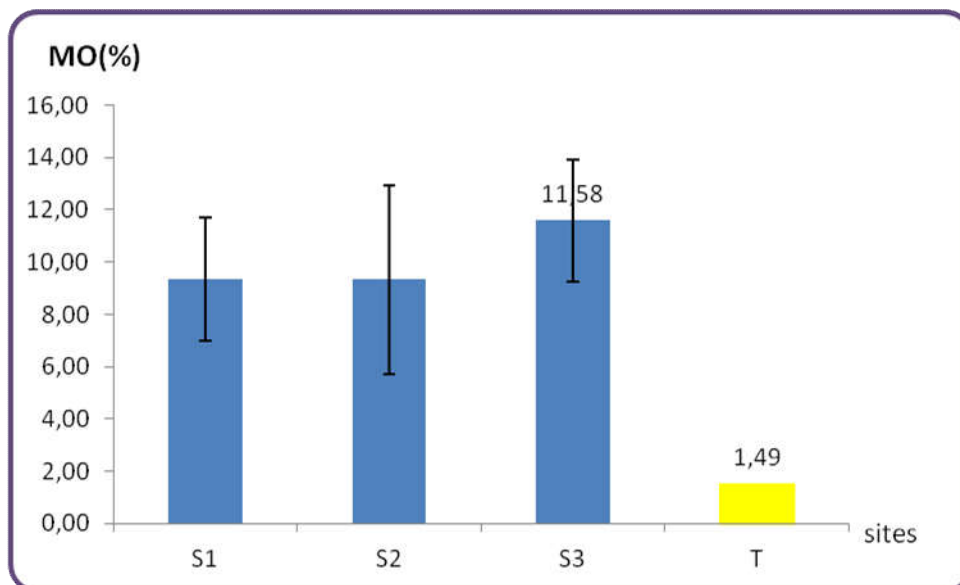


Fig.5. L'effet moyen de l'irrigation avec les effluents urbains sur la matière organique

Les valeurs moyennes de l'azote total kjeldahl (NKT) des sites étudiés oscillent entre 0,20%, valeur observée pour le site témoin, et 0,63%, valeur moyenne du site S3, enregistrant ainsi une augmentation de trois fois plus que la valeur du site témoin, ce qui révèle un effet significatif de l'irrigation avec les effluents urbains sur la teneur en azote des sols irrigués (fig. 5). Nos résultats sont similaires à ceux rapportés par [38], [39], [40] et [35].

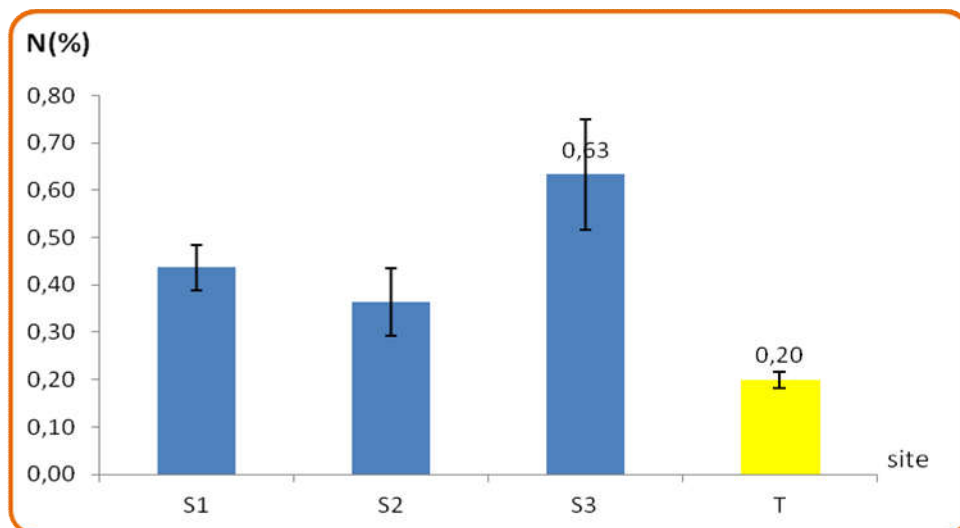


Fig.6. La variabilité de l'azote Total dans les sites irrigués avec des effluents urbains par rapport au témoin

Les teneurs de la matière organique et de l'azote sont fortement corrélées ($r = 0,806$), ce qui suppose qu'elles ont la même source (eau usée).

La nette différence entre la concentration en carbone total du sol témoin et les sols des prairies irrigués par les effluents urbains est aussi illustrée par les teneurs en acides fulviques et humiques largement différentes (Tableau 2). Nous trouvons, en effet, dans le site S3 (point d'aval) 0,38 % d'acide fulvique et 0,54 % d'acide humique soit plus de 3 et 7 fois des valeurs enregistrées au niveau du sol témoin, alors que le site S1 (point d'amont) enregistre la valeur la plus élevée des acides fulviques, qui est de 0,42% et 0,25% des acides humiques soit 3,5 fois plus que celles mesurées au niveau du sol témoin, nous remarquons également une teneur élevée des acides humiques pour le site S2 (Mi) (Tableau 2).

Tableau 3. Teneurs (%) des sols en acides fulviques et humiques et l'indice d'humification (IH)

Site	C (%)	AF (%)	AH (%)	IH= AH/AF
S1(amont)	5,42	0,42	0,25	0,61
S2 (mi)	5,42	0,18	0,63	3,45
S3 (aval)	6,72	0,38	0,54	1,44
T	0,87	0,12	0,07	0,55

La proportion des acides fulviques est supérieure à celle des acides humiques dans les deux sites S1 et T soit dans la moitié des échantillons situés tous dans l'amont du site d'étude, les deux autres sites représentent des teneurs plus élevées des acides humiques. Cette répartition permet de constater qu'il y a plus d'acides humiques dans les points à forte teneur en matière organique cela concorde avec les résultats de [41].

L'indice de maturité de la matière organique humifiée exprimé par le rapport : Acides humiques/Acides fulviques, indique une faible maturité si sa valeur est inférieure à 1 et une forte maturité s'il est supérieur à 1,3 [42]. Les sites S2 et S3 se caractérisent par des matières organiques à haut niveau de maturité, alors que les autres sites sont à faible niveau de maturité.

2.4. Impact de l'activité lombricienne sur la qualité des sols irrigués avec les effluents urbains

Les vers de terre sont capables d'ingérer de grandes quantités de terre. Ainsi, un individu peut consommer jusqu'à 35 fois son propre poids de terre [43], ce sol ingéré est expulsé par la suite sous forme de turricule dans ou à la surface de sol. Pour bien éclairer l'effet des lombrics

sur la composition chimique de sol nous avons choisi les turricules pour les comparer avec le sol environnant. Les résultats du test t pour les paramètres étudiés sont donnés dans le tableau (4).

Tableau 4. L'effet moyen des lombrics sur quelques paramètres de sol

Paramètres	pH		C(%)		MO(%)		NKT(%)		AF(%)		AH(%)	
	sol	tur	Sol	tur	sol	tur	Sol	tur	sol	tur	sol	tur
Moy	7,88	7,07	5,85	10,21	10,09	17,61	0,48	0,76	0,33	1,30	0,48	1,67
Moy Tur-Moy Sol	-0,81		4,36		7,52		0,29		0,97		1,19	
Valeur de t	23,57		-3,90		-3,90		-4,62		-6,70		-9,08	
Probabilité	0,000		0,002		0,002		0,001		0,000		0,000	
Aug/T Sol(%)	-10,26		74,57		74,56		59,74		299,45		250,06	

Moy : moyenne, Tur : turricule,

Aug/T Sol(%) : augmentation par rapport à la teneur du sol (%)=[(Moy Tur-Moy Sol)/ Moy sol]x100

Les différences entre les moyennes des turricules et celles des sols sont hautement à très hautement significatives pour l'ensemble des variables mesurées. Le pH des turricules est inférieur à celui du sol, cela révèle l'effet neutralisant exercé par les lombrics sur le sol tout en passant d'un milieu faiblement alcalin à un milieu neutre. Cet effet est observé dans les trois sites (figure 6). [44] rappelle que les vers de terre stabilisent le pH du sol. Les teneurs moyennes en Carbone organique total et en Azote Kjeldahl Total sont significativement plus élevées dans les turricules que dans le sol environnant (tableau 4). De nombreux auteurs [45] ; [12] ; [11] ; [46] ; [47] ; [26] ont observés une augmentation des concentrations du carbone total dans les turricules. Les teneurs de C et de N dans les déjections peuvent être, selon [12] de 1,5 à 2,0 fois et selon [26] de 2 à 3 fois supérieures à celles du sol environnant. Dans notre étude les teneurs de carbone et d'azote des turricules sont de 1,75 et 1,60 fois supérieures à celles mesurées pour le sol environnant. Les augmentations de la matière organique des turricules par rapport au sol environnant passent de 0,08 % dans le site S3 à 14,57 % dans le site S1 (figure 7). Ces augmentations oscillent, pour l'azote entre 0,027%, valeur enregistrée dans le site S3 et 0,491%, valeur marquée dans le site S2. Cet enrichissement en C et N des microsites, illustré par de nombreux auteurs, serait du à l'ingestion préférentielle des particules organiques par les vers [12] ; [48]. En ce qui concerne les acides fulvique et

humique, nous constatons que les turricules révèlent des teneurs plus importantes que celles des sols. Les différences en entre les moyennes des turricules et celles du sol sont de l'ordre de 0,97% et 1,19% pour les acides fulviques et humiques respectivement, ce qui donne une augmentation moyenne presque de 300%, pour les acides fulviques et 250%, pour les acides humiques. De point de vue site, nous remarquons que dans le site S1, les turricules contiennent de l'acide fulvique 2,5 fois plus que le sol environnant, cette valeur arrive à 8,5 fois dans le site S2, pour les acides humiques, les turricules sont plus chargées que le sol environnant de 2,5 fois pour le site S2 à 8,5 fois pour le site S1 (figure 9). L'activité biologique élevée favorise probablement la formation des substances humiques condensées solubles dans l'extrait alcalin avec une plus grande stabilité [49].

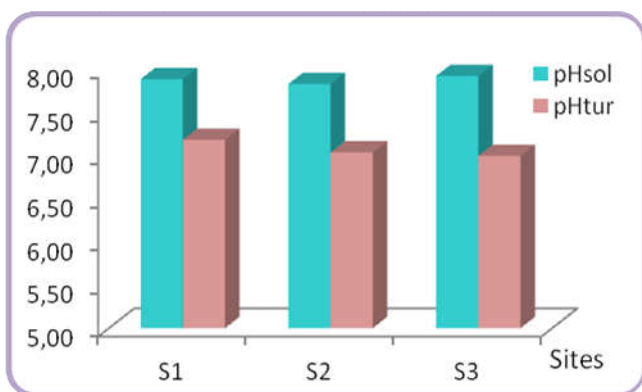


Fig.7. Comparaison entre le pH de sol et celui de turricule

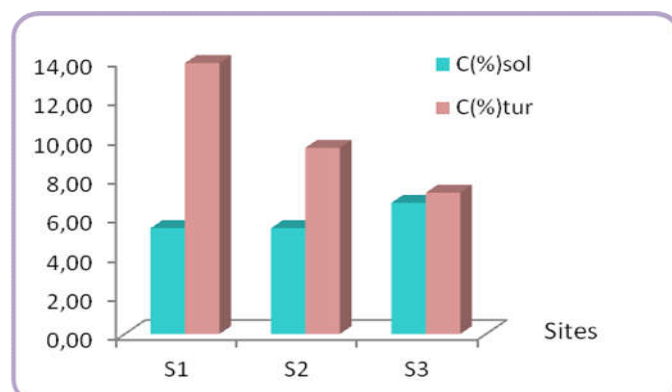


Fig.8. effet moyen des lombrics sur le carbone et la matière organique de sol

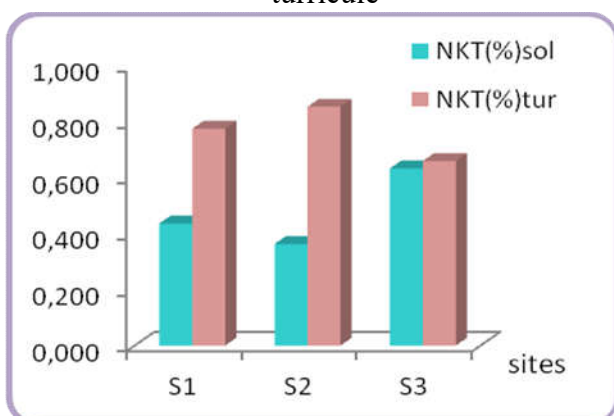


Fig.9. Comparaison entre l'azote kjeldahl total de sol et celui de turricule

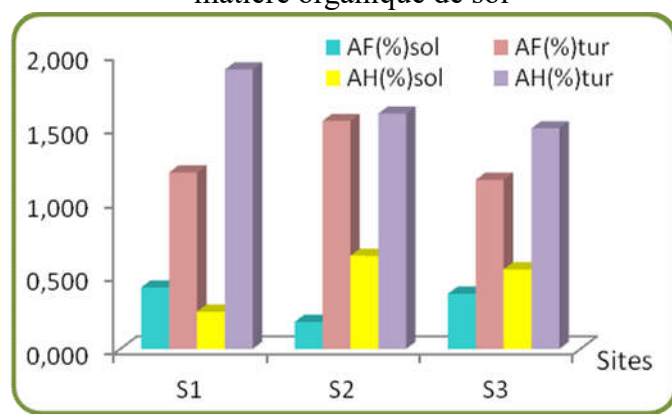


Fig.10. effet moyen des lombrics sur les acides humiques et fulviques de sol

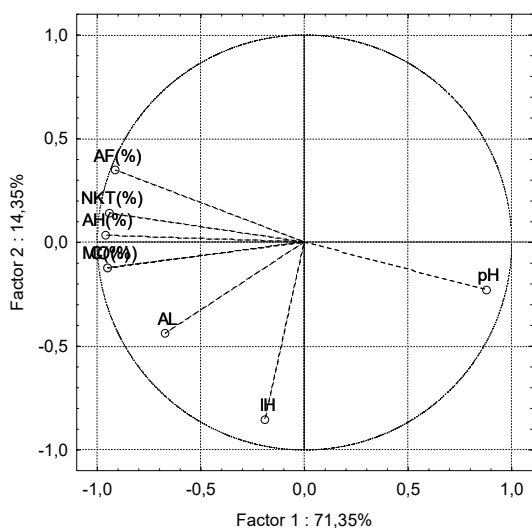
Pour l'indice d'humification la différence des moyennes entre le sol et les turricules n'est pas significative (P= 0,708).

2.5. Liaisons inter-caractères

L'étude des corrélations entre les différentes paires de caractères est menée pour identifier les caractères qui évoluent dans le même sens et ceux qui s'opposent. Parmi les liaisons les plus intéressantes, nous pouvons citer les corrélations négatives du pH avec l'azote ($r=-0,800$), l'acide fulvique ($r=-0,955$) et l'acide humique ($r=-0,940$), les corrélations positives de la matière organique avec les mêmes variables ($r_{MO \times NKT}=0,875$; $r_{MO \times AF}=0,771$ et $r_{MO \times AH}=0,885$), la corrélation positive entre l'azote et l'acide humique ($r=0,867$) et celle entre les acides humique et fulvique ($r=0,917$).

La recherche de liaisons est étudiée grâce à l'analyse en composante principale ACP, les deux premiers axes détiennent respectivement 71,35 % et 14,35 % d'information. L'axe 1 de l'ACP intègre l'information apportée par les paramètres : matière organique, azote kjeldal total, les acides humiques et fulviques et l'abondance lombricienne d'une part et d'autre part, le pH. Ce dernier paramètre qui est positivement corrélé à l'axe 1 s'oppose aux autres paramètres tout le long de cet axe et qui lui sont négativement corrélés. Alors que l'indice d'humification est négativement lié à l'axe 2 de l'ACP (figure.10).

Projection of the variables on the factor-plane (1 x 2)



○ Active

Fig.11. projection des paramètres mesurés sur le plan (1,2) de l'analyse en composantes principales

Projection of the cases on the factor-plane (1 x 2)
Cases with sum of cosine square >= 0,00

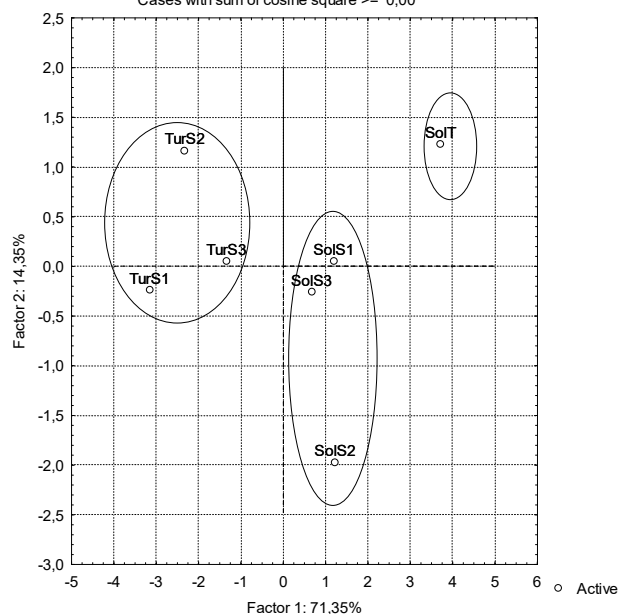


Fig.12. projection des individus mesurés sur le plan (1,2) de l'analyse en composantes principales

La distribution des individus nous a permis d'élaborer 3 groupes, le groupe 1 formé par les turricules des trois sites est négativement corrélé à l'axe 1 et le groupe 2 formé par le sol témoin est positivement corrélé au même axe, ces deux groupes s'opposent tout le long de cet axe, et enfin le groupe 3 formé par les sols irrigués par les effluents urbains de la ville de Sétif qu'est négativement corrélé à l'axe 2 de l'ACP (figure 11).

L'ACP a montré l'effet significatif des lombrics sur la concentration et la redistribution des éléments nutritifs, où nous avons remarqué que les turricules contiennent plus de matière organique, d'acides humique et fulviques et d'azote que les sol irrigués par les eaux usées et beaucoup plus que le sol témoin, ce dernier se caractérise par un pH élevé. L'effet de l'irrigation par les effluents urbains, sur les paramètres mesurés, est bien clair au niveau des trois sites comparativement au témoin.

3. CONCLUSION

Notre étude a été menée dans le but d'apprécier l'effet des lombrics sur la qualité physicochimique et biologique d'un sol irrigué par les effluents urbains. Les résultats d'analyse des eaux usées de la ville Sétif montrent une pollution organique et particulaire assez élevée. Cette charge organique a favorisé l'abondance lombricienne au niveau des sols irrigués par les effluents, où elle peut atteindre plus de 2,5 fois que celle du sol témoin. La plupart des paramètres du sol sont significativement affectées par l'irrigation aux effluents urbains et le sol s'est amélioré en fertilité. L'effet de l'activité lombricienne est étudié en comparant les turricules aux sols environnants. Les teneurs des turricules en éléments chimiques sont supérieures, significativement, à celles obtenues dans le sol.

4. RÉFÉRENCES

- [1] Filip G.M., Fitzgerald S.A. & Ganio LM. Precommercial thinning in a ponderosa pine stand affected by *Armillaria* root disease in central Oregon: 30 years of growth and mortality. *West.J. Appl. For.* 1999, 14(3):144-148.
- [2] OMS. Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excréta et des eaux ménagères, volume II : *Utilisation des eaux usées en agriculture* Éditions de l'OMS, Organisation mondiale de la Santé, Genève 27 (Suisse)., 2012, p 225.

-
- [3] MRE. Le secteur de l'eau en Algérie. Ministère des Ressources en Eau, Algérie, 2003.
- [4] Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P., Ineson, P., Heal, O.W., Ghillion, S. 1997. Soil function in a changing world: The role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.* 33, 159–193.
- [5] Shuster W.D., Subler S. & McCoy E.L. 2001. Deep-burrowing earthworm additions changed the distribution of soil organic carbon in a chisel-tilled soil. *Soil Biol. and Biochem.* 33 : 983-996. doi: 10.1016/S0038-0717(01)00002-5
- [6] Tiunov A.V. & Scheu S. 1999. Microbial biomass, biovolume and respiration in *Lumbricus terrestris* casts material of different age. *Soil Biol. Biochem.* 32(2) :265 :275. doi: 10.1016/S0038-0717(99)00165-0
- [7] Parkin T.B. & Berry E.C. 1999. Microbial nitrogen transformations in earthworm burrows. *Soil Biol. Biochem.* 31(13) : 1765-1771. doi: 10.1016/S0038-0717(99)00085-1
- [8] Capowiez, Y., Cadoux, S., Bouchant, P., Ruy, S., Roger-Estrade, J., Richard, G. and Boizard, H., 2009. The effect of tillage type and cropping system on earthworm communities, macroporosity and water infiltration. *Soil Tillage Res.*, 105(2): 209-216. doi: 10.1016/J.still.2009.09.002.
- [9] Shipitalo M.J., Edwards W.M., Redmond C.E. Comparison of water movement and quality in earthworm burrows and pan lysimeters. *J. Environ. Qual.*, 1994, 23:1345-1351.
- [10] Asshoff R., Scheu S. and Eisenhauer N. 2009. Different earthworm ecological groups interactively impact seedling establishment. *European Journal of Soil Biology*, 46:330-334.
- [11] Binet F. Dynamique des peuplements et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés. Thèse doctorat Université, Rennes I., 1993, 299 p.
- [12] Lee K.E. Earthworms. Their Ecology and relationship with soils and land use. Academic Press, Sydney, 1985 , 411 p.
- [13] Le Bayon C. Influence des activités des lombriciennes sur la dynamique (disponibilité, transfert) du phosphore en sols tempérés. Thèse de doctorat, Université de Rennes 1.,1999, 133 p.

-
- [14] Ababsa, N. Identification et quantification in situ des interactions entre la diversité faunique et la macro prairies naturelles irriguées à l'eau usée. fonctionnement hydrique du sol. Thèse de doctorat. Université de Sétif. 2016. 129 p.
- [15] Ababsa N., Kribaa M., Addad D., Tamrabet L and Baha M. 2016. Does earthworms density really modify soil's hydrodynamic properties in irrigated systems with recycled water. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 8(2), 627-638. doi:10.4314/jfas.v8i2.29
- [16] Rejsek, F. Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques. Scérén TEC & DOC. CRDP Aquitaine., 2002. 358 p.
- [17] Rodier, J., Bernard, L., Nicole, M., et coll. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles. Résiduaires. Eau de mer. 9ème édition. Dunod. Paris, 2009, 1526p.
- [18] Aubert G. Méthodes d'analyses des sols. CRDP Marseille, 1978, 191 p.
- [19] Chaminade R. Les formes de phosphore dans le sol. Nature et rôle des complexes phospho-humiques. *Ann. Agron*, XIV, ,1944, 1-52.
- [20] Raw F. Estimating earthworm population by using formaline. *Nature*, 1959,184, 1661-1662.
- [21] Mara D.D. Sewage treatment in hot climate. Editions John Wiley & Sons, New York. 1980.
- [22] Marschner H. Mineral nutrition of higher plants. 2nd edition. Academic press, 1995.
- [23] Rodier J. Analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. Edition Dunod, Paris., 1996, 1384 p.
- [24] Bermond R. et Vuichard R. Paramètres de la qualité des eaux. Ministère de la protection de la nature et de l'environnement. SPEPE, Paris., 1973, 179 p.
- [25] FAO. L'irrigation avec des eaux usées traitées : Manuel d'utilisation. 2003, p 73
- [26] Lavelle P. 1997. Faunal activities and soil processes: adaptative strategies that determine ecosystem function. *Advances in ecological soil research*. 27: 93-132.
Doi : 10.1016/S0065-2504(08)60007-0
- [27] Ablain F. Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issus de boue de station d'épuration dans un sol agricole. Thèse Doc. Ecole

doctorale Vie-Agro-Santé. U.F.R Sciences de la vie et de l'environnement. Univ. Renne France., 2002, p 148.

[28] Bouché, M.B. Lombriciens de France, écologie et systématiques. INRA, Paris. 1972. 671 p.

[29] Mohammad, M.J. & Mazahreh, N. 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Soil Sci. Plant Anal.* 34(9&10):1281-1294. doi:10.1081/CSS-120020444.

[30] Vazquez Montiel, O., Horan, N.J. and Mara, D.D. Management of domestic wastewater for reuse in irrigation. *Water Sci. Technol.*, 1996, 33(10-11) 355-365.

[31] Hayes, A.R., Mancino, C.F. and Pepper, I.L. 1990. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent. I. Soil and leachate water quality. *Agron. J.* 82:939-943. doi:10.2134/agronj1990.00021962008200050021x

[32] Alhands, M.N., Allick, S.A., Overman, A.R., Leseman, W.G. and Vidak, W. 1995. Municipal water use at Tallahassee, Florida. *Trans. ASAE* 38(2):411-418. doi:10.13031/2013.27847.

[33] Benlkhoubi N, Saber S, Lebkiri A, Rifi El and Fahime El. 2016. Evaluation of physico-chemical parameters of agricultural soils irrigated by the waters of the hydrolic basin of Sebou river and their influences on the transfer of trace elements into sugar crops (the case of sugar cane). *J.Fundam. Appl. Sci.* 8(2), 438-451. doi.org/10.4314/jfas

[34] Mancino, C.F. and Pepper, I.L. Irrigation of turfgrass with secondary sewage effluent: Soil quality. *Agron. J.*, 1992, 84(4):650-654.

doi:10.2134/agronj1990.00021962008400040023x

[35] Tamrabet L. Contribution à l'étude de la valorisation des eaux usées en maraichage. Thèse doc. Univ. Batna., 2011, 146 p.

[36] Hillel, D. Environmental soil physics: fundamentals, applications and environmental considerations. Academic Press, 1998, 801 p.

[37] Sparks, L.D. Environmental soil chemistry. Academic Press, 2nd Edition, 2003, 367p.

[38] Reddy, K. R., And, W. H. & Patrick, Jr. Losses of applied $^{15}\text{NH}_4\text{-N}$, urea ^{15}N , and organic N in flooded soils. *Soil Sci.* , 1980, 130: 326-330.

-
- [39] Liu, HY., Badarinarayana, V., Audino, D.C., Rappsilber, J., Mann, M. & Denis C.L. The NOT proteins are part of the CCR4 transcriptional complex and affect gene expression both positively and negatively. *EMBO J*, 1989, 17(4):1096-106.
- [40] Midrar, U.H., Khattak, R.A., Puno, H.Kh. & Saleem-Saif, M. 2004. NPK status in effluent irrigated soils of some selected sites of NWFP. *Int. J. Agric. Biol.* 6(2): 264-267.
- [41] Ben Hassine, H., Karbout, N., Kridane, K., Sanaa, M. & Jedidi, N. 2012. Caractérisation des fractions colloïdales minérales et organiques des horizons superficiels des sols d'une toposéquence en zone semi-aride de la Tunisie. *Etude et gestion des sols*, 19, 2 : 105-118.
- [42] Francou S. 2003. Stabilisation de la matière organique au cours du compostage des déchets urbains : influence de la nature des déchets et du procédé de compostage - Recherche d'indicateurs pertinents. Thèse INAPG, 288 p.
- [43] Lavelle P. Les vers de terre de la savane de Lamto (Cote d'Ivoire) : Peuplements, Populations et Fonctions dans l'écosystème. Publication du Laboratoire de Zoologie, 1978, 12 : 1 - 310.
- [44] Poupeau J. M. 2008. Fertilisation. L'extraordinaire pouvoir des vers de terre. *Biofil.* N° 56, 36-38.
- [45] Rafidison G.Z. Rôle de la faune dans l'humification : transformations des feuilles de hêtre par un ver anécique (*Nicodrilus velox*). Thèse de 3ème cycle en Agro-Eco-Pédologie, Nancy I, 1982.
- [46] Doube B.M., Davoren C.W., Hindell R., Long N. & Cass A. Surface cast production by the earthworm *Aporrectodea trapezoides* and the influence of organic matter on cast structural stability. In C.E. Pankhurst (Ed.), *Colloquium Soil Biota: Management in sustainable farming systems*, CSIRO, Australia. 1994 .
- [47] Jégou D. Rôle fonctionnel de quatre espèces lombriciennes dans la structuration du sol et dans les transferts de carbone. Thèse d'Université, Rennes I., 1998, 152p.
- [48] Chapuis-Lardy L., Brossard M., Lavelle P., Schouller E. Phosphorus transformations in a ferralsol through ingestion by *Pontoscolex corethrurus*, a geophagous earthworm. *European Journal of Soil Biology.*, 1998, 34, 61-67. doi:10.1016/S1164-5563(99)90002-X

[49] Orlov D.S. Publishing House of the Moscow State University, Moscow (in Russian). , 1990.

How to cite this article: Addad D., Kribaa M., Ababsa N., Tamrabet L., Hafidi M., El Fels L. and Benmahammed A. Impact of earthworm activity on the chemical fertility of irrigated soil with urban effluents. *J. Fundam. Appl. Sci.*, 2017, *9(3)*, 1320-1341.

تعد إعادة استخدام النفايات السائلة الحضرية لري تربة المروج قرب الحضري في منطقة سطيف (شمال شرق الجزائر) ممارسة قديمة وواسعة الانتشار. وفي هذا السياق، أجريت دراستنا لتقييم التأثير المزدوج لديدان الأرض والمياه العادمة على إعادة توزيع بعض خصائص التربة وخاصة العناصر النادرة المعدنية. أظهر تحليل النفايات السائلة وجود تلوث العضوي وجزئي كبير مع تركيز مرتفع للرصاص والنحاس. وقد عزز التلوث العضوي وفرة دود الأرض وزاد من محتوى التربة المسقية من العناصر المغذية. كشفت تحاليل التربة عن عدم وجود تلوث ناتج عن المعادن الثقيلة المقاسة و أسفرت هذه التحاليل عن وجود تراكم العناصر الغذائية والمعادن النادرة المعدنية في الطبقة السطحية للتربة مع نفاذية محدودة جدا لهذه العناصر في العمق. كشفت تحاليل فضلات الديدان عن دور هذه الأخيرة في الحفاظ على الاستقرار الهيكلي للتربة من خلال محتواها الكبير من المواد العضوية والعناصر الدبالية وفي التوافر البيولوجي للمواد المغذية على مستوى التربة المسقية بالنسبة للعناصر النادرة المعدنية نسجل فقط تراكما للألمنيوم في فضلات الديدان. تظهر أنسجة ديدان الأرض امتصاصا ملحوظا للعناصر النادرة المعدنية، مما يدل على دورها كمؤشر حيوي للتلوث التربة بالمعادن الثقيلة.

الكلمات المفتاحية: المروج الطبيعية، النفايات السائلة الحضرية، وفرة دود الأرض، فضلات الديدان، المواد العضوية، العناصر النادرة المعدنية

Résumé

La réutilisation des effluents urbains pour irriguer les sols de la prairie pré urbaine de la région de Sétif (Nord-est de l'Algérie) est une pratique ancienne et très répandue. Dans ce contexte notre étude a été menée pour évaluer le double effet des lombrics et des eaux usées sur la redistribution de quelques caractéristiques du sol et spécialement les ETM. L'analyse des effluents a montré l'existence d'une pollution organique et particulaire importante ainsi que par le plomb et le cuivre. La pollution organique a favorisé l'abondance lombricienne et a augmenté la charge des sols irrigués en éléments nutritifs. Les analyses de sol ont révélé l'absence d'une contamination par les métaux lourds étudiés ainsi que l'existence d'une accumulation des éléments nutritifs et les ETM dans la couche de surface de sol ainsi qu'un transfert très limité de ces derniers en profondeur. Les analyses des turricules ont révélé le rôle des lombrics dans le maintien de la stabilité structurale de sol par la teneur considérable de leurs déjections en matière organique et substances humiques ainsi que dans la biodisponibilité des éléments nutritifs au niveau des sols irrigués. Pour les ETM seul l'aluminium s'accumule dans les turricules. Les tissus des vers de terre détiennent une assimilation remarquable des ETM, ce qui indique le rôle bio-indicateur de la contamination des sols par les ETM.

Mots clé : Prairie naturelle, effluents urbains, l'abondance lombricienne, turricules, matière organique, ETM.

Abstract

The reuse of urban effluents to irrigate grassland soils of next urban of the region of Setif (northeast of Algeria) is an old and widespread practice. In this context, our study was conducted to evaluate the multiple influences of earthworms and wastewater on the redistribution of some soil characteristics and especially the MTEs. Effluent analysis showed significant organic and particulate pollution as well as lead and copper. Organic pollution has favored earthworm abundance and increased the load of nutrient-irrigated soils. Soil analyzes revealed the absence of heavy metal contamination under study as well as the existence of nutrient accumulation and MTEs in the soil surface layer and a very limited transfer of soil nutrients in depth. The analyzes of earthworm excretions revealed his role of in maintaining soil structural stability by the considerable content of their excreta in organic matter and humic substances and in the bioavailability of nutrients in irrigated soils. For MTEs only aluminum accumulates by earthworm wastes. The tissues of earthworms have a remarkable absorption of MTEs, indicating the bio-indicator role of soil contamination by MTEs.

Key words: natural meadow, urban effluents, earthworm abundance, earthworm excretions, organic matter, MTE