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 ECOLOGIE ET BIOLOGIE VEGETALE

N°...../SNV/**2016**

THÈSE

Présentée par

ABABSA Nawal

Pour l'obtention du diplôme de

DOCTORAT EN SCIENCES

Filière: BIOLOGIE

Spécialité: ECOLOGIE

THÈME

Identification et quantification in situ des interactions entre la diversité faunique et la macro-bioporosité dans le contexte des prairies naturelles irriguées à l'eau usée. Influence sur le fonctionnement hydrique du sol

Soutenue publiquement le 13/10/**2016**

DEVANT LE JURY

Président	**BOUZERZOUR Hamenna**	**Pr. UFA Sétif 1**
Directeur	**KRIBAA Mohamed**	**Pr. Univ. O.E.B**
Examinateurs	**KHIARI Abdelkader**	**Pr. Univ. O.E.B**
	ROUAG Noureddine	**Dr. UFA Sétif 1**
	BENSACI Ettayib	**Dr. Univ. M'sila**

Laboratoire :Ressources Naturelles et Aménagement des Milieux Sensibles

Remerciements

الحمد لله حمدا كثيرا مباركا فيه كما ينبغي لجلال وجهه و عظيم سلطانه

Au terme de ce travail, il me semble très difficile d'exprimer et de témoigner sur ces lignes ma gratitude et ma reconnaissance à toutes les personnes qui ont participé au bon déroulement et à l'aboutissement de mon travail de thèse. Voici une liste de ces personnes en sachant qu'il en existe d'autres qui restent cachés derrière chaque mot de ce manuscrit.

Je remercie vivement Professeur **Kribaa Mohamed** qui m'a offert l'opportunité d'effectuer ce travail de doctorat, pour sa disponibilité, ses compétences et surtout pour le soutien et la confiance qu'il m'a accordée en m'intégrant dans son équipe de recherche sol et eau au sein du laboratoire de recherche Ressources Naturelles et Aménagement des Milieux Sensibles.

J'adresse mes plus vifs remerciements à monsieur **Bouzerzour Hemena** Professeur à l'université de Sétif pour avoir accepté de présider le jury de soutenance de cette thèse. Je tien également et à remercier **M. Khiari Abd El Kader** Professeur à université de d'Oum El Bouaghi, **M. Rouag Noureddine** : maitre de conférence à l'université de Sétif et **M. Bensaci Ettayib** : maitre de conférence à l'université de M'sila qui ont accepté d'évaluer mon travail de thèse et participer au jury en tant que examinateurs et de partager leurs conseils et leur réflexion sur ce travail.

Toute ma reconnaissance va à **M. Tambrabet L.** chef de département hydraulique université LBM Oum El Bouaghi, pour la qualité de ses conseils, et qui a bien voulu participer à la révision d'une partie de mon rapport de thèse.

Je tiens à remercier vivement **Vincent Hallaire** pour m'avoir accepté dans son laboratoire de physique du sol INRA UMR SAS Rennes et de l'opportunité qu'il m'a donné d'appondre la technique d'analyse des images de la porosité. Je le remercie sincèrement pour sa gentillesse.

Un grand merci a **Yannick Benard** pour la préparation des échantillons de l'imprégnation au découpage des tranches de sols. Je le remercie pour sa complète disponibilité.

Je remercie également **M. Ouled Feroukh E.H.** pour son aide et ces encouragements durant mes stages à Rennes.

Toute ma gratitude à **Baha M.** pour son aide à l'identification des lombrics. Mounia je n'oublierai jamais tes conseils et ta gentillesse.
Un grand merci également à l'équipe du laboratoire **RNAMS** de l'université LBM OEB.

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. Ma reconnaissance va également à tout le personnel enseignant et administratif de l'université de Khenchela.

Je ne pourrais terminer ces remerciements sans y associer mes proches, mes **sœurs**, **mon frère**, mon **beau-frère**, mon **neveu** (merci zizou pour tes Douaa) et particulièrement **ma mère** pour son soutien inconditionnel.
Quelque soit cités ou pas dans la liste, je souhaite exprimer mes sincères remerciements à toutes les personnes qui de près ou de loin ont contribué à me faire avancer tout au long de ce chemin. Aujourd'hui grâce à eux, j'ai la fierté de vous présenter mon travail. Et j'espère que chacun a pris la mesure de ma reconnaissance.

ملخص:

مياه الصرف سواء المعالجة أو الخام تصب عادة بعيدا عن التجمعات السكانية وغالبا ما تستعمل في سقي المساحات الزراعية الشبه حضريه أين نجد التربة تعاني من نقص المواد العضوية بالإضافة إلى محدودية مصادر المياه. استخدام هذه المياه في الزراعة ضرورة ملحة في المناطق الجافة والشبه جافة، أين يجب المحافظة على المياه العذبة فقط للاستهلاك البشري، هذه المياه غير المعالجة هي مصدر لمختلف أنواع التلوث البيئي وخاصة بالدول التي لا تعطي أهمية للأخطار الصحية التي يمكن ان تنتج عن استعمالها . في الجزائر مياه الصرف أو المياه المعالجة تستعمل عموما في انتاج المحاصيل العلفية السنوية أو الدائمة، كما هو الحال في المروج الطبيعية.

من أجل تحديد تأثير السقي بثلاث أنواع من المياه المستعملة على الخصائص البيولوجية و السلوك الهيدروديناميكي للتربة قمنا بدراسة معمقة في مروج طبيعية مسقية بمياه الصرف منذ فترة طويلة, تقع على ضفتي واد بوسلام بولاية سطيف.

في البداية أجرينا تحاليل لمياه السقي ذات ثلاث مصادر مختلفة الحضري، الزراعي أو التي تم معالجتها بواسطة محطة تنقية مياه الصرف. من أجل تحديد تأثير هذه العملية على الخصائص الفيزيائية والبيولوجية للتربة، قمنا بدراسة مدى وفرة ديدان الأرض, مسامية التربة و الناقلية المائية.

النتائج المتحصل عليها بينت أن مياه واد بوسلام تحتوي على تركيز عالي من المواد العضوية والجزيئات العالقة (MES, DBO5 et DCO) و من الكلورير مع تشكيلة من الكائنات الحية الدقيقة، كما بينت النتائج وجود تأثير ايجابي للري بمياه الصرف الحضري على المكون البيولوجي و الخصائص الهيدروفيزيائية للتربة، سواء على مستوى الميكرو أو الماكرو مورفولوجي لهذه الأخيرة.

مساهمة النشاط البيولوجي في هيكلة التربة سمحت بهندسة مثالية لمساماتها التي ساهمت بدورها في تسهيل نقل المواد المذابة والعالقة في افاق التربة. هذا النشاط البيولوجي خاصة على مستوى منطقة النشاط الأكثر حركية القريبة من سطح التربة بينت تعدد التنقلات,على المستويين الماكروو الميكرو مورفولوجي, التي لها علاقة بوفرة ديدان التربة.

الكلمات المفتاحية: المياه المستعملة، السقي، ديدان الأرض، مسامية التربة، الناقلية المائية، المروج الطبيعية.

Résumé

Les eaux usées traitées et brutes sont souvent évacuées en aval des agglomérations et largement réutilisées en irrigation agricole pré urbaine, en particulier, là où les sols sont déficitaires en matière organique et les ressources en eau sont limitées. L'utilisation de ces eaux non conventionnelles en agriculture est une nécessité dans les régions arides et semi-arides là où l'eau douce doit être réservée seulement à la consommation humaine. Ces eaux usées brutes sont originaires de différentes sources de pollution environnementale, et ce, en particulier dans les pays moins sensibilisés par les risques sanitaires concomitants. En Algérie, les eaux usées ou traitées sont généralement utilisées pour la production de fourrages en culture annuelles ou permanentes, le cas des prairies naturelles.

Pour déterminer l'effet de l'irrigation avec trois types d'eau non conventionnelle sur la composante biologique et le comportement hydro dynamique du sol, nous avons réalisé une étude approfondie dans des prairies irriguées à l'eau usée depuis une longue durée. Il s'agit du système prairial Sétifien, situé sur les deux rives de l'Oued Boussellam.

Au départ, nous avons réalisé une caractérisation des eaux d'irrigations qui sont d'origines urbaine, agricole ou traitées par la STEP. Pour quantifier l'effet de cette pratique sur le comportement physique et biologique du sol nous avons étudié l'abondance lombricienne, la porosité et la conductivité hydraulique.

Les résultats obtenus, montrent que les eaux d'Oued Boussellam contiennent des concentrations élevées de la charge polluante organique et particulaire (MES, DBO5 et DCO) et des chlorures avec un pH alcalin, avec la présence d'une gamme importante de microorganismes. Les résultats révèlent aussi un effet positif de l'irrigation à l'eau usée urbaine sur la composante biologique et les propriétés hydro physiques du sol aux échelles macro et micro morphologiques du sol. La contribution de l'activité biologique à la structuration des sols a permis une architecture porale idéale pour le transport de matériaux et le transfert des solutés chargées de molécules. Ce travail biologique surtout au niveau de la zone d'activité intense qui est proche de la surface du sol, a montré une multitude de transformations macro et micro morphologiques en relation avec l'abondance des communautés lombriciennes surtout endogée et anécique.

Mots clés: Eau usée, irrigation, lombrics, porosité, conductivité hydraulique, prairies.

Abstract

The raw and treated wastewaters are often evacuated downstream of settlements and widely reused in pre urban agricultural irrigation, especially where soils are deficient in organic matter and water resources are limited. The use of these non-conventional waters in agriculture is a necessity in the arid and semi-arid areas where fresh water should be reserved only for human consumption. The raw wastewater originates different sources of environmental pollution, particularly in countries with less awareness in regards to health risks. In Algeria, raw or treated wastewaters are generally used for the production of fodder in annual and perennial crops, the case of natural grasslands.

An experiment was conducted in eastern part of Algeria, on a long term wastewater irrigated grassland to determine the biological component and hydrodynamic soil behaviour. Wastewater of different origins (urban, agricultural, and treated) was characterized, and soil porosity, soil hydraulic conductivity and earthworms investigated.

The results show that the investigated waters contain high concentrations of organic and particulate pollution load [Total Suspended Solids (TSS), Biochemical Oxygen Demand (BOD_5) and Chemical Oxygen Demand (COD)] and chloride with alkaline pH and the presence of a large range of microorganisms.

Irrigation had positive effect on biological component and on hydro-physical soil properties at macro and micro morphological scales. Biological activity resulted in ideal pore architecture for transporting materials and solutes transfer, especially near soil surface, were induced a variety of macro and micro morphological transformations in relation to the abundance of earthworm communities mostly anecic.

Keywords: Wastewater, irrigation, earthworms, porosity, hydraulic conductivity, grasslands.

Table des matières

Résumé
Liste des figures
Liste des tableaux
Introduction
Etude bibliographique
I -Fonctionnement biologique du sol ……... 01
1. Action des vers de terre sur le sol …… **03**
2. Fonction et activité des vers de terre ……... **07**
3. Ecologie des vers de terre ……. **11**
II. Fonctionnement hydro physique du sol : structure du sol, espace poral et transfert d'eau ……... 14
III. l'utilisation des eaux non conventionnelles en agriculture …… 18
III. 1. Situation au niveau mondial …….. **18**
III. 2. Impact de l'utilisation des eaux usées sur la qualité du sol ……... **20**
Matériel et Méthodes
I. Aperçu sur les prairies naturelles dans les hautes plaines de l'est Algérien ……... 21
II. Présentation de la région d'étude ……... 22
III. Echantillonnage ……. 26
1. Echantillonnage des eaux usées ……. **26**
2. Echantillonnage des vers de terre …… **26**
3. Densité apparente et porosité ……. **26**
4. La conductivité hydraulique …… **28**
5. La rétention en eau ……..... **28**
6. Mesure de la porosité par analyse d'images ……..... **28**
IV. L'analyse des données …… 29
Résultats et discussion
I. Caractérisation des eaux usées destinées à l'irrigation ……... 32
I-1- caractéristiques physicochimiques ……..... **32**
I-2 Les métaux lourds ……..... **46**
I-3 Les caractéristiques microbiologiques …….. **47**
I. 4. Analyse statistique …….. **47**
Conclusion …….. **50**
II- Comportement biologique des sols (Les vers de terre comme indicateur biologique) ….. 52
III- Le comportement hydro physique du sol …… **55**
a. Etude à l'échelle macromorphologique …… **55**
1. La porosité ……. **55**
2. La conductivité hydraulique proche de la saturation …….. **56**
3. la rétention en eau ……... **58**
b. Etude à l'échelle micromorphologique (typologie des pores) ……..... **59**
1. Echelle 50 µm/pixel …….. **61**
2. Echelle 30 µm/pixel …….. **65**
3. Echelle 5.88 µm/pixel ……... **68**
4. Echelle 2.63 µm/pixel ……. **71**
5. Echelle 0.93 µm/pixel ……. **74**
IV. Confrontation des paramètres mesurés …… 83
Conclusion générale et perspectives
Références bibliographiques

Liste des tableaux

Tableau 1. Diversité taxonomique, abondance numérique et biomasse **(Girard et al., 2005)** **02**

Tableau 2. Enrichissement de la terre par les lombrics **Soltner (2005) ……** **06**

Tableau 3. Volume de déjections lombriciennes excrétées dans différents milieux**…….** **09**

Tableau 4. Domaine de valeur de la conductivité hydraulique et nature des macropores correspondants (d'après **Mckeague et al., 1982** in **Clavet, 2003)…….** **17**

Tableau 5. Variations interannuelles des précipitations **(1992/2011) ……..... 22**

Tableau 6. répartition des températures moyennes mensuelles durant la période 1981- 2011 **23**

Tableau 7. Typologie des pores selon leur taille et leur forme pour les sols irrigués avec les trois types d'effluents …**…….** **30**

Tableau 8. Valeurs moyennes avec Ecartypes des métaux lourds des eaux d'L'Oued Boussellam **……** **46**

Tableau 9. Caractéristiques bactériologiques des eaux de l'Oued Boussellam **……** **47**

Tableau10. Carré moyen de l'analyse de variance **……... 48**

Tableau 11. Carré moyen de l'analyse de L'ANOVA du paramètre biologique **……** **53**

Tableau 12. Moyen de l'analyse de L'ANOVA de la porosité totale calculée à base de la densité apparente **……...** **54**

Tableau 13. Carré moyen de l'ANOVA des paramètres hydrodynamique **…….. 56**

Liste des figures

Figure 1. Les zones où vivent les trois types de vers de terre ……. **11**
Figure 2. Cartes représentatives d'Oued Boussellam…… **25**
Figure 3. Image satellitaire d'Oued Boussellam avec les sites des prélèvements …… **27**
Figure 4. Prélèvement des blocs des sols et préparation des tanches pour les analyses d'images de la porosité solides …… **31 -32**
Figure 5 Variation spatiale de la température des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: agricoles, S3: effluents traités)…….. **33**
Figure 6 Variation spatiale de pH des effluents de l'Oued Boussellam …… **34**
Figure 7 Variation spatiale de la conductivité électrique des effluents de l'Oued Boussellam **35**
Figure 8 Variation spatiale du taux des sels dissous des effluents de l'Oued Boussellam….. **36**
Figure 9 Variation spatiale de la turbidité des effluents de l'Oued Boussellam ……. **36**
Figure 10 Variation spatiale des matières en suspension des effluents de l'Oued Boussellam **37**
Figure 11 Variation spatiale des chlorures des effluents de l'l'Oued Boussellam……... **38**
Figure 12 Variation spatiale de calcium des effluents de l'Oued Boussellam …… **39**
Figure 13 Variation spatiale de magnésium des effluents de l'Oued Boussellam …….. **39**
Figure14 Variation spatiale de magnésium des effluents de l'Oued Boussellam …… **40**
Figure 15 Variation spatiale de magnésium des effluents de l'Oued Boussellam ……... **40**
Figure 16 Variation spatiale des nitrates des effluents de l'Oued Boussellam …… **41**
Figure 17 Variation spatiale de l'ammonium des effluents de l'Oued Boussellam …… **42**
Figure 18 Variation spatiale des sulfates des effluents de l'Oued Boussellam ……... **43**
Figure 19 Variation spatiale de $PO4^-$ des effluents de l'Oued Boussellam…… **43**
Figure 20 Variation spatiale de l'oxygène dissous des effluents de l'Oued Boussellam …… **44**
Figure 21 Variation spatiale de DBO5 des effluents de l'Oued Boussellam …….. **45**
Figure 22 Variation spatiale de DCO des effluents de l'Oued Boussellam……. **45**
Figure 23 Variation spatiale de Zn des effluents de l'Oued Boussellam ……... **46**
Figure 24. Distribution des variables physico chimiques sur le plan des axes I et II de l'ACP …….. **49**
Figure -25 Abondance de vers de terre dans les sols des praires irriguées par Oued Bousselam……. **52**
Figure 26. Abondance relative des Lombrics adultes et juvéniles dans les sols des prairies **52**
Figure 27. Densité des trois espèces de vers de terre dans les trois sites ……... **53**
Figure 28. Porosité totale des sols des prairies irriguées avec les trois types de rejets ……... **54**
Figure 29. Valeurs moyennes des conductivités hydrauliques au voisinage de la saturation en fonction des succions dans les trois sites étudiés …… **55**
Figure 30. Courbes de rétention en eau du sol dans les trois modalités d'irrigation ……... **58**
Figure 31. Porosité surfacique des cinq échelles d'observation étudiées …… **61**
Figure 32 Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 50µ/pixel pour l'horizon de surface (0 - 15cm) …… **62**
Figure 33 Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 50µ/pixel pour l'horizon : 15- 30cm ……... **63**
Figure 34 Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 30µ/pixel pour l'horizon : 0 -15 cm ……... **65**

Figure 35. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 30µ/pixel pour l'horizon : 15- 30cm ……... **66**
Figure 36. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 5.88 µ/pixel pour l'horizon : 0-15 cm ……. **68**
Figure 37. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 5.88 µ/pixel pour l'horizon : 15- 30cm ……... **69**
Figure 38. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 2.63µ/pixel pour l'horizon : 0-15 cm …….. **71**
Figure 39. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 2.63 µ/pixel pour l'horizon : 15- 30cm ……... **72**
Figure 40. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 0.93µ/pixel pour l'horizon : 0-15 cm …….. **74**
Figure 41. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 0.93µ/pixel pour l'horizon : 15 -30 cm ……... **75**
Figure 42. Images binaires illustrant la structure de l'espace porale pour le sol irrigué à l'eau urbaine des cinq échelles pour l'horizon 0- 15cm …….. **76**
Figure 43. Images binaires illustrant la structure de l'espace porale pour le sol irrigué avec les eaux urbaines, des cinq échelles pour l'horizon 15-30 cm. ……..…….. **77**
Figure 44. Images binaires illustrant la structure de l'espace porale pour le sol irrigué avec les eaux traitées, des cinq échelles pour l'horizon 0- 15 cm. ……..…….. **78**
Figure 45. Images binaires illustrant la structure de l'espace porale pour le sol irrigué avec les eaux traitées, des cinq échelles pour l'horizon 15- 30 cm. …….……. **79**
Figure 46. Images binaires illustrant la structure de l'espace porale pour le sol irrigué avec les eaux industrielles, des cinq échelles pour l'horizon 0-15 cm …….. **80**
Figure 47. Images binaires illustrant la structure de l'espace porale pour le sol irrigué avec les eaux industrielles, des cinq échelles (50, 30, 5.88, 2.63, 0.93) pour l'horizon 15- 30 cm **81**
Figure 48. Représentation de la dispersion des individus dans le plan ½ de l'ACP……... **84**
Figure 49. La distribution des variables dans le plan ½ ……. **85**

Introduction

Introduction et Etat d'art

Source de toute sorte de vie et véritable richesse, l'eau est une préoccupation nationale et mondiale. L'augmentation de la population, l'intensification des activités industrielles et agricoles, le nombre grandissant d'agglomérations ainsi que le mode de vie moderne exercent une pression sur les ressources en eau (Avella Vasquez, 2010). Pour préserver l'eau douce seulement aux besoins domestiques, l'utilisation de l'eau dans les activités agricoles est orientée vers l'utilisation des eaux non conventionnelles. Cette pratique n'est pas un phénomène nouveau, elle était une pratique ancienne dans le monde entier (Scott et al., 2004; Buechler et al., 2006), dans le Mexique et la Chine elle a été pratiquée pendant des siècles (Shural et al., 1986). La réutilisation des eaux usées en agriculture représente une solution pour éliminer la pression sur les ressources en eau douce (Shuval et al., 1986 ; El Hamouri, 1992 ; El Hamouri, 1998 ; Levy et al., 1999 ; Niang, 1999 ;Hajjami et al., 2012) et les préserver seulement à la consommation humaine (Faruqui , 2005; Cheftez et al., 2006) et cela surtout dans les régions arides et semi arides (Tarchitzky et al.,1997 ; Mukherjee et Nelliyat 2006). Cette ressource non conventionnelle contient généralement des concentrations élevées de nutriments (Stevens et al., 2004) et supprime l'utilisation des fertilisants chimiques (Saenz, 1986 ; Dssouli, 2001 ; Mukherjee et Nelliyat, 2006) qui sont important pour la fertilité des sols et l'augmentation de la productivité (Stevens et al., 2004 ; Faruqui, 2005). En contre partie, la pratique de l'irrigation aux eaux usées présente un certain nombre de problèmes: (i) les eaux usées utilisées pour l'irrigation peuvent contenir des différents contaminants d'ordre pathogènes : comme les bactéries et les virus et dans ce cas peuvent causer des risques sanitaires et environnementales (Geldreich et Bordner, 1971 ; Mara et Cairncross, 1978 ; Feachem et al., 1983 ; Shuval et al., 1984 ; Shuval et al., 1986 ; Abdulraheem, 1989 ; Prost et Boutin, 1989; Chang et al., 1996 ; Gallegos et al., 1999; Cabaret et Moussavou Boussougou, 2002 ; Oubrim et al., 2011), ainsi **(**ii) les effets sur le sol sont connus : l'arrivée des matières organiques et non organiques dans les sols peut affecter les propriétés physique et chimique de ces sols (Levy et al ., 1999 ; Tarchitzky et al ., 1999 ; Mamdov et al., 2000). La dégradation des propriétés hydro dynamiques des sols a été étudiée par Levy et al., (1999). Il est clair aussi que la plus grande complication dans l'épandage des eaux usées sur les terres agricoles est le problème des sels. D'après Tarchitzky et al. (1997), les sels ajoutés lors de l'utilisation domestique et industrielle restent dans l'eau d'irrigation et peuvent éventuellement atteindre les sols et que plusieurs chercheurs ont déclaré la diminution de la conductivité hydraulique des

sols auxquels l'eau usée est pratiquée. Gros et al. (2005), signalent que plusieurs chercheurs ont évoqué les effets de la salinité et de la sodicité des eaux municipale. La gestion des sels dans les sols auxquels l'irrigation à l'eau usée est appliquée est difficile, car cette eau contient une concentration élevée des sels et de composés organique et inorganique (Stevens et al., 2004). Les études de Buechler et Devi Gayathri (2006), indiquent une accumulation importante de Cu, Zn et P dans les sols irrigués à l'eau non conventionnelle.

Dans notre étude, l'objectif est de déterminer l'effet de l'irrigation avec trois types d'eaux non conventionnelles, d'une part sur l'évolution morphologique du profil (caractérisée par la porosité) et d'autre part sur la composante biologique (caractérisée par l'abondance de la macrofaune lombricienne), ainsi que l'interaction entre les deux composantes (physique et biologique) sur le fonctionnement hydrique du sol. Il s'agit des sols sous prairies naturelles pré urbaines Sétifiennes où les agriculteurs ont pratiqué l'irrigation à l'eau usée depuis plus de cinquante ans.

Après notre investigation, nos mesures sur terrain, et nos travaux aux laboratoires, nous avons élaboré un manuscrit sur la gestion de ces eaux non conventionnelles par une communauté lombricienne dans un sol prairial, ainsi que les conséquences de cette valorisation sur ce support édaphique.

Ce manuscrit s'articule autour de trois chapitres exceptés l'introduction et la conclusion :

Le premier chapitre est consacré à une revue bibliographique : c'est une brève présentation où nous avons mis l'accent sur les principaux axes de notre recherche, nous avons présenté les fonctionnements biologique, physique et hydrique du sol puis rappeler ensuite des avantages et inconvénients de l'utilisation des eaux usées en agriculture et ses impacts sur la qualité du sol.

Le deuxième chapitre regroupe les détails sur les matériels et méthodes employés pour la réalisation de cette étude.

Le troisième chapitre portant sur l'analyse et l'interprétation des résultats : l'analyse des eaux ; dénombrement des vers de terre, porosité et conductivité hydraulique, courbes de rétentions et enfin la micromorphologie.

Les résultats de cette étude ont été valorisés par deux publications dans des revues internationales.

Synthèse bibliographique

I. Fonctionnement biologique du sol

Le fonctionnement biologique du sol correspond à un système d'interaction entre différents compartiments de la couverture pédologique qui font intervenir un acteur biologique (faune, micro-organisme ou racine), ces interactions induisent un certain nombre de fonctions écologiques, agronomiques ou environnementales de la couverture pédologique (Girard *et al*., 2005).

Le sol est un écosystème naturel qui évolue sans cesse spatialement et temporellement, et c'est l'étude de l'interaction entre ses composantes physique chimique et biologique qui aide à comprendre le fonctionnement de cet écosystème fragile et non renouvelable.

Le sol est considéré comme une composante essentielle de l'écosystème terrestre. Cette couverture pédologique abrite une faune variée et abondante (Gobat *et al*., 2003) numériquement et pondéralement (tab. 1). La majorité de la pédofaune se localise essentiellement où se situe le potentiel énergétique des apports végétaux, toute fois les animaux fouisseurs pouvant s'en éloigner quand les circonstances l'exigent (Bachelier, 1978).

Les organismes du sol sont extrêmement diverses et contribuent à une large gamme de services écosystémiques qui sont essentiels à la fonction durable des écosystèmes naturels et aménagés (Barrios, 2007).

Les organismes du sol ont été classés sur la base de la taille du corps en (i) **microflore** (1 à 100 µm, par exemple, bactéries, champignons), (ii) **microfaune** (5 à 120 µm, par exemple, les protozoaires, nématodes), (iii) **mésofaune** (80 µm à 2 mm, par exemple, les collemboles, les acariens) et (iiii) **la macrofaune** (500 µm à 50 mm, par exemple les vers de terre, termites) (Barrios, 2007).

La faune du sol bénéficie de la productivité des sols et contribue à la fonction durable de tous les écosystèmes. Les vers de terre sont une composante majeure des communautés de la faune du sol dans la plupart des écosystèmes et comprennent une grande proportion de la biomasse des macrofaunes (Edwards et Bohlen, 1996 ; Lavelle & Spain, 2001; Edwards, 2004; Smith et *al.*, 2008 ; Bhadauria et Saxena, 2010). Lavelle (1988), Perdesen et Hendriksen (1993) et Hutha (2007), les considèrent comme des organismes clé du fonctionnement des sols. Les vers de terre sont des espèces géobiontes (passent toute leur existence dans la couverture pédologique), et avec les microarthropodes sont des acteurs du fonctionnement biologique du sol (Girard et *al* ., 2005).

Tableau 1. Diversité taxonomique, abondance numérique et biomasse (Girard *et al*., 2005)

Groupe	Abondance (Nb/m^2)	Biomasse (g/m^2)	Nombre d'espèces
Protozoaires	10^5 à 10^{11}	6 à > 30	68
Nématodes	10^6 à $3x10^6$	1 à 30	65
Arachnides, acariens	$2x10^4$ à $4x10^5$	0.2 à 4	140
Insectes collemboles	$2x10^4$ à $4x10^5$	0.2 à 4	48
Oligochètes	50 à 400	20 à 400	11(+36 sp.Enchytreides)
Insectes ptérygotes	Jusqu'à 500	4.5	>245
Myriapodes diplopodes	20 à 700	0.5 à 12.5	6
Myriapodes chilopodes	100 à 400	1 à 10	?
Crustacés isopodes	Jusqu'à 1800	Jusqu'à 4	6
		Prairie permanente tempérée	Hêtraie Europe (sur mull)

De point de vue abondance, les lombrics ne sont pas dominant, mais leurs tailles et biomasses les rendent l'un des principaux contributeurs à la biomasse des invertébrés dans les sols (Hallaire et Lamandé, 2002 ; Edwards, 2004). Par exemple, Piron (2008), signale que dans une prairie de climat tempéré, les lombrics représentent 1 à 3 tonnes/ ha avec près d'un million d'individus. Le même auteur signale également que l'ensemble d'un horizon organique minérale de prairie est passé dans le tube digestif des lombriciens au bout de 5 à 10 ans. Les densités de vers de terre se situent généralement entre 50 et 400 individus/m^2 excédant parfois les 1000 individus/m^2 (Lee, 1985). Edwards et Bohlen (1996**),** indiquent que la densité et la biomasse de vers de terre sont généralement très variables en milieu cultivé. Et cela dépend de la pression anthropique exercée (Pélosi, 2008). Selon Edwards et Bohlen (1996), la taille des populations est intermédiaire entre celle trouvée dans les habitats les plus stériles et celles des prairies naturelles. Cette densité lombricienne est en relation directe avec le climat et la nature du sol, où les plus fortes densités des vers de terre sont remarqués dans le tropical. Cluzeau (2012), signale une abondance de : 20 à 100 ind./ m^2 dans les sols des vignobles, 20 à 150 ind./ m^2 dans les sols des parcelle de culture, 60 à 300 ind./ m^2 dans les sols des prairies et 10 à 50 ind./ m^2 dans les forêts. Lawrence et Bowers (2002), indiquent que la densité des lombrics

dans les sols est difficile à quantifier et cela est dû à plusieurs causes. De Oliveira (2012), signale que la mise en culture d'un écosystème naturel ou un changement de système de culture entrainent une modification des conditions de vie des vers qui, parfois très rapidement, modifie l'abondance et la structure spécifique des communautés.

Chez les vers de terre, environ 3700 espèces ont été décrites à ce jour, ce qui représente une proportion significative des 6000 espèces estimées pour la biodiversité totale de ce groupe (Decaëns *et al.,* 2013).

Par exemple, au Brésil il existe plus de 300 espèces (Brown et James, 2006), alors qu'en France 97 seulement ont été recensées (Bouché, 1972).

Dans les trois pays du Maghreb (Maroc, Algérie, Tunisie)**,** 33 espèces de vers de terre ont été signalé par Omodeo *et al*. (2003), 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, Ouahrani (2003), a déterminé 11 espèces dans le Constantinois.

I.1. Action des vers de terre sur le sol

Les vers de terre sont donc des acteurs importants dans les sols, où ils assurent de nombreuses fonctions écosystemiques. Ils affectent la structure et la fertilité des sols (Bhadauria et Sexena, 2010). Par le biais de diverses activités, les vers de terre peuvent influencer la morphologie ainsi que les propriétés du sol (physique chimique et biologique) bien que l'ampleur de cette influence peut varier entre les types de sol (Oades, 1993).

Da Silva (2013), indique qu'il est important de connaitre et d'estimer leur diversité et leur comportement dans les sols, en particulier dans un contexte où les sols sont de plus en plus contaminés et influencés par les activités anthropiques.

I.1.1. Action sur la morphologie du sol

Un des aspects essentiels de la morphologie des sols, est la porosité (Ruellan, 1983). En plus elle est l'une des propriétés physiques les plus importantes. Les vers de terre ont une grande influence sur les propriétés physiques du sol grâce à leurs activités de creusement et de dépôt de déjections. Cette activité lombricienne de bioturbation entraine des changements à différentes échelles de la porosité. Bachelier (1978), révèle qu'elle s'accroît grandement de 30-40% à 60-70%. Les biostructures créés par les vers affectent la macroporosité (Bachelier, 1978 ; Lamandé *et al*., 2004 ; Girard *et al*., 2005 ; Menard, 2005 ; Piron, 2008 ; Bottinélli,

2010), la mésoporosité (Vandenbaygart *et al.,* 2000 ; Lamandé *et al.*, 2003 ; Girard *et al*., 2005) et la microporosité (Piron, 2008 ; Girard *et al*., 2005 ; Loranger Mercriris et *al*., 2012).
Jongmans et al. (2001), signalent que l'accumulation des turricules modifie la matrice du sol avec la formation d'agrégats granulaires. En effet les vers de terre contribuent à l'édification de la structure grumeleuse des sols à mull et changent aussi la structure naturelle de certains sols (Bachelier, 1978). Le même auteur indique également qu'une meilleure porosité permet une pénétration plus importante et plus rapide des pluies et donc un ruissellement de surface moindre.
Les résultats de Scullion et Malik (2000), montrent clairement que les vers de terre jouent un rôle important sur les caractéristiques de la couche superficielle du sol. Car ils contribuent à la distribution de la litière (Frouz *et al.,* 2007), au mélange de profil du sol (Frouz, 2008), à la distribution de la MO dans le sol (Frouz *et al.,* 2007), des constituants minéraux (Zhang et Hendrix, 1995) et à la stabilité des agrégats (Scullion et Malik, 2000 ; Pélosi, 2008) ce qui améliore le fonctionnement des sols dégradés (Pey *et al.,* 2014).

I.1.2. Action sur les propriétés des sols

Les vers de terre sont généralement reconnus pour améliorer les propriétés des sols à usage agricole et d'accroître la productivité des cultures par leur casting et les activités de creuser des galeries au cours desquelles ils se mélangent souvent aux matériaux du sol avec de la litière végétale et des déchets animaux pour former des sols riches en éléments nutritifs qui sont caractérisés par des agrégats stables (Parmelee *et al* ., 1990 et Martin, 1991).
Les vers de terre modifient les propriétés physique et chimique du sol (Oyedele *et al.,* 2006) ainsi que les propriétés biologiques.

L'action biologique se révèle principalement par la création de conditions favorables au développement des microorganismes. L'activité biologique d'un sol est le résultat des interactions entre les différents organismes.
Les lombriciens développent des relations mutualistes avec la microflore lors du transit intestinal (Girard *et al.,* 2005). Les vers endogés stimulent les symbioses entre les plantes et certains microorganismes (Gange, 1993 ; Pedersen et Hendriksen, 1993), ce qui laisse des effets sur la production des régulateurs de croissance par les plantes (Canellas *et al.,* 2002). Les travaux de Clapperton *et al*. (2001) ; Lavelle *et al.* (2004), ont montré que la présence de lombriciens avait un effet sur le contrôle biologique de certains bioagresseurs.
Les excréments des vers de terre riches en matière organique peu décomposée favorisent le développement de la micro et mésofaune, qui par leurs activités influent la microporosité

(Jeanson, 1971 cité par Bachelier, 1978). Certains auteurs indiquent que les lombrics influencent même la biomasse et l'activité microbienne (Scullion et Malik, 2000; Frouz *et al*., 2011).

L'action chimique s'exprime principalement par une participation active de ces organismes à la dynamique de la matière organique, la concentration des éléments nutritifs et la modification de l'environnement chimique.

Les vers de terre agissent sur le remaniement des couches pédologiques et permettent une redistribution horizontale et verticale des constituants minéraux et organiques du sol (Zhang et Hendrix, 1995).

Les turricules, contiennent en moyenne 5 fois plus d'azote, 7 fois plus de phosphore et 11 fois plus de potassium que la terre environnante (Pfiffner, 2013).

Soltner (2005) et Karaca (2011), soulignent que le passage de la terre dans le tube digestif des vers de terre augmente considérablement sa teneur en substance assimilable pour les plantes surtout en K et P (tab. 2), résultat d'une minéralisation organique et d'action enzymatique sur les minéraux du sol.

Avec les activités de la consommation, la fragmentation et le mixage de la matière organique avec les particules minérales de sol, les vers de terre sont des acteurs majeurs au niveau de la circulation des nutriments dans le sol. Les turricules de ces vers de terre présentent une teneur en nutriments élevée pour $NH4^{+}$, $NO3^{-}$, Mg^{2+}, K^{+} et $HPO4^{2-}$ en comparaison avec un sol non ingéré (Syers *et al*., 1979; Mackay *et al*., 1983; Tiwari *et al*., 1989; James, 1991 ; Pélosi, 2008).

Les vers de terre rendent les éléments nutritifs plus assimilables tout en stabilisant le pH (Poupeau, 2008)**,** ils contribuent à la dynamique des matières organique par la décomposition des résidus (Domingrez *et al.,* 2009) et puis la distribution de cette matière organique au niveau du profil du sol (Scullion et Malik 2000 ; Jongmans *et al*., 2003 ; Baker *et al*., 2006 ; Frouz *et al*., 2007). Owa *et al.* (2003), rappellent que la décomposition des feuilles et des litières rend les nitrates (NO_3) et le phosphore (P) du sol plus disponibles.

Tableau 2. Enrichissement de la terre par les lombrics. Soltner (2005).

	Composition en pour mille		Augmentation due aux vers de terre %
	Sol de surface	Excréments des vers	
Calcium échangeable	1.990	2.790	40%
Magnésium échangeable	0.162	0.492	20
Azote (nitrate)	0.004	0 .022	366%
Phosphore disponible	0.009	0.067	644%
Potassium échangeable	0.032	0.358	1019%
Taux de saturation	0.074	0.093	26%
pH	6.4	7.00	-

Donc en raison de leur alimentation, les vers de terre contribuent à la disponibilité des nutriments et la minéralisation des sols, et participent même au cycle des éléments dans l'écosystème terrestre (Horn *et al.,* 2006).

Sur le plan physique, les vers de terre, avec leurs incroyables talons d'architectes, contribuent à la modification de la structure du sol. Cela se réalise également par l'activité de bioturbation. Cette dernière se répercute à différents niveaux dans un profil pédologique (Piron, 2008), cette activité modifie la porosité et l'agrégation du sol (Bachelier, 1978 ; Lee et Foster, 1991 ; Freyssinel, 2007), donc l'aération du sol (Feller *et al.,* 2003**)** et même le drainage (Karaca, 2011). Hallaire *et al.* (2004), indiquent qu'elle favorise la création d'une porosité d'assemblage lâche. Bachelier (1978) et Girard *et al.* (2005)**,** démontrent que les activités des lombrics accroissent la micro et macroporosité. Egalement Lorranger Merciris *et al.* (2012), soulignent que l'activité de creusement des tunnels augmente le volume de meilleure classe des pores (microbiotique 0.3 à 3 µm).

L'orientation verticale des pores biologiques favorise la stabilité de la macrostructure. Et les modifications de la connectivité et la distribution de pores se répercutent sur le transfert de la chaleur, les gaz et l'eau (Labreuche *et al.,* 2007). Dominguez *et al.* (2004), révèlent que l'activité lombricienne influence la promotion de la lixiviation. Les résultats de recherches de Scullion et Malik (2000), indiquent que les vers de terre ont un rôle important dans l'amélioration de la stabilité structurale des sols dégradés. De ce fait les vers lombriciens contribuent à la formation de la structure du sol (Sheehana *et al.*, 2006).

Dindal (1985) et Robert (1996), considèrent les vers de terre comme les principaux acteurs de l'agrégation. Blanchart (1992), a également signalé que les vers de terre ont été les principaux facteurs responsables de la formation de la structure du sol dans la partie supérieure de 0 à 20 cm du sol.

1. 2. Fonctions et activités des vers de terre

L'activité des vers de terre leurs confèrent le rôle d'important acteurs dans le fonctionnement du sol. Cela se réalise par l'activité de bioturbation, cette dernière peut être récapitulée dans la production de déjections et la création de réseaux de galeries et les chambres d'estivation. Ces biostructures modifient la structure de sol et sont riches en carbone organique et peuvent être structuralement plus stables que le sol environnant (Marinissen, 1994; Tomlin *et al.,* 1995), et influencent même la dynamique des ETM (Da Silva, 2013). Les turricules (déjections des vers laissées en surface) et les parois des galeries constituent des microsites particuliers, et 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, le carbone, et le phosphore (Edwards, 2004).

La macrofaune du sol (les lombrics en précision) joue un rôle important dans la modification de la structure du sol par l'activité de bioturbation et la production de structures biogènes (Brussaard *et al.,* 1997; Lavelle et Spain, 2001). La bioturbation du sol s'exprime par deux façons :

a. Par la production et le dépôt des déjections

Les déjections sont des petites boulettes de 1 à 2mm, généralement agencées en amas (Bottinélli, 2010) et sont souvent enrichis en matière organique et en argile (Marrinssen et Dexter, 1990), donc après que les vers de terre ingèrent le sol et la matière organique, ils les extraitent soit à la surface du sol (turricules) ou dans le sol et exactement dans les réseaux de galeries qui les creusent (déjections).

A travers cette activité de dépôts des déjections après alimentation, les vers de terre affectent les couches supérieurs du sol (Lee et Foster, 1991; Lavelle et Spain 2001), où ils entrainent une modification des propriétés du sol avec la formation d'agrégats granulaires (Jongmans *et al.,* 2001). Ainsi plusieurs auteurs confirment que les déjections sont plus riches en éléments nutritifs que le sol environnant (Aira *et al.,* 2003 ; Sabrina *et al*., 2009) et présentent une biomasse et une activité microbienne élevées (Scheu, 1987; Logsdon, 1994 ; Vinotha *et al.,* 2000; Card *et al.,* 2004 ; Amador et Görres, 2007; Sampedro et Whalen 2007).

L'assemblage des déjections participe généralement à une porosité couvrant un large spectre allant de la macroporosité (Hallaire *et al.,* 2000; Bottinélli, 2010), jusqu'à la microporosité du sol (Vanderbaygart *et al.,* 2000; Lamandé *et al.,* 2003). Certains auteurs évoquent que les déjections contrôlent la macroporosité d'assemblage (Lamandé *et al.,* 2003 ; Bottinélli, 2010).

Dans les écosystèmes tempérés, les déjections des vers de terre ont toujours une densité apparente plus faible que le sol environnant (Marashi et Scullion, 2003), et par conséquent une porosité élevée, alors que Jouquet *et al.* (2008), indiquent que les déjections lombriciennes sont compactées dans les sols des écosystèmes tropicaux.

Dedeke *et al.* (2010), signalent qu'il a été montré que les déjections des vers de terre absorbent l'humidité de l'air et la confèrent pour une utilisation des plantes. La production des déjections se fait durant l'automne et la saison printanière, des périodes de l'activité lombricienne (Perrault *et al.,* 2007). Selon Huynth (2009), l'abondance est en relation avec les conditions du milieu (sol et couvert végétal) ainsi que des espèces de vers de terre présentes. La production journalière (Pélosi, 2008) et la taille (de quelques mm à quelques cm) des turricules (Girard *et al*., 2005) dépendent de l'espèce, au point que Bhatti (1962) (cité par Bachelier, 1978) indique qu'il est possible d'identifier les espèces à partir de leurs déjections.

La production des déjections est souvent estimée à partir de turricules (de surface) qui ne représentent qu'une partie faible des déjections, tandis que la plus grande part étant rejetée à l'intérieur du sol (Girard *et al.,* 2005). Rose (1976), rapporte que pour certaine espèces de vers de terre la production de déjections peut arrivée jusqu'à 50 tonnes par hectare et par ans.

Le tableau (3) résume les résultats de quelques travaux sur la quantification de déjections lombriciennes excrétées dans différents milieux. Certaines espèces anéciques forment des amas au niveau de l'orifice de leurs galeries à la surface du sol, constituées de débris organiques plus au moins enfouies à l'entrée de la galerie et mélangés avec les turricules de surface, ces structures sont appelées Midden (Hamilton et Silman, 1989). Piron (2008), indique que la porosité d'assemblage est une forme caractéristique des dépôts de déjections et Brouwn *et al.* (2000), les considèrent comme des points chauds (hot spots) de l'activité de la faune microbienne et d'accélération de la décomposition de la matière organique.

Tableau 3. Volume de déjections lombriciennes excrétées dans différents milieux.

Auteurs	Valeurs de rejets	Endroit
Darwin, 1881*	2 – 4 kg/ m^2 / an	Veilles prairies anglaises
Stockli, 1928*	2 kg m^2/an	Foret de peuplement diversifié
Kollmannsperger, 1934, 1952*	0.6 - 8.3 kg / m^2 / an	Sols humide des régions tempérées
Evans et Guild, 1947, 1948*	2.5 kg/ m^2 / an 6.25 kg/ m^2 / an	Sol agricole anglais Vieux pâturage
Guild, 1955*	2.7 kg m^2/an	
Satchell, 1958*	7.5 à 10 kg de rejets totaux annuels	Sols Suisse avec forte pluviométrie
Kollmansperger, 1956*	21 kg/m^2/an	Sols argileux de dépression du nord du Cameroun
Madge, 1969*	17.5 kg/m^2 durant 5 à 6 mois de la saison de pluies	Prairies de Nigéria
Czerwinski, Jakubczyk et Nowak, 1974*	781 g / m^2 / an	Pâturage normalement brouté en Pologne
Watanabe, 1975*	2.3 à 6.1 kg/ m^2 pendant la période d'activité	Sols des prairies au Japon
Bachelier, 1978	260 T/ ha/ an 20 – 60 T / ha	Sols du Nil blanc au Soudan Prairies Européennes
Lee, 1995	2 -250 T/ ha / an 40-50 T/ ha / an	Sols tempérés Prairies
Odette Menard cité par Poupeau, 2008	40_120 T/ an	Canada

* cité par Bachelier (1978).

b. Par la création de réseaux de galeries ou activité de fouissage

Les galeries et les chambres d'estivation créent par les vers de terre, constituent une partie des macros bio pores du sol. La création de galeries peut être une réponse à différentes contraintes telle que la température, le degré d'oxygénation, et la teneur en élément nutritifs et en eau **(**Jegou *et al.,* 2000). Le rôle de ces galeries est considéré par de nombreux auteurs comme

important, voir décisif sur la qualité du drainage interne et sur le niveau d'aération du profil de sol (Monnier, 1992).

Dans certaines régions arides des steppes russes, les vers de terre s'enfoncent jusqu'a plus de 6 m à la recherche de l'humidité en été, mais dans les régions tempérés les vers de terre descendent rarement à plus de 3 m. *lumbricus terrestris* peut descendre entre 2 et 2,5 m, *A. caligenosa* descend généralement à 30 cm (Bachelier, 1978). En creusant les galeries, les vers de terre mélangent les horizons du sol et enfouissent les résidus de cultures, ce qui a un rôle important dans la fragmentation et la minéralisation de la matière organique (Pélosi, 2008).

Selon la catégorie écologique des vers de terre, le réseau de galerie sera différent (le diamètre, l'orientation, l'étendu,…) (Bastardie *et al.,* 2003 ; Capowiez *et al.,* 2003 ; Felten et Emmerling, 2009 ; Huynth, 2009). Bachelier, (1978), indique que selon la taille des vers, le diamètre des galeries varie de 3 à 12 mm. Gobat *et al*. (2003), estiment que les vers de terre creusent de 400 à 500 m de galeries sous un m^2 de prairie, ce qui représente 3% du volume total des 40 premiers centimètres. Les parois de galerie sont stabilisées par le mucus excrété par les vers de terre (Pfiffner, 2013), ce qui fait de ces parois plus riches en carbone organique et azote (Binet, 1993) et riche en diversité microbienne (Perreault et Whalen, 2006). Binet et Curmi (1992), évoquent que le principal effet des galeries sur le sol est la distribution de la taille des pores, par conséquent les pores de grande taille correspondent à un diamètre de 8 mm ont été créés. Les tunnels ou galeries creusés par les vers de terre sont considérés comme des voies préférentielles de l'eau (Torjan et Linden , 1998 ; Shipitalo et Bayon, 2004; Perreault et Whalen, 2006 ; Capowiez *et al.,* 2009) parce qu'elles augmentent la macroporosité (Aina, 1984 **;** Tomlin *et al.,* 1995; Lavelle, 1997 ; Perreault et Whalen, 2006 ; Bottinélli, 2010) ce qui facilite la pénétration des racines et le mouvement des invertébrés (Jegou *et al.,* 2002).

Joschko *et al*. (1989), indiquent que les galeries de *Lumbricus terrestris* augmentent la conductivité hydraulique de 8 à 9 fois. Des observations faites en sortie d'hiver sur des sols argileux gonflants ou à stabilité structurale faible font apparaitre une persistance de galeries ouvertes en sol très humide très supérieure que celles des autres systèmes de macropores (fissures ou pores d'origine anthropiques) (Monnier, 1992).

Certains auteurs ont clairement mis en évidence que les galeries de vers de terre réduisent la densité apparente (Allison, 1973; Brais *et al.,* 1989).

La fraction de terre qui passe par le tube digestif des lombrics et qui constitue la paroi des galeries est appelée drilosphère (Pélosi , 2008) (du grec drilos =ver de terre). La drilosphère est la zone d'influence des vers de terre sur le fonctionnement du sol (Huynth, 2009). Brouwn *et al.* (2000), signalent qu'elle concerne même les structures créées par les lombrics (galeries,

rejets et middens)**.** En forêt, l'épaisseur moyenne de la drilosphère varie de 2 mm (Bouché, 1978) à 5-10mm (Pélosi, 2008), autour des galeries de *Lumbricus terrestris*. La drilosphère peut avoir des formes variées selon la catégorie écologique ; où Lavelle et Spain (2001), considèrent les épigés comme marginalement drilosphériques et Piron (2008), indique que les endogés produisent une drilosphère moins diverse.

1.3. Ecologie des vers de terre

Dans la plus part des écosystèmes terrestres, les populations lombriciennes jouent un rôle important 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). 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). Lavelle *et al.*, (1998) estiment que le nombre total d'espèces est d'environ 7000, la majorité vivant sous les tropiques. Omodeo *et al.* (2003), estiment que la biodiversité est faible au niveau du territoire magrébin avec 33 espèces dont 24 taxons localisé en Algérie.
En s'appuyant sur des critères morphologiques, physiologiques, éthologiques et écologiques ; une classification écologique a été réalisée par Bouché (1972), où il regroupe les espèces lombriciennes en trois catégories écologiques (les anéciques, les épigés et les endogés) (fig. 1)

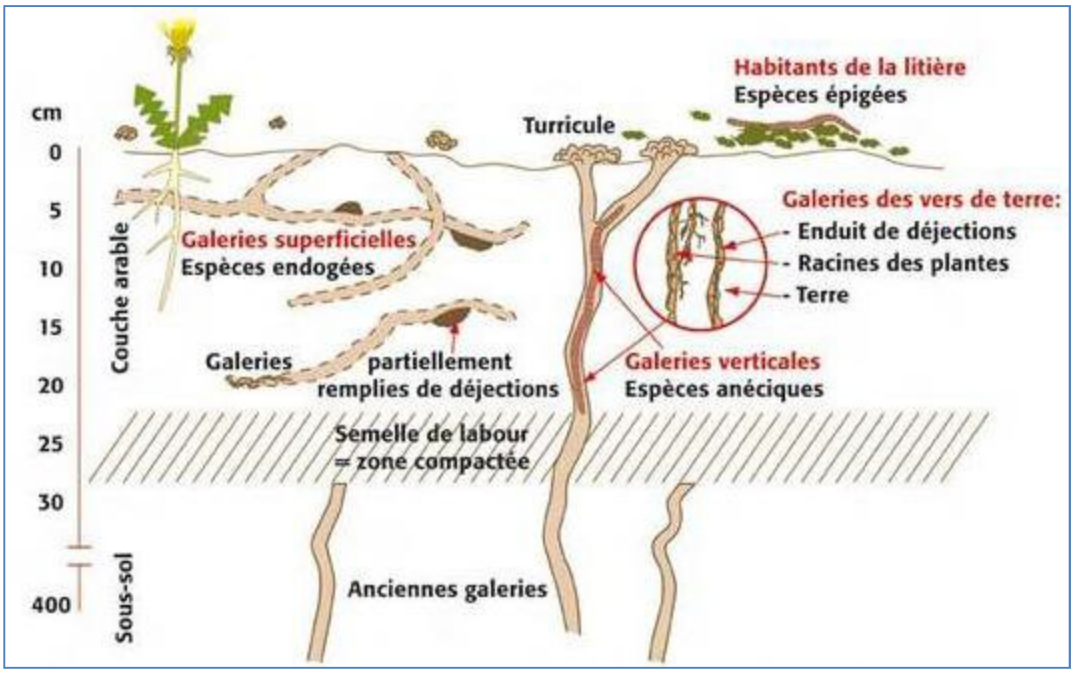


Figure 1. Les zones où vivent les trois types de vers de terre.
http://www.bioactualites.ch/fr/sol-sain-plantes-saines/biodiversite/ver-de-terre.html

Dans les parcelles cultivées, les deux groupes qui dominent la communauté des lombriciens sont ceux des espèces anéciques et endogées **(**De Oliveira, 2012). La littérature montre que la présence de l'espèce endogée *Aporrectodea caliginosa* entrainait une augmentation de l'infiltration et du drainage plus importante qu'avec d'autres espèces. Ceci a été attribué au fait que les endogés reconstruisent continuellement leurs galeries dans le sol (De Oliveira, 2012).

Les épigées (vivant à la surface de sol), vers de petite taille 1 à 3cm (Huynth, 2009 ; Bottinélli, 2010), fortement colorés en rouge, vivent dans la surface du sol, sont fortement liés aux litières et écorces. Se nourrissent 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 petite galeries très superficielles (Pélosi, 2008 ; Bottinélli, 2010). Le faite que ces vers vivent prés de la surface de sol, cela les exposent aux prédations, variations climatiques et aux facteurs anthropiques, par conséquent ces espèces sont rare en milieu cultivé. Menard (2005), indique qu'elles représentent seulement 5% de la biomasse des vers de terre dans le sol. Plusieurs études ont montré que les espèces épigés peuvent modifier la composition fongique des sols forestiers (McLean et Parkinson, 2000) et affecter la structure de la microfaune et la microflore (Dominguez *et al.,* 2003 ; Lores *et al.,* 2006).

Les endogées (à l'intérieure du sol) vers de taille moyenne (1 à 20 cm) faiblement colorés et représentent 20 à 25% de la biomasse de terre fertile (Bouché, 1977). Ces derniers vivent dans les vingt premiers centimètres **:** mineral dwellers (Römbke *et al.,* 2005), en général ils ne sont pas pigmentés. Ce sont des géophages de trois sous catégories (en fonction du type et teneurs en matière organique et la position dans le profil) : (i) les polyhumiques (vivent dans les milieux riches en MO), (ii) oligohumiques (vivent dans des milieux pauvres en MO) et (iii) mesohumiques (dans des milieux intermédiaires). Bachelier (1978), les considèrent comme de bons fouisseurs à forte musculature, où ils creusent des galeries horizontales. Principalement dans les 10 à 15cm (Römbke *et al.,* 2005), ils se déplacent beaucoup pour satisfaire leurs besoins alimentaires. Les vers endogés modifient significativement l'agrégation du sol et la porosité qui contrôle l'écoulement de l'eau dans le sol (Bottinélli, 2010). Lavelle et Spain (2001), indiquent que ces espèces produisent de grandes quantités de mucus surtout *A. caliginosa*. Les endogés vivent en permanence dans le sol où ils creusent des galeries temporaires horizontales très ramifiées, donc ils seraient susceptibles d'être les plus impactés par la contamination des sols **(**Da Silva, 2013).

Les anéciques (qui sortent de la terre), vers de grande taille (10 à 110cm) avec une couleur foncée. Ils creusent des galeries verticales plus au moins ramifiées et s'ouvrant en surface dans lesquelles ils vivent. Les anéciques représentent souvent la moitié de la biomasse des vers de terre de sol (Poupeau, 2008), 40 à 60% de la biomasse des vers de terre selon Menard (2005). Ils peuvent migrer vers les horizons profonds dans le sol (Bouché, 1977). Les galeries des anéciques participent à la création de la porosité et le maintien de la structure (Labreuche *et al.,* 2007). Par leurs activités les vers anéciques contribuent au déplacement de la matière minérale du sol à partir des couches profondes vers la surface du sol (Asshoff *et al.,* 2009). Kladivko (2001), révèle que les espèces anéciques sont les plus touchées par le travail du sol.

L'impact des vers sur le sol varie selon leur catégorie écologique. Les endogés et les anéciques sont les plus influents ; ils modifient les propriétés physico-chimique du sol, créant ainsi une sphère d'influence particulière appelée drilosphère (Edwards et Bohlen, 1996).

.

.

II- Fonctionnement hydro physique du sol : structure du sol, espace poral et transfert d'eau

La structure des sols est l'ensemble de propriétés liées à la disposition spatiale des particules élémentaires (agrile, limon et sable) et organiques qui donnent lieu à la porosité. Les caractéristiques des pores déterminent le taux de circulation de gaz et de l'eau (Ball *et al.,* 2005), et comme le rapporte Girard *et al.* (2005), l'activité de la pédofaune ainsi que la flore tellurique est légèrement déterminée par l'état structural du sol**.** La structure de sol domine les propriétés physiques du sol et de son fonctionnement (Dexter, 1997**)**, et elle est considéré comme un indicateur important de la qualité des sols agricoles (Marinssen, 1992 ; Lal et Kimble, 1997) et certainement les fonctions du sol dépendent fortement de la qualité de la structure du sol (Dexter, 2002).

La structure du sol évolue en permanence en raison des forces internes et externes (climat, faune) qui affectent, par conséquent, la porosité du sol et de ses fonctions (Dec *et al.,* 2008).

La porosité du sol se définit comme l'espace lacunaire laissé par l'arrangement des particules élémentaires (porosité texturale) et les fragments terreux ou agrégats (porosité structurale). D'autre part la fissuration spontanée, les trajets des racines et vers de terre entrainent également la présence de vides dans la masse (Demolon, 1966).

L'importance de la porosité se situe au niveau de la rétention et la circulation de l'eau dans le sol (Hachicha, 1993). Hallaire *et al.* (1998), signalent que les caractéristiques des pores comme la dimension, la répartition et la connectivité des pores déterminent la circulation et la rétention de l'eau et non pas la porosité totale.

Flasone *et al.* (2012), indiquent que la porosité globale est le résultat d'un développement structural, à son tour contrôlé par des processus pédo génétiques.

Les pores ont des formes et des tailles très irrégulières et des tailles très variées avec une double variabilité : spatiale et temporelle en raison de la nature de la phase solide du sol et de toutes les actions physiques et biologiques qui s'exercent sur le sol (Calvet, 2003).

L'espace poral peut être décliné en trois classes de taille de porosité : macro, méso et microporosité.

Les macropores dans lesquelles se déroule la majorité des transferts de l'eau et du gaz. Ils peuvent comprendre un espace inter agrégats des pores, des fissures, des canaux racinaires ou galeries fauniques (Luxmoore, 1981). Les macropores participent peu à la rétention de l'eau, par contre ils sont fondamentaux dans la circulation de l'eau au niveau du profil cultural.

Les mésopores, porosité utile, le terme mésopores est introduit en science du sol par Jongerius en 1957 (Luxmoore *et al.,* 1990). La mésoporosité se répartie entre et dans les agrégats ; la connectivité y est également forte, mais l'écoulement plus lent, c'est le siège de la réserve utile en eau (Gobat et Le Bayon, 2013). Les travaux de Kay et Vanderbygaart (2002), montrent que l'augmentation des mésopores induit une augmentation de la capacité de rétention en eau dans les sols non travaillés.

Les micropores, porosité matricielle, pores de faible diamètre, ils réagissent peut aux forces de la gravité, mais sont les sites de forces capillaires. Les micropores conservent une eau inutilisable par les plantes (Gobat et Le Bayon, 2013).

Il n'y a pas d'accord dans la littérature a propos de la subdivision de l'espace poral en classes de taille ou de fonction et il n'existe pas de définition universelle des dimensions limites entre microporosité, mésoporosité et macroporosité, des notions pourtant très couramment utilisées par les chimistes, physiciens ou biologistes du sol (Baize et Van Oort, 2013). Des classes de forme de pores sur la base de leur section correspondante ont été regroupées en pores tubulaires, les fissures et les pores d'assemblage. Les pores tubulaires sont créés par un agent biologique (racine, vers de terre…), les fissures sont d'origine climatique (humectation/dessiccation, gel/dégel) et les pores d'assemblage d'origine mécanique (outils de travail du sol) (De Tourdonnet, 2008) et peuvent être même d'origine biologique. Généralement les pores d'assemblages sont très interconnectés entre eux et influencent le transfert hydrique (Kribaa *et al.,* 2001), surtout dans les conditions proches de la saturation (Lamandé *et al.,* 2003). Girard *et al.* (2005), révèlent que le dépôt des déjections des vers de terre définit une porosité d'assemblage et constitue une part importante de la mésoporosité.

La forme de chaque pore est estimée par l'indice d'allongement (**Ia**) (Coster et Chermant , 1985)**,** qui prend la valeur minimal de 1 pour un pore parfaitement rond (Hallaire *et al .,* 1997). Chaque catégorie de pores joue un rôle spécifique dans le mouvement de l'eau dans le sol (Jangorzo *et al.,* 2013). Les propriétés physiques du sol sont fortement influencées par l'eau (Tessier, 1984), qui joue un rôle fondamentale sur la géométrie de l'espace poral.

Le fonctionnement hydrique du sol est en relation avec les entrées et les sorties de l'eau dans le sol. La mobilité de l'eau et des solutés dans le sol se produit à travers un continuum complexe de pores qui varient en taille et en forme, les macro et méso pores sous faible tension, et transportent rapidement les solutés à travers le profil du sol. Tandis que les plus petits pores ont des potentiels matriciels plus élevés que les gros pores et le transport vertical important des solutés se produit à l'intérieur de petits pores (Jardine *et al.,* 1990).

Les travaux de Luxmoore *et al.,* (1990), révèlent qu'hydrologiquement la macroporosité n'est pas totalement active. Le transfert de l'eau dans le sol est souvent utilisé comme indicateur dans la structuration du sol parce qu'il reflète les effets globaux de la porosité totale, la distribution et la continuité des pores et de la transmission de l'eau dans le sol (Ress *et al.,* 1999).

Globalement, les propriétés hydriques du sol déterminent la rétention de l'eau, elle varient considérablement avec la géométrie des pores (Singh *et al.,* 1995). Dans un sol saturé en eau, le déplacement de l'eau a lieu dans tous les pores interconnectés et dans un sol non saturé en eau, l'eau ne s'écoule que dans les pores pleins d'eau et interconnectés (Calvet, 2003), le même auteur, évoque qu'il existe aussi un transport de l'eau à l'état de films liquides sur les parois des pores et à l'état de vapeur, mais les flux correspondants sont plus petits sauf dans les milieux très secs. La conductivité hydraulique K(h) est un paramètre utilisé pour exprimer la perméabilité de l'eau dans le sol. Calvet (2003), la considère comme l'aptitude du sol ou celle d'un milieu poreux à permettre le déplacement d'une phase liquide continue dans les pores non fermés. Elle s'exprime par un coefficient caractérisant la vitesse à laquelle l'eau s'infiltre dans le sol, selon son état hydrique (Bottinélli, 2010). Le même auteur, signale qu'elle est principalement contrôlée par les macropores du sol, pour les potentiels hydriques proche de la saturation. Il est important à indiquer que la relation entre la conductivité hydraulique et la structure du sol ainsi que les divers facteurs qui affectent sa valeur ne sont pas les même dans un sol saturé et dans un sol non saturé. La conductivité hydraulique dépend de la structure par la géométrie des pores dont l'influence peut être analysée à l'aide de trois paramètres : rayon des pores, leur tortuosité et leur connectivité (Calvet, 2003). Le changement dans la distribution de taille des pores est directement corrélé avec la diminution de la conductivité hydraulique (Paglai et Vigozzi, 2002). Hallaire *et al.* (2004), indiquent que les classes des pores les plus grossiers et en premier lieux les pores d'assemblages sont responsables des transferts dans les domaines les plus proches de la saturation. La comparaison entre les propriétés hydriques et la distribution morphologique des pores réalisée par Citeau *et al.* (2008) montrent qu'il existe une bonne adéquation entre l'abondance des pores d'assemblage et les transferts d'eaux aux faibles potentiels. Pratiquement, dans un sol saturé en eau ou suffisamment hydraté, l'essentiel du flux d'eau est assuré par les pores de grandes dimensions. Le tableau (4) nous montre la relation entre la conductivité hydraulique et la nature des macropores, les fissures et les canicules biologiques (galeries de vers de terre, passage de racine…) qui jouent un rôle important dans le transport de l'eau. Le concept de macropores est

important pour expliquer le transport de l'eau en milieux saturés en eau, mais il l'est aussi pour comprendre les modalités du transport préférentiel au cours de l'infiltration (Clavet, 2003).

Tableau 4. Domaine de valeur de la conductivité hydraulique et nature des macropores correspondants (d'après Mckeague *et al.,* 1982 cité par Clavet, 2003).

conductivité hydraulique d'un horizon		**porosité**
Cm/jour	**m/s**	
<4	$<4.6 \times 10^{-7}$	Absence de biopores et de fissures.
4 – 10	4.6×10^{-7} - 1.2×10^{-6}	Quelques biopores et de fissures.
10 – 40	1.2×10^{-6} - 4.6×10^{-6}	Moins de 0.02% de la porosité sont constitués par des macropores traversant l'horizon.
40 – 100	4.6×10^{-6} - 1.2×10^{-5}	0.02% à 0.1% de la porosité sont constitués par des macropores traversant l'horizon pour certains.
100 – 400	1.2×10^{-5} - 4.6×10^{-5}	0.1% à 0.2% de la porosité sont constitués par des macropores avec des fissures d'au moins de 2mm de diamètre dont la moitié traversant l'horizon pour certains.
400 - 1200	4.6×10^{-5} - 1.4×10^{-4}	0.2% 0.5% de la porosité sont constitués par des macropores avec des fissures d'au moins de 2mm de diamètre dont la moitié traversant l'horizon pour certains.
>1200	$> 1.4 \times 10^{-4}$	Plus de 0.5% de la porosité sont constitués par des macropores avec des fissures d'au moins de 2mm de diamètre dont la moitié traversant l'horizon.

.

III. L'utilisation des eaux non conventionnelles en agriculture

III. 1. Situation au niveau mondial

A l'échelle mondiale, l'agriculture reste le secteur le plus consommateur et exigeant en terme d'utilisation de l'eau et ses besoins ne cessent de croitre en quantité. Le manque d'eau sévit régulièrement dans les régions arides et semi-arides où le régime des pluies est aléatoire. Dans ces milieux il est nécessaire de préserver l'eau de pluie pour la consommation humaine et de rechercher à mobiliser d'autres ressources en eau non conventionnelle pour contourner le problème de déficit hydrique et assurer le développement du secteur agricole. La quantité considérable de l'eau usée générée chaque année, ainsi que la pénurie de l'eau fraiche causée par l'irrégularité des précipitations dans le temps et dans l'espace, traduit l'ampleur de la réutilisation de cette source non conventionnelle en agriculture dans ces régions.

Remini, (2010), indique que les prévisions de rejet des eaux usées des agglomérations urbaines sont évaluées à près de 1300 million de m^3 en 2020 et que vers 550 million de m^3 seront recyclées dans le nord de l'Algérie. L'utilisation des eaux usées en agriculture n'est pas une pratique qui appartient à un passé proche. Scott *et al.* (2004); Buechler *et al*. (2006), indiquent que cette dernière est une pratique ancienne dans le monde entier**.** Drechsel *et al.* (2011), indiquent que pendant des siècles, les agriculteurs chinois ont utilisé les excréments humains et animaux comme engrais et que, avant l'introduction des technologies de traitement dans plusieurs villes européennes et nord américaines, les eaux usées étaient évacuées vers les champs agricoles. Jiménez et Asano (2004), estiment que plus de 20 millions d'hectare de terres agricoles dans les pays en développement sont irrigués avec les eaux usées. Dans la plupart de ces pays il n'existe pas d'installations de traitement des eaux usées et lorsqu'il y en a elles ne fonctionnent pas correctement (Quadir *et al.,* 2007), ce qui peut avoir des répercussions sur la santé et l'environnement. Les mêmes auteurs signalent que l'utilisation des eaux usées recyclées a subit une croissance au cours des dernières années dans plusieurs pays en Moyen orient, Afrique du nord, la méditerranée, au Etats unis, l'Amérique latine et l'Australie.

La composition des eaux usées est très hétérogène. Elles contiennent différents types et niveaux de concentrations en éléments nutritifs et en composants indésirables, cela influence leur qualité qui est en relation avec l'origine de l'eau et le degré de traitement. Il est connu que

les eaux usées industrielles sont les plus polluées en métaux (selon l'origine de l'industrie) et que les eaux usées domestiques ont un pH alcalin et riche en pathogènes.

La réutilisation des eaux usées en agriculture présente un certain nombre d'avantages parallèlement aux inconvénients bien connus. Beaucoup de faveurs rendent l'utilisation de l'eau usée en agriculture une pratique prometteuse : **(i)** l'eau usée est une source non conventionnelle fiable et disponible toute l'année et son volume tend à augmenter, contrairement aux précipitations et permet la réduction des prélèvements de l'eau souterraine, **(ii)** l'eau usée est riche en éléments nutritifs et matières organiques, selon OMS (1989), l'utilisation de cette pratique permettra de réduire près de 30% des apports d'engrais, Pekrun *et al.* (2003), signalent une augmentation des teneurs en azote et carbone organiques dans les cinq à dix premiers centimètres de sol irrigué à l'eau usée et la quantité élevée de matières organiques permet de conserver une minéralisation importante en irrigué à l'eau usée, **(iii)** cette pratique permet de réduire la pollution de l'eau de surface en évitant leur déversement sur les oueds. Cette pratique peut aussi entrainer certains risques notamment : **(i)** la présence de microorganismes pathogènes dans les eaux usées en particulier lorsque les eaux ne sont pas traitées ou médiocrement traitées **(ii)** les eaux usées surtout industrielles peuvent contenir des substances toxiques et des métaux lourds qui finiront par s'accumuler dans le profil du sol et s'infiltrer vers les eaux souterraines **(iii)** l'excès en éléments nutritifs présente des incidences négatives sur le sol par accumulation dans la zone racinaire, le problème le plus répandu est la salinité des sols.

Malgré que l'irrigation avec les eaux usées brutes est strictement interdite par la loi, et malgré les normes de qualité des eaux usées destinées à l'irrigation qui ont été établies par chaque pays, l'utilisation de cette eau usée non traitée reste la plus répandue dans les pays en développement. Hartani (1998), estime que 8% des terres irriguées reçoivent des eaux non traitées, et que la réutilisation après traitement est quasi inexistante. Sou (2009) et Tamrabet (2011), indiquent que l'irrigation avec les eaux usées brutes est la plus répandue dans les pays en sous-développement et Jiménez et Asano (2004), estiment que plus de 20 millions d'hectares de terre agricoles sont irrigués avec les eaux usées brutes. L'obligation de choisir entre la pénurie de l'eau et la réutilisation des eaux usées peut être allégée par une bonne politique de gestion des eaux usées.

III. 2. Impact de l'utilisation des eaux usées sur la qualité du sol

Globalement les effets de l'irrigation sur la qualité du sol sont en relation avec les propriétés du sol lui-même ainsi que de la qualité de l'eau d'irrigation. Beaucoup d'études ont été réalisées sur ce sujet. La salinisation qui peut être due par l'irrigation avec les eaux usées entraine un effondrement de la structure du sol, ainsi qu'une disparition des pores et des interconnexions qui assurent le passage de l'eau et de l'air (OMS, 2013). Les travaux de Chenini *et al.(*2002) réalisés en Tunisie sur un sol à structure légère, montrent une amélioration importante de l'indice d'instabilité structurale du sol par la couche superficielle. Mapanda *et al.* (2004) ; Dère *et al.* (2006), indiquent une accumulation importante des éléments traces métalliques dans le sol après une longue durée d'irrigation avec les eaux usées. Une augmentation des teneurs en Fe et Mn dans les sols irrigués avec les eaux usées a été signalée par Mohammad et Mazahreh (2003), alors que Madyiwa *et al.* (2002), indiquent que cette accumulation est en relation avec la concentration des eaux d'irrigation par ces éléments. Toutefois Sou (2009), confirme que la teneur élevée en matière organique influence l'immobilisation des métaux lourds. Mancino et Pepper (1992), indiquent l'absence d'effet d'accumulation des éléments traces métalliques sur le sol irrigué à l'eau usée. Parmi les préoccupations actuelles concernant la réutilisation des effluents dans l'agriculture, c'est l'impact défavorable sur certaines propriétés hydro physiques du sol en particulier la conductivité hydraulique (Gonçalves *et al.,* 2007).

Dans la littérature scientifique, il n'existe pas de consensus concernant les effets de l'irrigation à l'eau usée sur la conductivité hydraulique. De nombreuses études s'accordent pour dévoiler qu'un sol déjà irrigué à l'eau usée révèle une réduction importante de la conductivité hydraulique (Vinters, 1983 ; Cook *et al.,* 1994; Halliwell *et al.,* 2001 ; Viviane et Lovino, 2004) du fait du colmatage physique ou biologique du sol causé par une concentration élevée en matière en suspension (MES) et DBO et l'accumulation de débris cellulaires dans les pores (Sou, 2009). Siegrist (1987), affirme que ce colmatage des pores concerne la couche superficielle du sol. Par contre, d'autres auteurs mentionnent un effet positif de l'utilisation des eaux usées sur les propriétés physiques du sol**,** Chinini *et al,* (2002) ; Minhas et Samra, (2004), démontrent une amélioration dans la porosité totale et la conductivité hydraulique. Agassi *et al. (*2003), concluent que les effluents domestiques n'ont pas d'effets négatifs sur les paramètres hydro physiques et la stabilité des terres agricoles en l'absence de problèmes de drainage.

Matériel et méthodes

I. Aperçu sur les prairies naturelles des Hautes Plaines de l'est Algérien

Les hautes plaines de l'est Algérien constituent un pole d'excellence de l'agriculture et présentent la moitié des superficies céréalières du pays, caractérisées par des formations alluvionnaire du Miocène et du Quaternaire. Ces zones appartiennent à l'étage bioclimatique semi-aride avec des amplitudes thermique importantes, caractérisées par des étés chauds succédant des hivers très rigoureux où interviennent le gel et la neige. La pluviométrie annuelle dans ces plaines est faible et irrégulière impliquant des périodes de sécheresse. Les hautes plaines Sétifiennes font partie de ce grand ensemble des hautes plaines de l'est Algérien, la céréaliculture et l'élevage constituent la base de l'agriculture dans cette zone potentielle caractérisée par des sols calcimagnésiques bruns calcaires parfois entrecoupés de sols d'apport alluvial pourvu en matières organiques profonds et lourds.

Les prairies naturelles occupent une place très importante en agriculture et forment un agro-écosystème particulier qui assure de nombreux services écosystémiques, elles constituent : (i) un facteur d'équilibre écologique, (ii) une diversification des systèmes d'élevage (iii) et une réserve de ressources biologiques.

Dans les hautes plaines Sétifiennes, les prairies naturelles se localisent sur l'étage bioclimatique compris entre 200 mm/an et 600 mm/an au nord et se repèrent dans les bords d'oued et les bas-fonds. Leurs superficies ont connus une forte régression depuis l'indépendance où elles occupaient une surface de 24820 ha ce qui représente 1.07% de la SAT de la wilaya de Sétif.

L'irrigation des prairies est une activité très importante et même primordiale, vu qu'elles se trouvent dans une zone semi-aride, comme c'est déjà indiqué, caractérisée par de fortes amplitudes thermiques, des pluies irrégulières ce qui impliquait de longues périodes de sécheresse.

Oued Boussellam est un cours d'eau permanent (Bnider, 2006 ; Tedjari, 2006; Limani, 2008; Bentouati et Bouzidi, 2012) qui traverse la ville de Sétif et 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.

Conséquemment à la baisse du niveau de la nappe phréatique et au déficit pluviométrique et pour répondre aux besoins en matière d'irrigation de ces espaces d'herbe prairial, les agriculteurs pratiquent l'irrigation par submersion dans différentes périodes selon le mode de gestion : pour ceux qui pratiquent une seule fauche l'irrigation se fait de fin mars à fin mai, alors que pour les deux fauches l'arrosage se pratique d'avril à mai et de juin à fin juillet.

D'un coté, l'utilisation des eaux d'Oued Boussellam pour l'irrigation constitue une source d'eau gratuite et sûre et permet de pallier à la cherté des engrais car elles sont chargées d'éléments fertilisants, de l'autre coté cette pratique peut engendrer beaucoup de problèmes à l'écosystème prairial, car Boussellam est considéré comme un milieu récepteur du déversoir du réseau d'assainissement des agglomérations limitrophes qui comprennent des eaux de différentes natures. A cela s'ajoute les eaux des réseaux unitaires, les effluents agricoles (engrais et pesticides) et les eaux traitées rejetées par la station d'épuration.

II. Présentation de la région d'étude

Notre investigation a été menée dans la zone pré urbaine de la ville de **Sétif** (36° 11' 29 N, 5° 24' 34 E) qui est localisée dans les hautes plaines céréalières de l'est Algérien à 900 m d'altitude (fig. 2). Le climat est continental semi- aride avec des étés chauds et secs et des hivers rigoureux, les pluies sont insuffisantes et irrégulières et varient entre 251,7mm et 614,73mm (sur une période de 23ans (1992-2011), la moyenne est de 402,49 mm avec le cumul le plus faible de 251,7mm enregistré en 2001, alors qu'en 2011 nous avons enregistré le cumul le plus élevé de 614,73 mm (tab. 5)

Tableau 5. Variations interannuelles des précipitations **(1992/2011)**

Année	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**
P mm	467.62	386.89	254.06	418.59	421.70	352.57	445.08	384.50	331.00	251.7
Année	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**	**2007**	**2008**	**2009**	**2010**	**2011**
P mm	371.5	590.10	454.91	373.8	354.83	411.20	418.34	403.10	422.67	614.73

Source (ONM).

Les hautes plaines Sétifiennes se caractérisent par de grandes variations thermiques. On se référant au tableau (6) qui représente la répartition des températures mensuelles moyennes,

maximale et minimale durant une période étalée sur 31 années (1981- 2011), on remarque que la température moyenne varie entre 5.48 C° au mois de janvier et 26,38 C° au mois de juillet. Donc on constate que le mois le plus froid est le mois de janvier (1,35 C°), alors que le mois le plus chaud et celui de juillet.

Tableau 6. Répartition des températures moyennes mensuelles durant la période 1981- 2011

	Jan	**Fév**	**Mar**	**Avr**	**Mai**	**Juin**	**Juil**	**Aou**	**Sep**	**Oct**	**Nov**	**Déc**
Tmoy	5,48	6,57	9,24	12,05	16,97	22,54	26,38	25,99	21,10	16,17	10,12	6,44
Tmax	9,71	11,25	13,46	17,54	23,06	29,37	33,57	32,92	27,20	21,47	14,56	10,45
Tmin	1,35	1,93	4,19	6,51	10,81	15,68	19,16	19,11	15,13	11,02	5,76	2,48

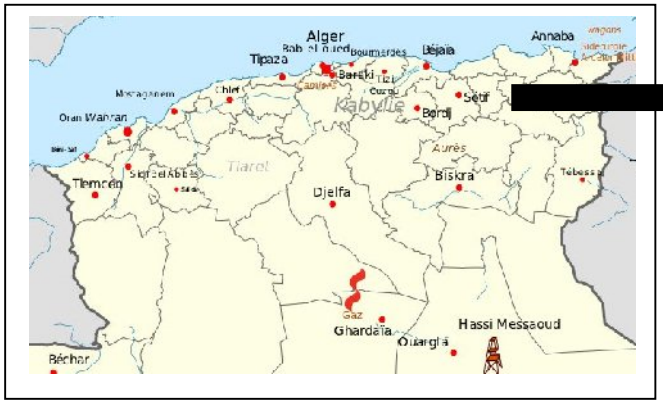
Source (ONM)

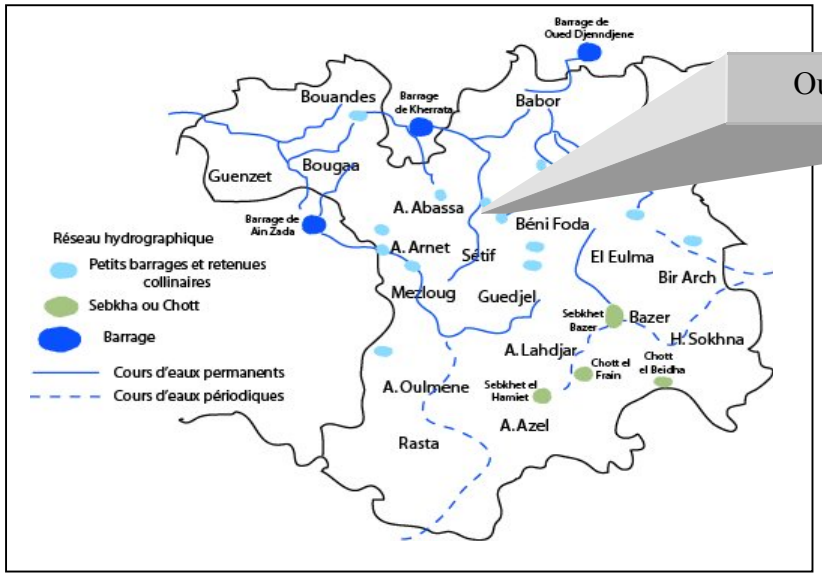
L'oued Boussellam représente le principal axe hydrographique de Sétif. Il prend sa source à Ras Ain Boussellam qui se trouve au nord de Farmatou et draine les eaux vers Oued Sommam. Avec une longueur de 159 km et un volume régularisable annuellement de près de 38 Hm^3, il prend sa source à une altitude de 1100 m environ à cinq kilomètres au nord – ouest de la ville de Sétif (Sersoub, 2012).

La vallée d'Oued Boussellam se situe à l'ouest de la ville de Sétif à une altitude décroissante de 1100 m à 970 m du nord au sud**.** Elle est étalée sur deux versant plus au moins irréguliers de forme et de pente sur les deux rives d'Oued Boussellam qui s'étend du nord vers le sud et coule gravitairement (Limani, 2008). L'oued est cerné par la plaine du quaternaire récent aux calcisols. Ces deux rives portent des sols peu évolués d'apport alluvial **(**Limani, 2008). Oued Boussellam est un cours d'eau permanent (Bnider, 2006 ; Tedjari, 2006 ; Bentouati et Bouzidi 2012). Depuis les années soixante Boussellam est alimenté par les eaux usées de la ville de Sétif. Depuis ce temps, et étant une source permanente et gratuite d'eau et de fertilisants, cet Oued est utilisé pour l'irrigation de l'espace prairial. D'après Boudjenouia *et al.* (2006), les prairies naturelles sont devenues plus importantes dans la commune de Sétif que dans la *wilaya*

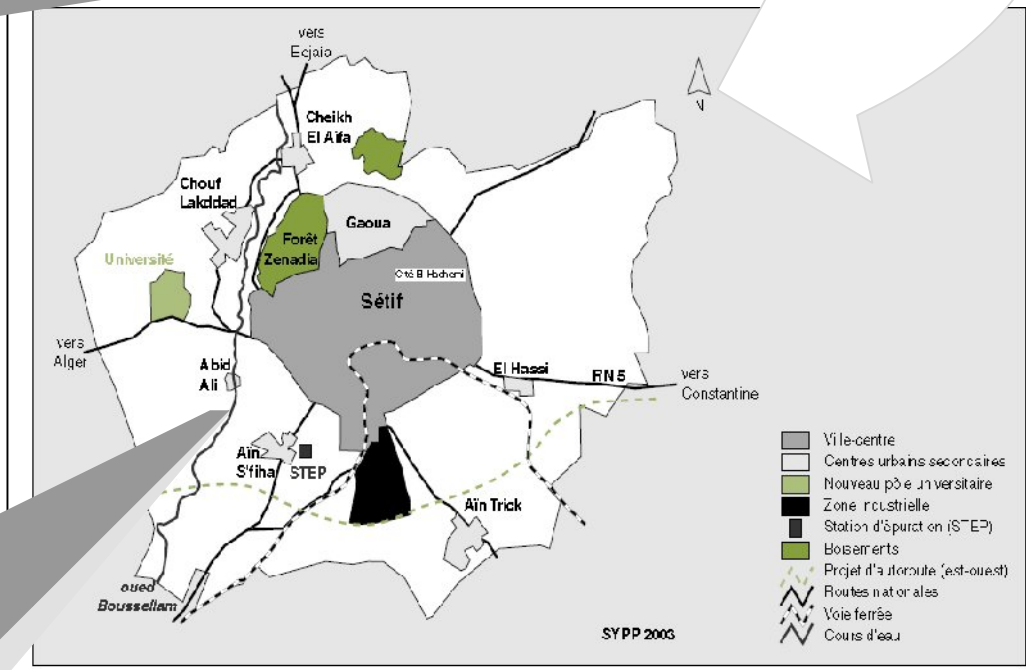
(5,5 %, contre 0,2 %). Mais cette pratique a des répercussions graves sur la santé et sur l'environnement, surtout que l'oued reçoit des eaux usées urbaines brutes, en plus des eaux de lavage et même des déchets solides de toutes natures sans oublié les effluents agricoles et les eaux traitées rejetées de la STEP. Malgré que cet Oued représente la principale source du barrage Ain Zada, qui alimente quatre villes environnantes, il subit une pollution très sévère (Bentouati et Bouzidi, 2012). Oued Boussellam n'est pas utilisé seulement pour l'irrigation des cultures, mais même pour abreuver les cheptels ovins et bovins (Kebich *et al.,* 1999).

La station d'épuration des eaux usées crée en 1996, traite plus de la moitié des effluents liquides générés par la ville et déverse les eaux traitées dans oued Boussellam.





Oued Boussellem



Oued Boussellem

Figure 2. Cartes représentatives d'Oued Boussellem

III. Echantillonnage

1. Echantillonnage des eaux usées

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 micro-organismes. Pour évaluer la pollution d'une eau usée, une caractérisation d'un certain nombre de paramètres physico-chimique et microbiologique est vivement recommandée.

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté ; il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (gaz dissous, matières en suspension, etc.). (Rodier *et al.,* 2009). La caractérisation chimique des eaux a été effectuée durant la saison pluviale sur des échantillons prélevés dans des bouteilles en polyéthylène de 1,5 litre de telle façon qu'il n'y est aucune bulle d'air et qu'elle ne soit pas éjectée au cours du transport. L'eau a été prélevée sur trois sites : **S1** site de déversement des eaux urbaines, **S2** site de déversement des effluents agricoles et **S3** site de déversement des eaux traitées. Avec trois répétitions dans chaque site, ces trois sites de prélèvement sont symbolisés par **U (**eaux urbaines)**, A** (effluents agricoles) et **T** (eaux traitées) sur la figure 3.

Les mesures de température, pH, CE, Oxygène dissous et TSD ont été réalisées sur place à l'aide d'un multi-paramètre (HORIBA type W-23XD**)**. Les analyses physico-chimiques, ont été réalisées au niveau du laboratoire Ressources Naturelles et Aménagement des Milieux Sensibles (RNAMS) à université d'Oum El Boughi. Les chlorures (méthode de Mohr), nitrates (En présence de salicylate de sodium, à 415nm), phosphates (par spectrométrie d'absorption moléculaire à 700 nm), les sulfates (par la méthode néphélométrique à 650nm) ainsi que l'ammonium (mesure spectrométrique à 655nm), le calcium et magnésium (par complexométrie avec une solution d'E.D.T.A et avec comme indicateur coloré : murixide) sont analysés selon Rodier *et al*. (2009). La quantité des MES a été obtenue par centrifugation (Rejsek, 2002). La mesure de DBO5 à l'aide d'un DBO mètre et DCO par un DCO mètre. Le Na, K, Fe, Cu, Zn et Mn ont été analysés par spectrophotométrie à absorption atomique au niveau du laboratoire de l'institut national des sols, d'irrigation et de drainage (INSID) Oum El Bouaghi. D'autres échantillonnages ont été effectués dans des flacons en verre stériles pour la caractérisation bactériologique effectuée au niveau du laboratoire EURL SID (laboratoire d'analyse de la qualité des eaux des produits agroalimentaires, cosmétiques et détergents).

Figure 3. Image satellitaire d'Oued Boussellam avec les sites des prélèvements (U : urbains, A : agricoles, T : traités)

4. La conductivité hydraulique

La conductivité hydraulique proche de la saturation k(h) est mesurée in situ à quatre potentiels de pression différents (-1.5, -0.6, -0.3 et - 0.06 kPa). Les mesures ont été réalisées en allant de la pression la plus basse (-0.06 kPa) à la plus élevée (-1.5 kPa) à l'aide d'un infiltromètre multi-disques à succion contrôlée TRIMS (triple-ring infiltrometer with multiple succion) avec un diamètre moyen de 80 mm.

5. La rétention en eau

Une Marmite de richards à haute pression a été utilisée pour mesurer l'évolution de la teneur en eau des échantillons des trois traitements étudiés en fonction de la pression appliquée sur ces échantillons par voie de dessiccation. Des cylindres ont été utilisés pour prélever les échantillons. La teneur en eau volumétrique a été mesurée pour les différents potentiels de pression (pF) : 0, 3- 0,4- 0,78- 1 -1,18 -1,5 2- 2,5 -3 et 4,2.

6. Mesure de la porosité surfacique par analyse d'images

La description de la morphologie des pores, a été faite sur des blocs de sol (12cm de longueur x 6 cm de largeur x 6 cm de profondeur) (fig. 4) à structure non perturbée, prélevés à l'emplacement des essais d'infiltrations (Kribaa, 2003 ; Hallaire *et al.,* 2004) sur deux profondeurs (0-15cm et 15-30cm). Les échantillons sont déshydratés par échange eau acétone (Murphy, 1986), pour prévenir la formation des fissures lors de dessiccation, avant d'être imprégnés d'une résine d'inclusion contenant un colorant fluorescent (Murphy *et al.,* 1977; Ringrose-Voase, 1996). Après durcissement, les blocs sont coupés horizontalement, à l'aide d'une scie à eau, en trois tranches. Cette coupe permet d'avoir une coupe à travers la structure (Ringrose-Voase, 1996), et donne cinq sections polies.

Les images ont été capturées sur les cinq sections de chaque bloc, sous une lumière UV qui excite le pigment fluorescent où la phase solide est sombre et les pores sont lumineux à cause de la résine qui les remplit. Nous avons utilisé une camera NIKON 700 avec cinq résolutions spatiales de 50µm /pixel, 30µm /pixel, 5.88µm /pixel, 2.63µm /pixel et 0,93µm /pixel et une résolution spectrale de 256 niveaux de gris. L'analyse d'image a été réalisée en utilisant le logiciel Visilog. Dans chaque bloc plusieurs images ont été saisies.

Les classes typologiques des pores ont été obtenues par l'indice d'allongement : **e**

e= (périmètre)^2/4 π area (Coster et Chermant, 1985; Lamandé *et al.,* 2003).

Trois classes de formes : pores arrondis (e<5), fissures (5<e<10) et pores d'assemblage (e>10) et quatre classes de taille ont été définies (tab. 7).

Tableau 7. Typologie des pores selon leur taille et leur forme pour les trois types d'effluents

Nombre totale d'image par section	Echelle d'observation (taille de champ en mm	Classes typologiques en μm^2	Classe de forme		
			e<5	5<e<10	e>10
1 image	50 µm / pixel Résolution d'image 1600 x 1200	a<80000 $8x10^4$<a<$8x10^5$ $8x10^5$<a<$8x10^6$ a > $8x10^6$	A1 A2 A3 A4	B1 B2 B3 B4	C1 C2 C3 C4
2 images	30 µm / pixel Résolution d'image 1600 x 1200	a<20000 $2x10^4$<a<$2x10^5$ $2x10^5$<a<$2x10^6$ a > $2x10^6$	A1 A2 A3 A4	B1 B2 B3 B4	C1 C2 C3 C4
8 images	5.88 µm / pixel Résolution d'image 1272 x 1017	a<7000 $7x10^3$<a<$7x10^4$ $7x10^4$<a<$7x10^5$ a > $7x10^5$	A1 A2 A3 A4	B1 B2 B3 B4	C1 C2 C3 C4
8 images	2.63 µm / pixel Résolution d'image 1272x 1017	a<800 $8x10^2$<a<$8x10^3$ $8x10^3$<a<$8x10^4$ a > $8x10^4$	A1 A2 A3 A4	B1 B2 B3 B4	C1 C2 C3 C4
8 images	0.93 µm / pixel Résolution d'image 1798x1438	a<500 500<a<5000 5000<a<$5x10^4$ a > $5x10^4$	A1 A2 A3 A4	B1 B2 B3 B4	C1 C2 C3 C4

IV. L'analyse des données

Les résultats ont été soumis à une analyse statistique, il s'agit notamment de statistiques descriptives, l'analyse de variance (ANOVA), ainsi une analyse en composantes principales (ACP) qui a été effectuée, en utilisant le logiciel statistique STATISTICA5.

Figure 4. Prélèvement des blocs de sols et préparation des tranches pour les analyses d'images et de la porosité

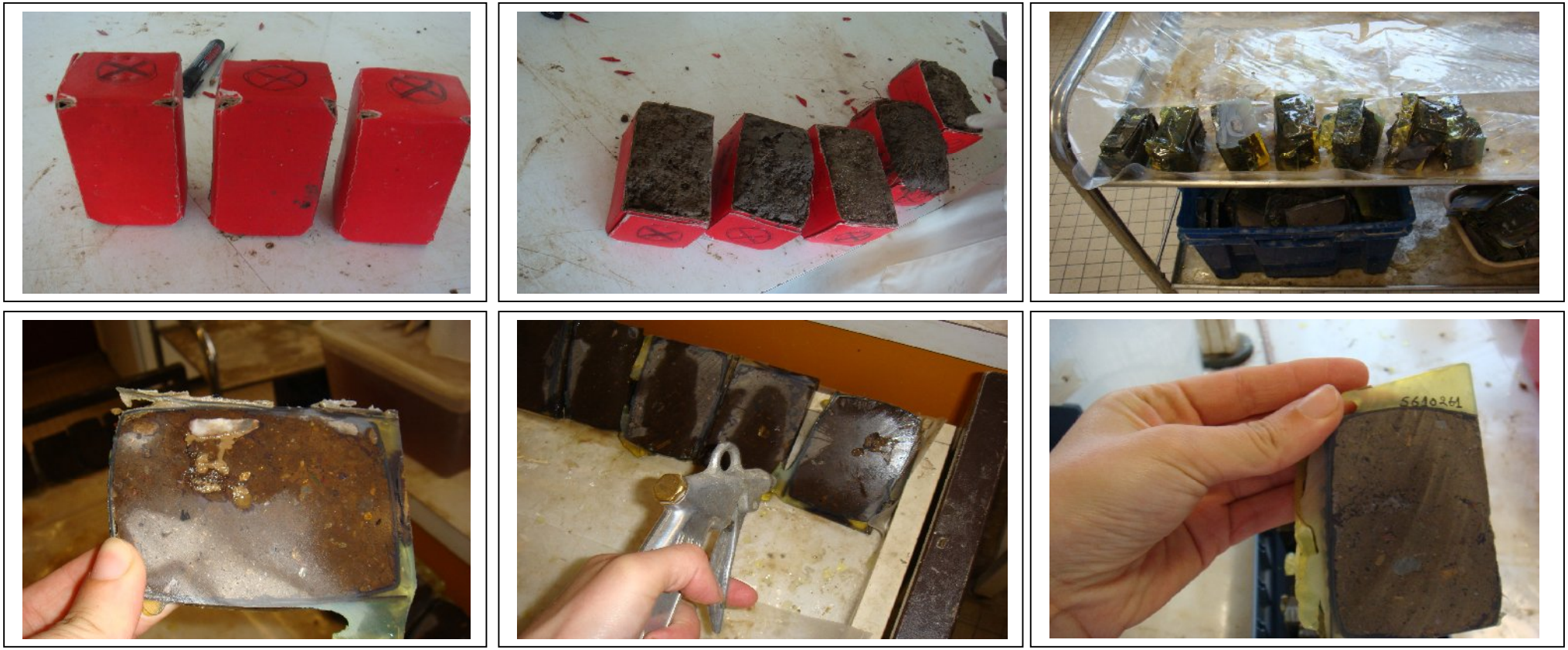


Figure 4. Prélèvement des blocs des sols et préparation des tranches pour les analyses d'images et de la porosité. (Suite)

Résultats et Discussion

II. Caractérisation des eaux usées destinées à l'irrigation

La caractérisation d'une eau se fait par détermination des paramètres physicochimiques et microbiologiques. La qualité de l'eau, soit destinée à l'irrigation ou à la consommation humaine, est actuellement très influencée par des facteurs anthropiques.

I.1. Caractéristiques physicochimiques

La température de l'eau est un facteur important dans l'environnement aquatique par ce qu'elle dirige les réactions physicochimiques et biologiques (Chapman et Kimstach, 1996). Les valeurs moyennes de la température mesurée in-situ pour les trois sites de l'Oued Boussellam sont inferieures à 25 °C (fig. 5) considérée comme valeur limite Algérienne des eaux superficielles (J. O. N° 34)**.** Nous avons enregistré des valeurs moyennes de 21,38 et 23,44 °C pour les sites de déversement des rejets urbains et traités, alors que les valeurs plus faibles sont enregistrées pour les sites de rejets agricoles (18,99 C°).

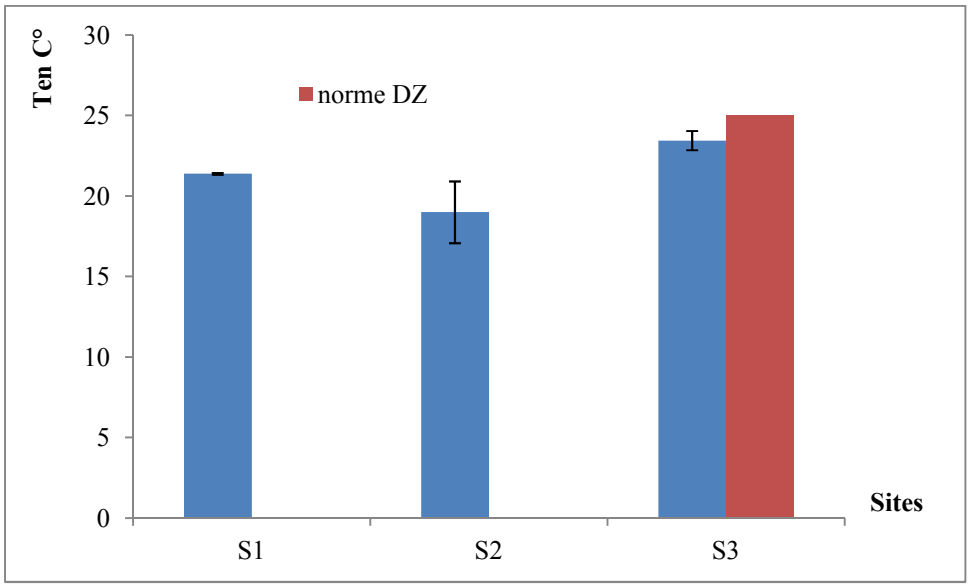


Figure 5. Variation spatiale de la température des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: agricoles, S3: effluents traités).

Le pH mesure l'alcalinité ou l'acidité de l'eau sur une échelle logarithmique de 0 à 14 et influence la plupart des réactions dans l'eau. Pour notre étude le pH a un caractère basique avec les valeurs les plus faibles enregistrées pour les sites des rejets agricoles avec une moyenne de 8,01 (fig. 6). Cette alcalinité est peut être due à la nature des eaux attribuée à l'oued, mais les valeurs enregistrées restent toujours dans la marge des normes Algériennes des eaux superficielles (entre 6,5 et 9 unités). Les valeurs obtenues sont légèrement

supérieures à celles trouvées par Bentouati et Bouzidi, (2012) et Kebeiche *et al.* (1999) qui ont trouvés des valeurs de pH entre 7 et 7,69.

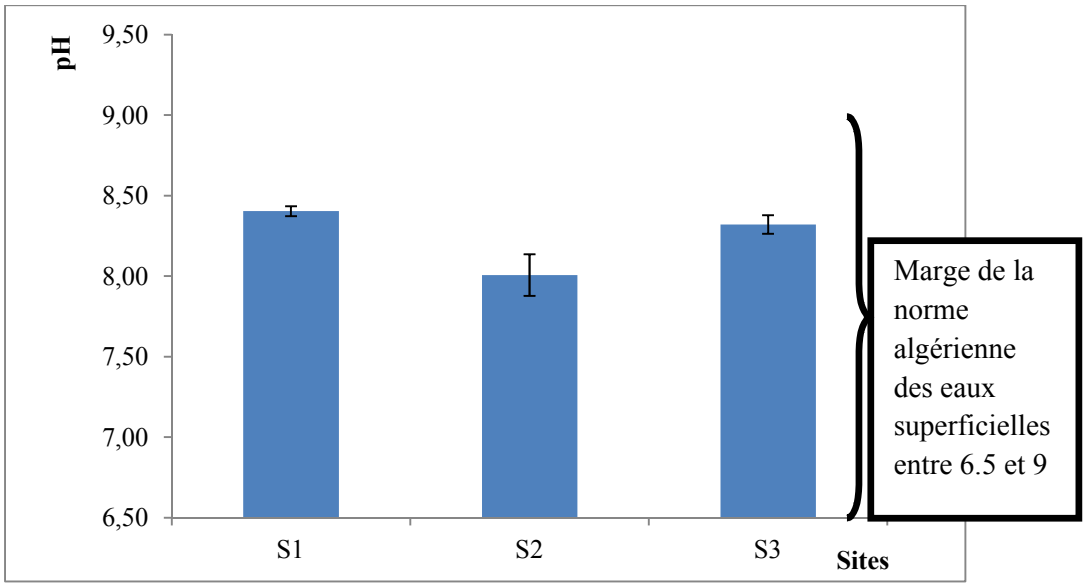


Figure 6. Variation spatiale du pH des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: agricoles, S3: effluents traités).

La mesure de la **conductivité électrique** (**C.E)** qui indique aussi la salinité et le degré de minéralisation d'une eau, est importante pour faire une caractérisation de l'eau. Nisbet (1970)(in Belghyti *et al*., 2009), signale que des valeurs entre 449,7µS/cm et 1037µS/cm mettent en évidence une forte minéralisation. Nos valeurs obtenues révèlent une minéralisation importante des eaux où la C.E dépasse 1000µS/cm pour les trois sites (fig. 7). Les valeurs moyennes de 1953 µS/cm de la C.E pour les sites de rejets des eaux traitées peuvent être dues à la nature des rejets ainsi que les eaux de lessivage agricole. La comparaison des valeurs de C.E enregistrées avec la norme Algérienne des eaux superficielles montre qu'elles sont inférieures à la norme considérée limite des eaux superficielles (2800 µS/cm). Dans le sol, sous l'effet de lixiviation, les sels solubles s'accumulent plus dans les couches profondes (Abu-Awwad, 1996).

Mohammed et Mazahreh (2003), indiquent que l'augmentation de la conductivité du sol irrigué avec l'eau usée par rapport à celle du sol irrigué avec l'eau pluviale est attribuable au niveau élevé des matières dissoutes dans l'eau usée.

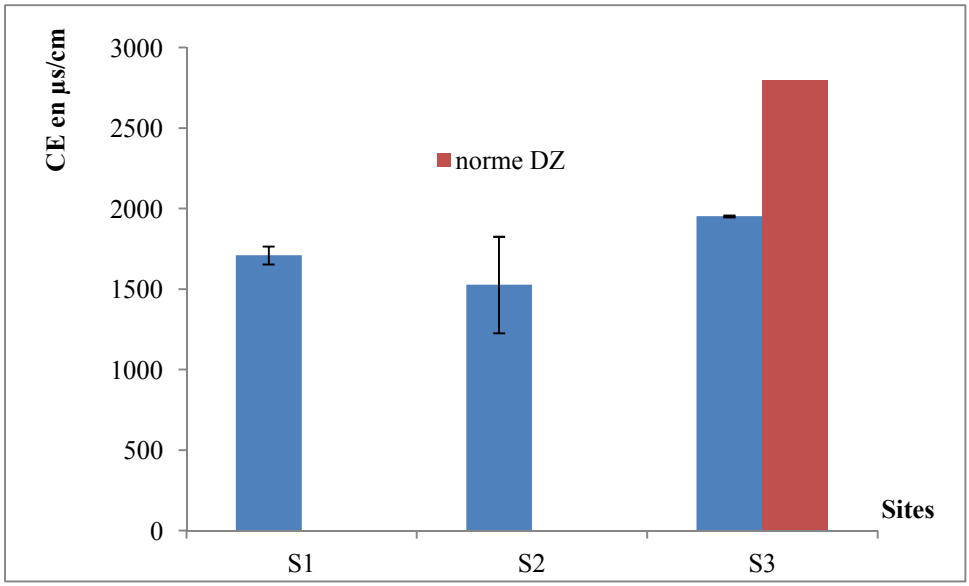


Figure 7. Variation spatiale de la conductivité électrique des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités. Norme DZ : normes algériennes des eaux de surface).

Le taux des sels dissous (TDS) 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. Dans l'ensemble, la mesure du taux des sels dissous révèle des valeurs élevées qui dépassent 1000 mg/l pour les trois sites de prélèvement prospectés (fig. 8). Les concentrations les plus élevées sont enregistrées au niveau du site des rejets traités avec une moyenne qui dépassent 1283.33 mg/l, suivi par celui qui charrie les rejets urbains avec une moyenne de 1133.33 mg/l. Les valeurs les moins faibles en taux de sels dissous sont marquées par le site des rejets agricoles avec une moyenne de 1033.33 mg/l. Ces valeurs importantes semblent influencer les valeurs de C.E où elles présentent la même allure de variation spatiale.

Dans les cours d'eau la présence de matières en suspension de fine taille est l'origine de **la turbidité**. Les valeurs moyennes les plus élevées sont enregistrées pour les stations de prélèvement de déversement des eaux usées urbaines (486 FTU), alors que des valeurs moyennes faibles sont observées pour les sites des rejets agricoles (fig. 9). Ces valeurs élevées dans les deux sites de déversement des eaux usées urbaines et traitées témoignent que l'eau est chargée en colloïdes et en matière organique en suspension.

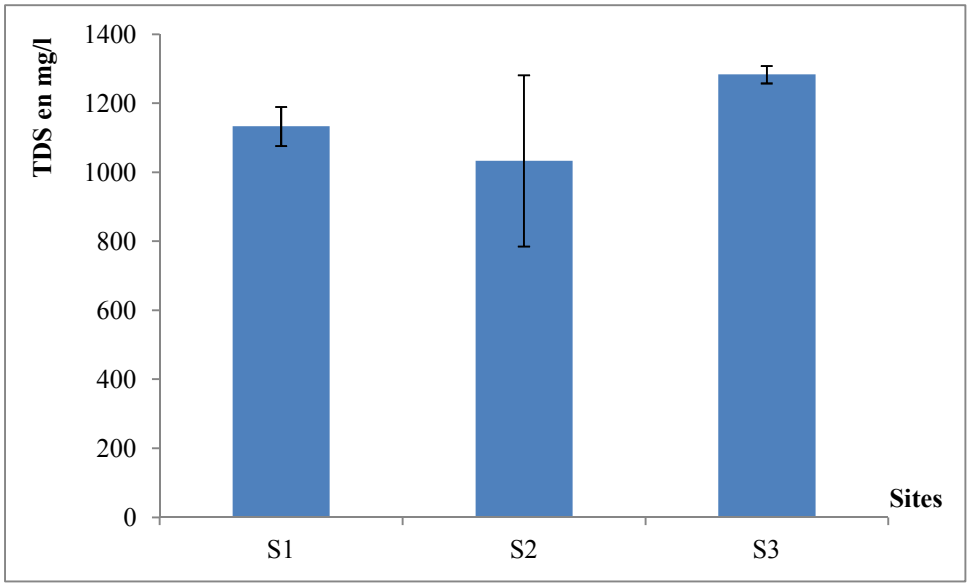


Figure 8. Variation spatiale du taux des sels dissous des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

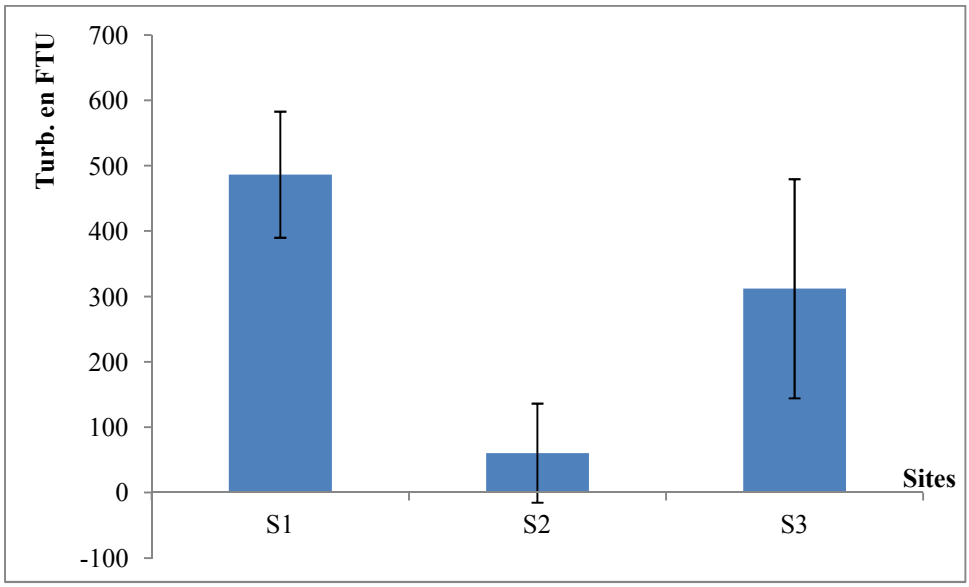


Figure 9. Variation spatiale de la turbidité des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

Avec le même ordre de variation, **les matières en suspension** (MES) ont des valeurs moyennes les plus élevées qui sont enregistrées dans le site de déversement des effluents urbains avec 587 mg/l (fig. 10). En comparant les valeurs moyennes obtenues des MES avec la norme algérienne des eaux superficielles (25 mg/l); les eaux des rejets d'eaux usées urbaines et les effluents agricoles présentent des valeurs 10 à 23 fois plus élevées que la norme. Cela est vraisemblablement du à la qualité des rejets liquides générés par les centres

urbains et ainsi qu'aux déchets solides déposées sur les rives de l'oued, et au lessivage des terres agricoles avoisinantes de la vallée. Kebeiche *et al.* (1999), signalent des valeurs moins faibles surtout pour les stations de prélèvement urbaines, ceci peut être attribué à la variabilité spatiale des points de prélèvement et temporelle quant à la qualité des déversements.

Dans les eaux superficielles, les MES peuvent avoir deux origines : soit l'érosion naturelle du basin versant suite à de violentes précipitations, soit à des rejets d'eaux résiduaires urbaines ou industrielles. Leurs effets sur les caractéristiques physicochimiques de l'eau sont très néfastes (modification de la turbidité des eaux, réduction de la lumière donc de la photosynthèse**…).** Sammori et *al.* (2004), indiquent 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. Cependant, les MES ont une valeur qui dépasse la norme. Ounoki et achour (2014), indiquent que pour diminuer la concentration des MES, il est possible de procéder à une décantation statique avec un temps de séjour bien limité. Cette décantation peut contribuer à la réduction de la DBO5 ainsi que les composés azotés et phosphorés.

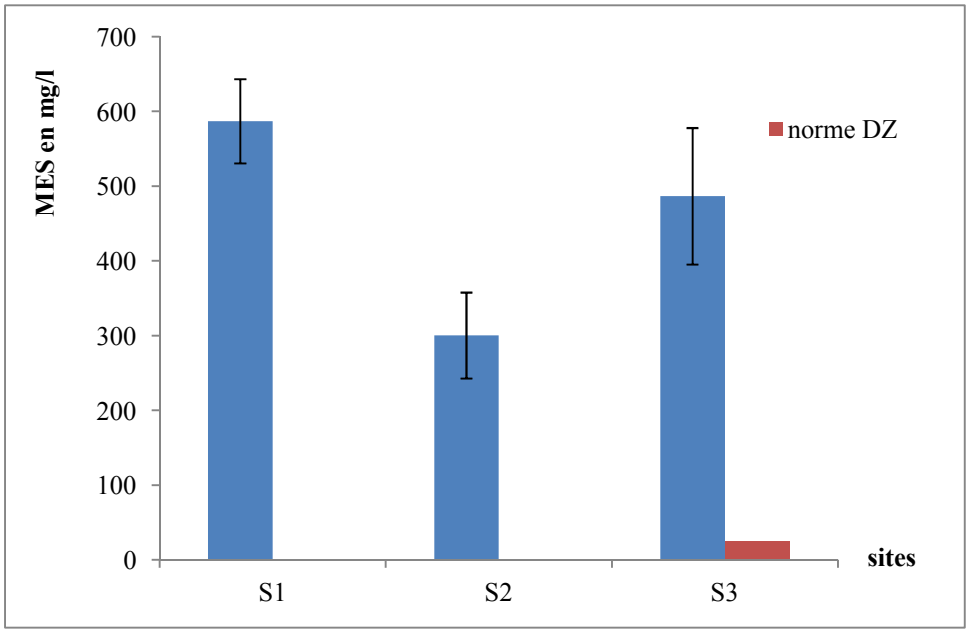


Figure 10. Variation spatiale des matières en suspension des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

Les teneurs en **Chlorures (Cl)** des eaux sont extrêmement variées et liées principalement à la nature des terrains traversés (Rodier, 1996).

Des valeurs élevées, qui dépassent la norme algérienne des eaux de surface, sont enregistrées ; surtout par les eaux déversées par la STEP de la ville où nous avons enregistré une valeur moyenne de 1,11 g/l (deux fois supérieures à la norme) et cela peut être dû à la nature de traitement de désinfection des eaux traitées suivie par la STEP.

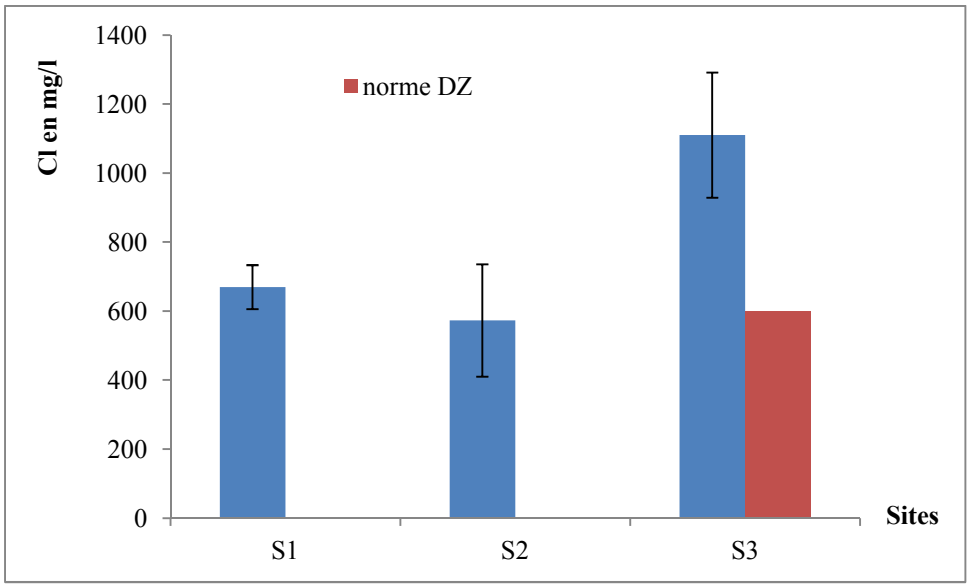


Figure 11. Variation spatiale des chlorures des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

Des valeurs moyennes généralement faibles sont enregistrées par les deux paramètres composants la dureté : **calcium (Ca^{2+}) et magnésium (Mg^{2+})**, avec des valeurs moyennes maximales de Ca^{2+} (57.44 mg/l) enregistrées pour les sites de prélèvement des rejets urbains (fig. 12), alors que les sites des effluents agricoles révèlent des valeurs moyennes maximales (65.61mg/l) en magnésium (fig. 13).

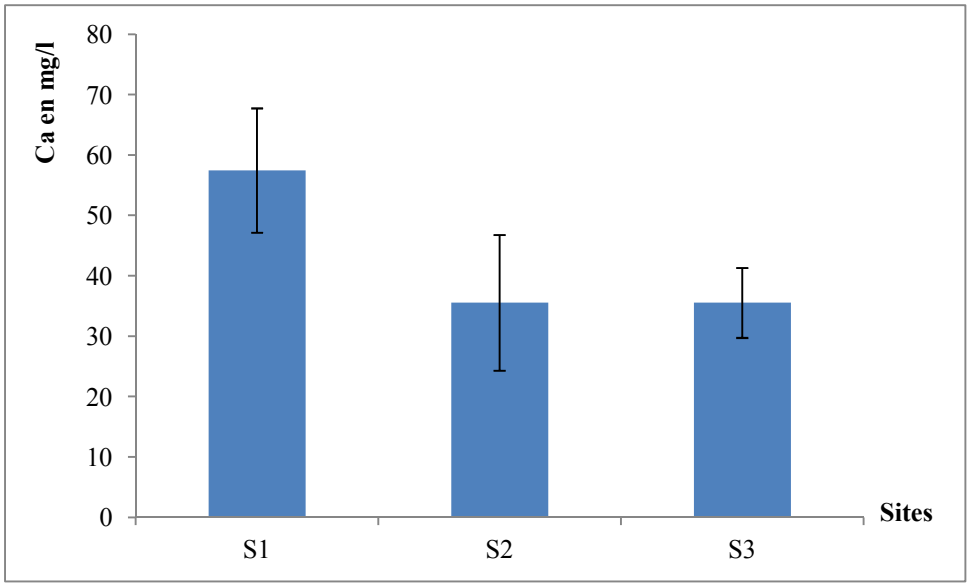


Figure 12. Variation spatiale de calcium des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

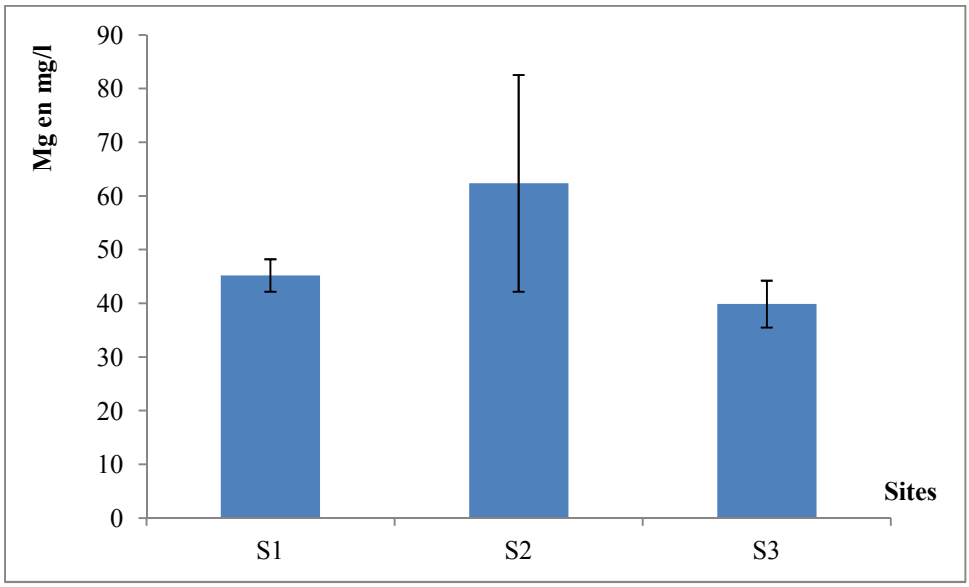


Figure 13. Variation spatiale de magnésium des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

Pour le **Na^+ et K^+,** des valeurs moyennes dans l'ensemble élevées sont enregistrées pour les deux sites de rejets urbains et traités, tandis que les valeurs les plus faibles sont enregistrées pour les sites des effluents agricoles.

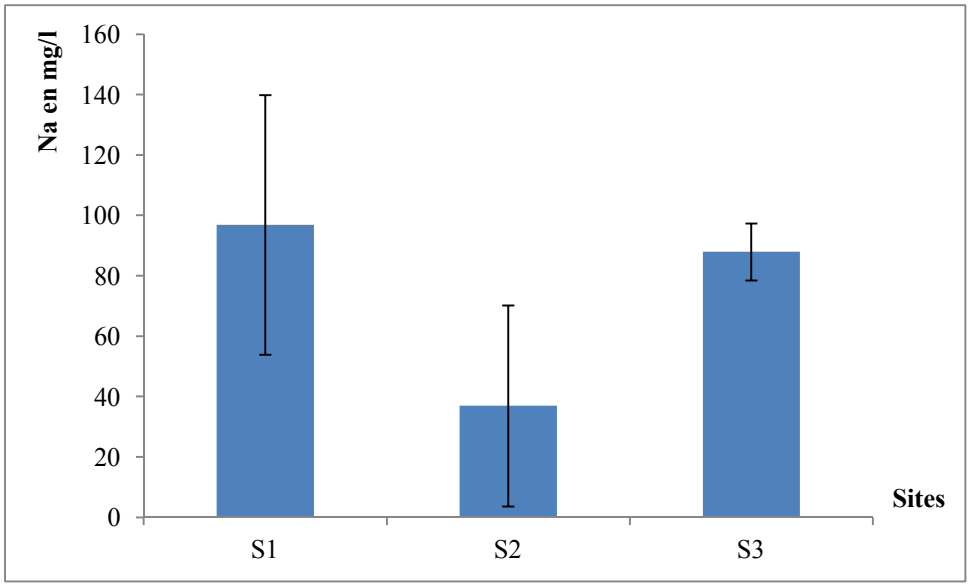


Figure 14. Variation spatiale du sodium des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

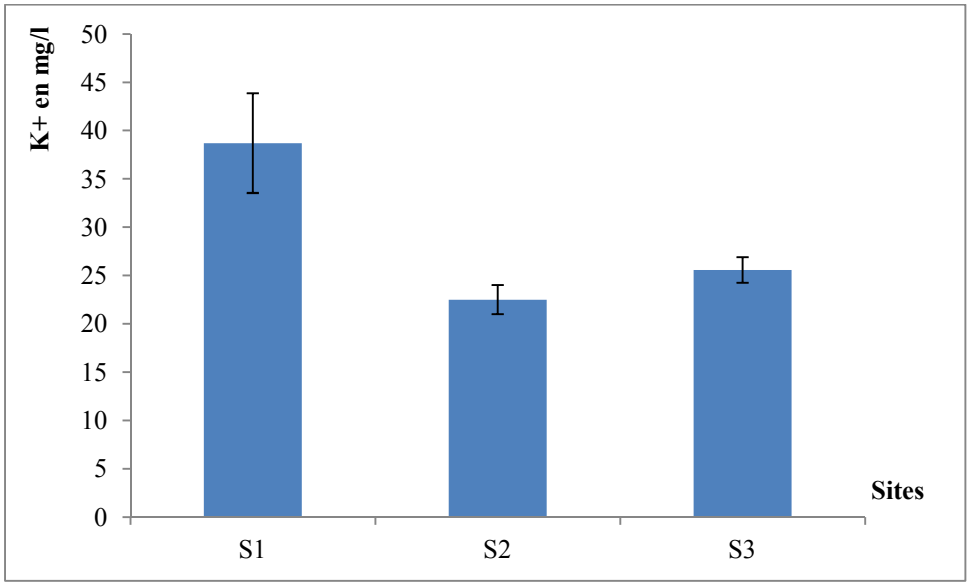


Figure 15. Variation spatiale du potassium des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

Les résultats relatifs aux différents **composés azotés** (Nitrates et Ammonium) montrent que les eaux de l'Oued Boussellam ne sont pas polluées, nous avons enregistré des valeurs moyennes très faibles par rapport aux normes algériennes des eaux de surface. Les valeurs moyennes de nitrates et d'ammonium enregistrées dans les sites des rejets urbains sont de 1,42 mg/l et 0,088 mg/l respectivement (fig. 16 et 17). Pour les deux autres sites, les valeurs ne dépassent guerre 0,55mg/l pour les $NO3^-$et 0,06mg/l pour $NH4^+$ ce qui est largement inférieure aux normes algériennes des eaux de surfaces limitées à 50 mg/l pour les nitrates et 4 mg/l pour l'ammonium et même très inférieure à 30 mg/l, norme algérienne des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation.

Ces résultats sont contradictoires aux résultats rapportés par Kebeiche *et al.* (1999), où ils ont trouvé des concentrations de nitrates et d'ammonium très élevées.

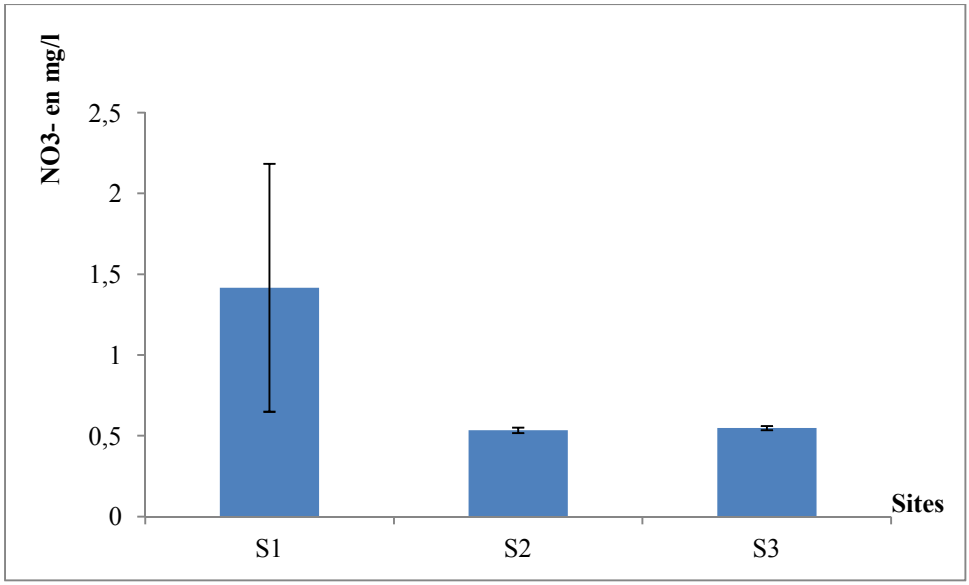


Figure 16. Variation spatiale des nitrates des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

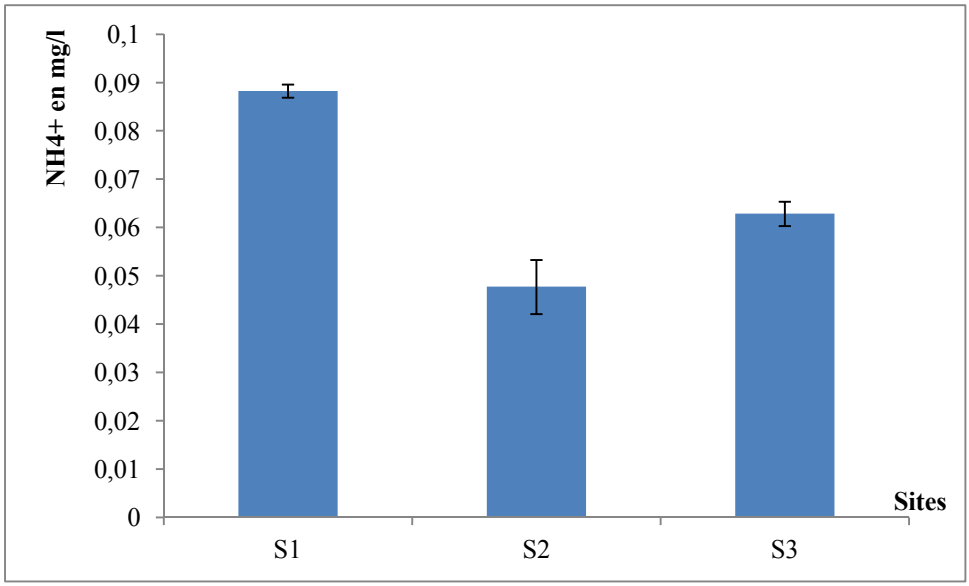


Figure 17. Variation spatiale de l'ammonium des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

D'après Derwich *et al.* (2010), les eaux de surfaces contiennent des teneurs très variables de **sulfates.** Au niveau de l'Oued Boussellam et pour les trois sites de rejets, les sulfates présentent des concentrations largement faibles (fig. 18) avec des valeurs moyennes pour les trois sites égales à 0,04 mg/l qui est 10000 fois moins inférieure à la norme algérienne de la qualité des eaux de surface limitée à 400 mg/l, ce qui indique que les eaux de l'Oued Boussellam ne sont pas assujetties à un risque de pollution par les sulfates.

Greenwood et al. (1984), ont constaté que les valeurs élevées des sulfates peuvent être enregistrées dans les cours d'eaux polluées surtout par les rejets industriels. Meybeck *et al. (*1996) indiquent une marge de variation des concentrations des sulfates de 2.2-58 mg/l pour les eaux de surfaces.

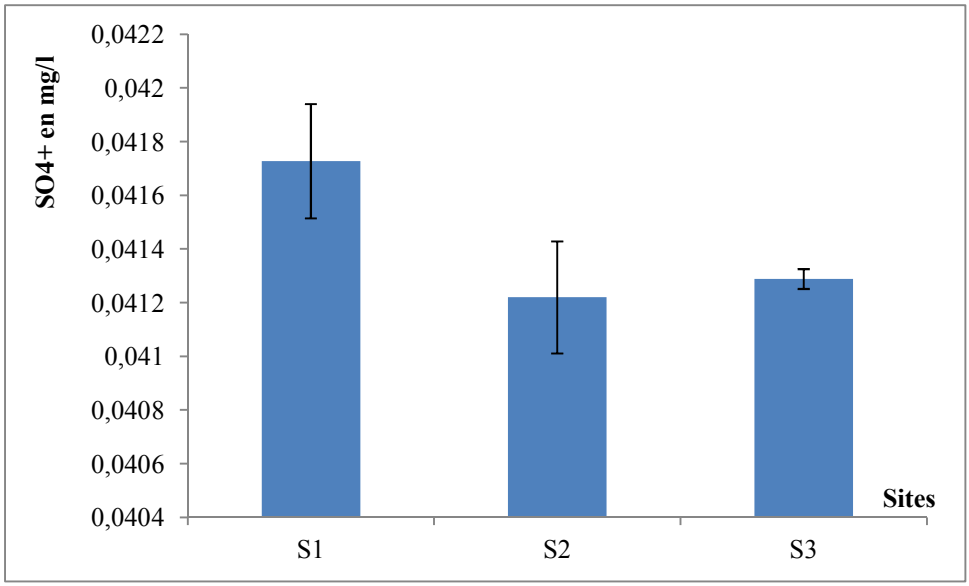


Figure 18. Variation spatiale des sulfates des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

De même pour les **ortho phosphates**, des valeurs très faibles sont obtenues, et qui ne dépassent guère 0,5 mg/l, ce qui diminue 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 (fig. 19).

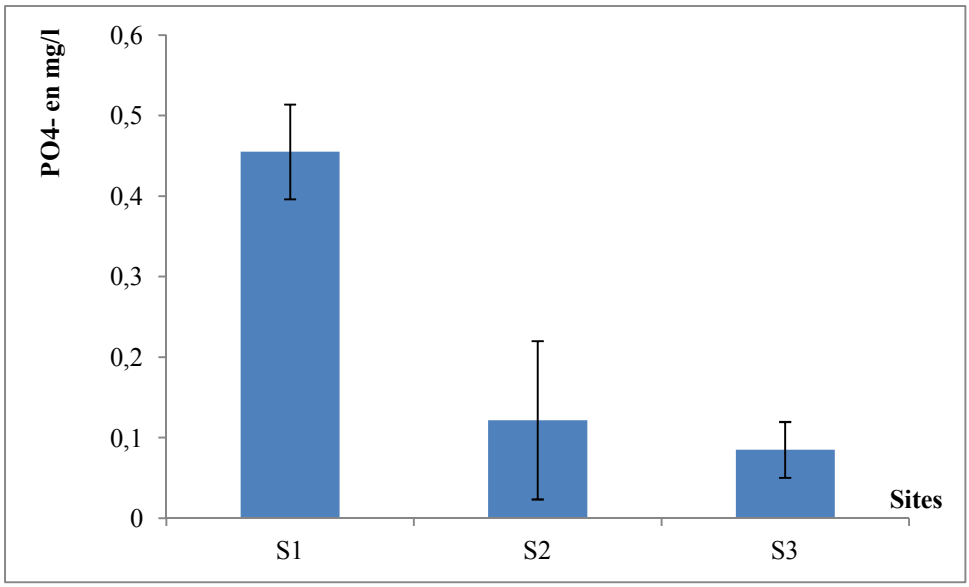


Figure 19. Variation spatiale de $PO4^-$ des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

L'oxygène dissous conditionne les réactions de dégradations aérobies de la matière organique et plus généralement l'équilibre biologique des milieux hydriques (Belghyti *et al.,* 2009). L'oxygène dissous est un paramètre important pour déterminer le degré de pollution. Les

concentrations en oxygène dissous varient selon le type de rejets et les valeurs moyennes les plus élevées sont enregistrées pour le site de rejets traités avec 3,88 mg/l (fig. 20), alors que les plus faibles sont marquées pour le site des rejets urbains (1,55 mg/l). Mais ces valeurs restent nettement faibles par rapport à la grille de qualité des eaux de surface (30 mg/l).

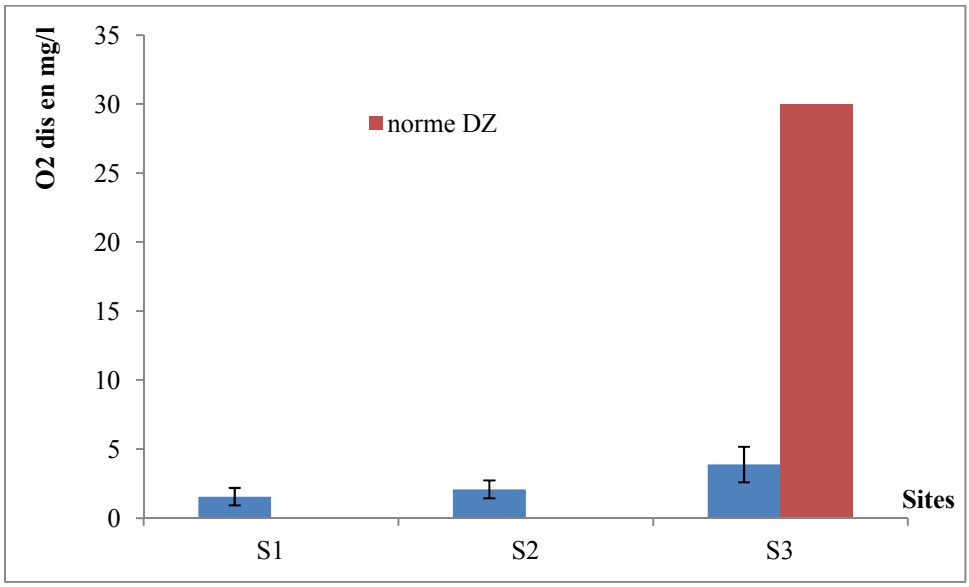


Figure 20. Variation spatiale de l'oxygène dissous des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

La matière organique biodégradable d'un effluent, peut être estimée par la mesure de la quantité d'oxygène utilisée par les microorganismes qui est nécessaire pour la dégrader. La **DBO5 ou la Demande Biochimique en oxygène** consommée par les microorganismes en 5 jours et à l'obscurité est l'un des paramètres important de la qualité de l'eau, il évalue indirectement la quantité de matières organiques biodégradables présentes dans l'effluent.

Les résultats d'analyse des échantillons prélevés montrent des valeurs très élevées qui dépassent largement les limites de **la demande biologique en oxygène (DBO5)** autorisées par la norme algérienne des eaux de surface (7 mg/l), ces valeurs sont de 4 à 34 fois supérieures à la norme. A noter qu'au niveau des sites des effluents agricoles les valeurs de **DBO5** étaient les plus faibles, avec une valeur moyenne de 31 mg/l, par rapport aux deux autres sites des rejets urbains et traités (fig. 21).

Pour **la demande chimique en oxygène (DCO),** elle permet d'apprécier la concentration en matières organiques ou minérales, dissoutes ou en suspension dans l'eau, au travers de la quantité d'oxygène nécessaire à leur oxydation chimique totale (Fathallah *et al.,* 2014). Les

valeurs moyennes obtenues dépassent légèrement les normes autorisées (30 mg/l pour les eaux de surface et 90 mg/l pour les eaux usées recyclées utilisées pour l'irrigation) pour les sites des effluents agricoles, par contre les sites des rejets urbains et des eaux recyclées connaissent une augmentation atteignant neuf fois la norme (fig. 22).

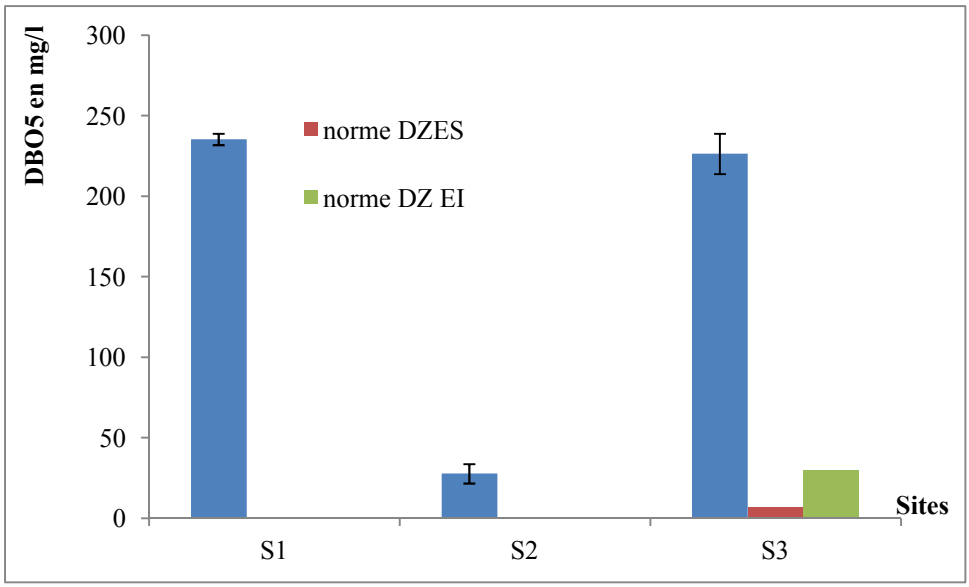


Figure 21. Variation spatiale de DBO5 des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités, norme DZ ES : norme algérienne des eaux de surface, norme DZ EI : norme algérienne des eaux épurées utilisées en irrigation).

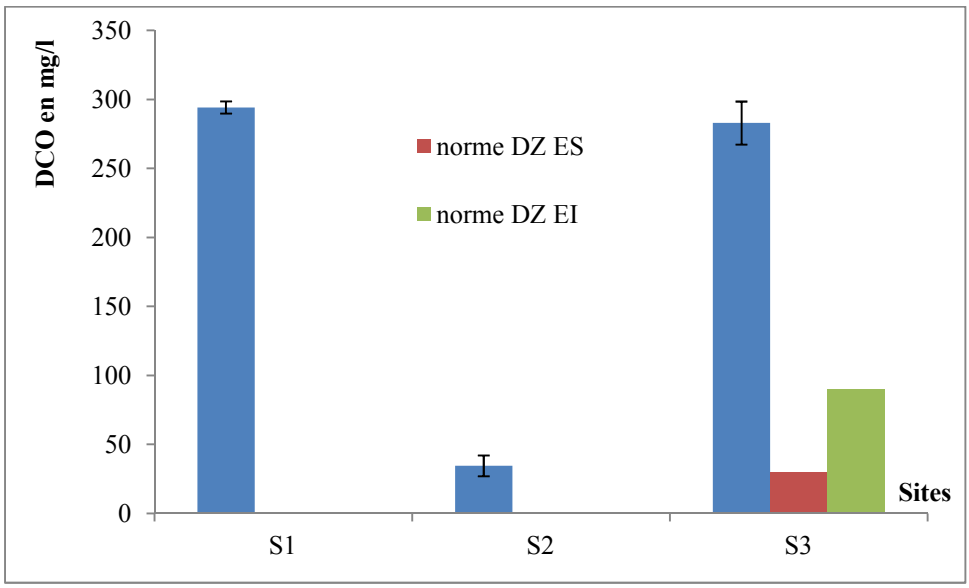


Figure 22. Variation spatiale de DCO des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités, norme DZ ES : norme algérienne des eaux de surface, norme DZ EI : norme algérienne des eaux épurées utilisées en irrigation).

I.2. Les métaux lourds

Les métaux usuellement appelés lourds et présents dans les eaux usées se fixent dans le sol, ils n'en demeurent pas moins qu'une faible part sont susceptibles de se trouver dans les eaux d'irrigation (Landreau, 1987; Cadillon, 1989).

Nous avons effectué des analyses pour les quatre éléments **Fe, Cu, Mn et Zn** (tab. 8) et nous signalons l'absence de **Fe, Cu, Mn** et la présence de **Zn** qui est toxique pour de nombreuses plantes à des concentrations très variables, toxicité réduite à pH > 6,0 et dans les sols à texture fine ou organique, avec des concentrations largement faibles par rapport à la norme algérienne de la qualité des eaux de surface (5 mg/l), ainsi que pour la norme algérienne des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (10 mg/l) (fig. 23).

Tableau 8. Valeurs moyennes avec Ecart-types des métaux lourds des eaux de L'Oued Boussellam. (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

Paramètre	S 1	S2	S3	Paramètre	S1	S2	S3
Cu ***2** mg/l ****5** mg/l	0	0	0	**Mn** ***1** mg/l ****10** mg/l	0	0	0
Fe (mg/l)	0	0	0	**Zn (**mg/l) ***5** mg/l ****10** mg/l	0,021± 0,008	0,028± 0,019	0,122± 0,111

*Normes Algérienne des eaux de surface (J.O.N° 34. 2011)
**Normes Algériennes eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation (MRE. 2012)

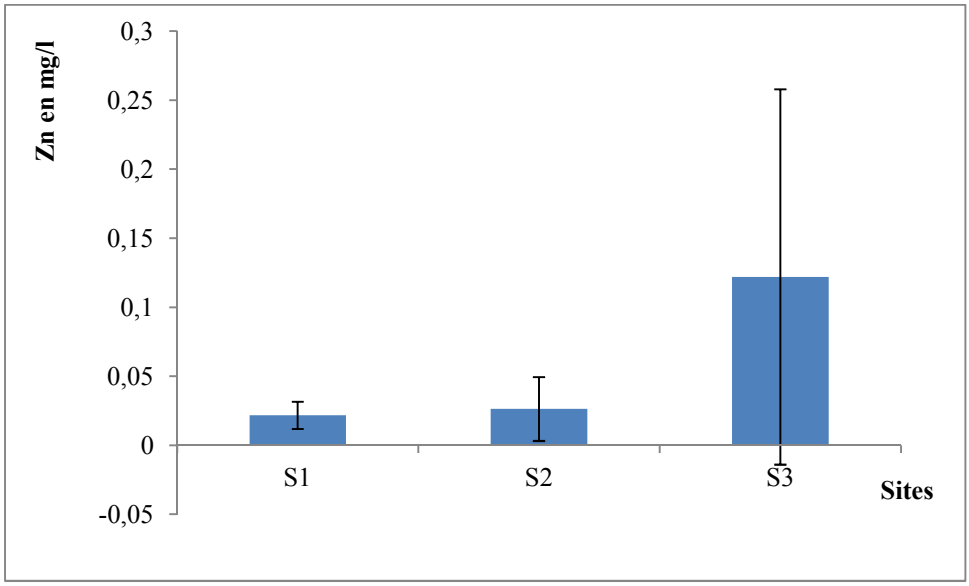


Figure 23. Variation spatiale de Zn des effluents de l'Oued Boussellam (S1 : effluents urbains, S2: effluents agricoles, S3: effluents traités).

I.3. Les caractéristiques bactériologiques

Les microorganismes sont relativement peu touchés par les opérations d'épuration habituelles des eaux résiduaires. Seuls des traitements tertiaires de désinfections permettent de les éliminer.

Les résultats **des analyses bactériologiques** indiquent que les moyennes géométriques des coliformes fécaux sont dans les normes algériennes des eaux épurées destinées à l'irrigation des cultures céréalières et fourragères (MRE., 2012) pour les trois types d'eau (<1000 U/100ml). Nous avons observé la présence des Clostridium et des streptocoques dans les trois types de rejets (tab. 9), avec une concentration élevée pour les effluents urbains, suivi par les effluents agricoles pour les streptocoques et des concentrations élevées en Clostridium sulfito réducteurs à 46 °C pour les rejets traités, suivi par les effluents urbains.

Tableau 9. Caractéristiques bactériologiques des eaux de l'Oued Boussellam

	S1	**S2**	**S3**
Coliformes totaux à 37 °C	1100	1100	1100
Coliformes fécaux /100ml	210	120	150
Streptocoque /50ml	460	150	93
Clostridium sulfito réducteurs à 46 °C	38	24	44
Salmonelle	Absence	Absence	Absence

I. 4. Analyse statistique

Un traitement statistique a été établi à l'ensemble des paramètres afin d'établir les interactions entre les paramètres mesurés dans les trois types d'effluents.

Les résultats de l'ANOVA (tab. 10) montrent une corrélation très hautement significative entre la température, le potassium, l'ammonium, les phosphates, les MES, DBO5 et DCO, et le type d'eau d'irrigation. Ainsi des corrélations hautement significatives pour pH, turb, Cl, Ca, SO4. Alors que des corrélations non significatives ont été enregistrées pour CE, TDS et Zn.

Tableau10. Carré moyen de l'analyse de variance des paramètres mesurés dans les trois types d'eau.

Sources de variation types d'eau, ddl=2	CM	F	P
TC°	19,19***	21.2	0.000
TDS	51837,04 ns	3.34	0.082
pH	0,12**	12.86	0.002
CE	0,0012 ns	4.17	0.052
O2D	5,55*	7.95	0.01
Turb.	183906,515**	19.19	0.001
Cl	289982, 60**	16.81	0.001
Ca	757,65**	10.07	0.005
Mg	739,14*	6.67	0.017
Na	3525,17*	4.99	0.035
K	281,29***	38.52	0.000
NO3	1,019*	7.77	0.011
NH4	0,0016***	176.27	0.000
S04	0,0000**	13.57	0.002
PO4	0,17***	52.23	0.000
MES	102877,48***	23.97	0.000
Zn	0,013 ns	2.96	0.103
DBO5	53325,48***	883.30	0.000
DCO	83343,26***	906.63	0.000

ns non significatif, * significatif (P<0.05), ** hautement significatif (P<0.01), *** très hautement significatif (P<0.001)

L'analyse en composantes principales a été effectuée pour mieux évaluer la variation de l'ensemble des valeurs mesurées des paramètres physicochimiques des effluents.

Expliquant respectivement 50.67% et 30.44%, les deux axes de l'analyse en composantes principales donnent 81.11% de l'information totale. L'axe I (qui représente la majorité de l'information contenue dans les variables initiales) est corrélé positivement à l'ensemble des paramètres sauf O_2D et Mg qui lui sont corrélés négativement. Cet axe est associé à des variables telles que MES, TURB, DBO_5 et DCO. Il définit donc un axe de pollution par les particules organiques et minérales naturelles charriées par la vallée de l'Oued Boussellam. Elle indique une forte opposition entre Cl^-, CE, Zn, TDS, O_2D, T°C, Na^+, DBO_5, DCO, pH d'une part et MES, TURD, NH_4^+, NO_3, SO_4^{--}, PO_4^-, Ca^{++}, K^+ et Mg^{++} d'autre part.

Par contre l'axe II, est d'une moindre importance vue qu'il contient 30.44% de l'information, il montre une forte opposition d'O_2 dissous et Mg^{++} et l'ensemble des paramètres analysés. Cet axe détermine alors un gradient d'oxygénation et la pollution en Zn.

Le cercle de corrélation (fig. 24) qui est une représentation graphique des paramètres étudiés fait ressortir deux groupes :

Le groupe 1 regroupe : O_2D, Cl^-, CE, Zn, TSD et T°C qui sont en relation avec l'axe II.

Le groupe 2 qui regroupe : DBO_5, DCO, pH, Na^+, MES, TURB, NH_4^+, SO_4^{--} et K^+ qui sont corrélés positivement à l'axe I.

La figure (24) met bien en évidence que le groupe 1 qui est en relation avec l'axe II est marqué par le site des eaux traitées, tandis que le groupe 2 est corrélé positivement à l'axe I est en relation avec le site des effluents urbains.

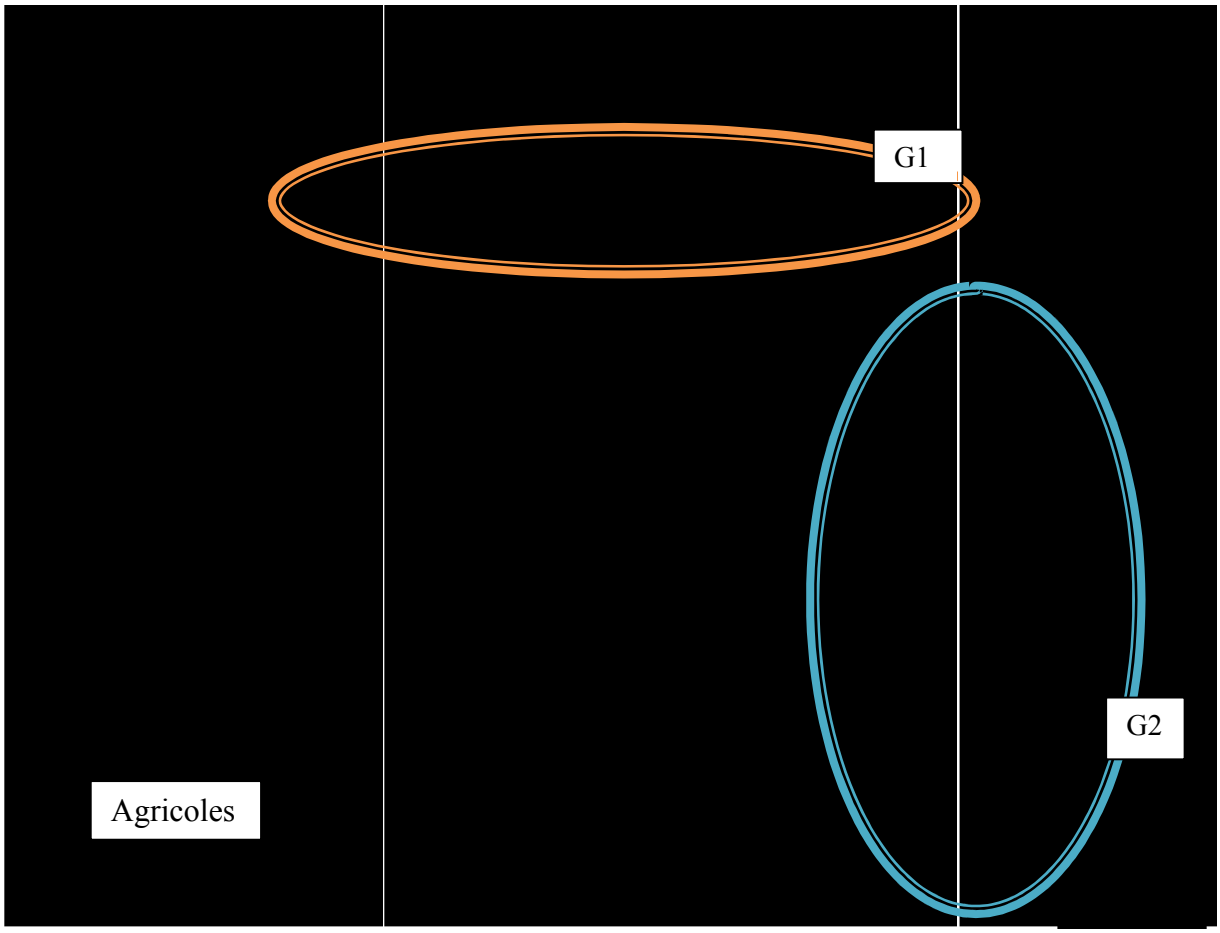


Figure 24. Distribution des variables physico chimiques sur le plan des axes I et II de l'ACP.

Conclusion

Pour contribuer à l'évaluation de la qualité des eaux de l'Oued Bousselam considérée comme une source importante d'eau d'irrigation des prairies du voisinage périurbain de la ville de Sétif, nous avons choisis trois sites de prélèvements avec des répétitions dans chaque site : site de déversement des eaux usées, site de déversement des eaux agricoles et site de diversement des eau traitées. Ces prélèvements ont fait l'objet d'une caractérisation physico-chimique et microbiologique.

Les résultats de cette caractérisation nous dévoilent des valeurs très élevées de la charge polluante organique (DBO_5 et DCO) et particulaire (MES) qui dépassent énormément les limites de la norme algérienne des eaux de surface et même celles des eaux usées épurées destinées à l'irrigation pour les deux sites de déversements des effluents urbains et traités. Cette charge est considérée par plusieurs chercheurs la cause principale du colmatage des pores des sols est donc peut altérer les propriétés hydro physiques des sols en questions. Cependant pour le site de déversement des effluents agricoles, les deux paramètres de la pollution organique se situent dans la limite de la norme algérienne. La réduction des MES, DBO_5 et DCO est donc une obligation pour éviter les effets de la pollution organique et particulaire sur cet écosystème. Ces résultats mettent bien en évidence le déficit épuratoire de la STEP de la ville et dévoilent que le traitement réalisé par la station d'épuration de la ville ne permet pas une épuration totale et laisse un résiduel de pollution capable d'influencer l'équilibre écologique de l'écosystème lotique.

Pour les autres paramètres chimiques analysés, aucun dépassement des normes n'a été enregistré avec des valeurs moyennes élevées pour le site de déversement des effluents urbains et les plus faibles pour le site des effluents agricoles, sauf pour les chlorures et le zinc où les valeurs élevées sont enregistrées pour le site des rejets traités.

L'analyse microbiologique, indique que les eaux étudiées détiennent des moyennes géométriques de coliformes fécaux dans les normes algériennes des eaux épurées destinées à l'irrigation des cultures céréalières et fourragères pour les trois types d'eau. Nous avons observé la présence des Clostridium et des streptocoques dans les trois types de rejets, donc le passage d'une étape de traitement tertiaire de désinfection des eaux traitées est obligatoire.

A partir de ces résultats, nous avons jugé utile de voir le comportement des sols des prairies naturelles, et cela à travers des indicateurs biologiques et hydro physiques.

II. Comportement biologique des sols (Les vers de terre comme indicateur biologique)

Le compartiment biologique des sols joue un rôle essentiel en délivrant des biens et des services éco systémiques clés, il est impliqué directement et indirectement dans plusieurs fonctions du sol (cycle des nutriments, structure du sol, rétention de l'eau**)** (Cluzeau *et al.,* 2009). Les densités de vers de terre se situent généralement entre 50 et 400 vers/m^2 excédant parfois les 1000 vers /m^2 (Lee, 1985), et les prairies abritent le plus grand nombre de vers de terre (Edwards et Bohlen, 1996). Pour notre cas d'étude, la densité moyenne est 31 vers /m^2 , une densité considérée comme faible par rapport aux densités déjà citées par Lee (1985). Cette densité dépasse celles mentionnées par l'étude de Bazri *et al.* (2013), qui a portée sur 62 stations dans l'Est algérien réparties sur différents étages bioclimatiques où ils ont recensé 18 espèces avec des densités différentes selon l'étage bioclimatique. Les valeurs de la densité mentionnées varient de 17,91 à 29,6 individus/m^2 dans le secteur nord où la pluviométrie est de 800 à plus de 1 000 mm/an. 13,10 individus/m^2 dans l'étage subaride où les précipitations sont de l'ordre de 400-600 mm/an. Dans l'étage semi-aride où la tranche pluviométrique est inférieure à 400 mm/an, la densité est de 9,93 ± 5,94 individus/m^2. Toutefois, elle est plus ou moins élevée dans le secteur montagnard du semi-aride avec une moyenne de 15 individus/m^2. Pour l'étage aride où la pluviométrie est inférieure à 100 mm/an, la densité est très faible, elle est de l'ordre de 6 individus/m^2 dans les stations propices pour le développement des lombriciens telles que les palmeraies.

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).

Les espèces anéciques représentent 40 à 60% de la biomasse des vers de terre dans le sol (Ménard, 2005). Les vers de terre creusent des galeries verticales pour venir chercher leur nourriture à la surface du sol.

La pratique d'irrigation avec les différents types d'eaux influence l'abondance totale des lombrics, l'irrigation avec les effluents urbains favorise l'abondance des vers avec une valeur moyenne de 47 individus/m^2, cette valeur représente le double du nombre total des lombrics obtenus au niveau des sites irriguées avec les effluents agricoles et traitées (fig. 25). L'étude de Bottinélli (2010), indique un nombre plus important de lombriciens sous apport de fumier de volaille par rapport à la fertilisation minérale. Anderson *et al.* (1983), indiquent qu'un apport de lisier ou fumier influence positivement les populations des vers de terre.

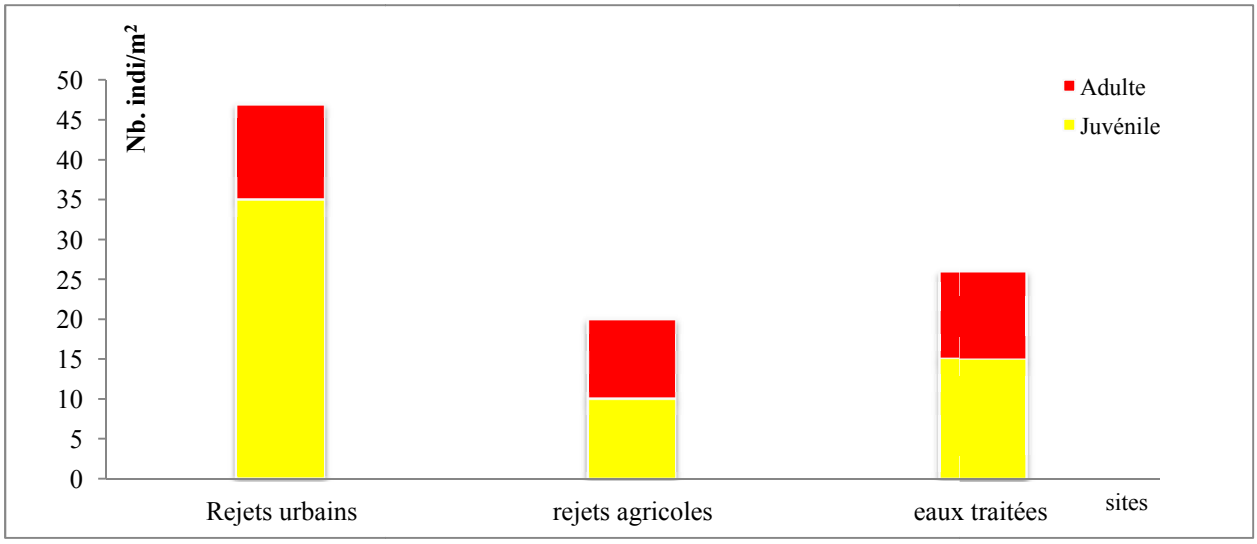


Figure 25. Abondance de vers de terre dans les sols des praires irriguées par Oued Boussellam.

Pélosi (2008), signale que l'abondance des vers de terre dépend des systèmes de culture et de la pression anthropique exercée.

Nos résultats évoquent bien que la qualité de l'eau d'irrigation influence l'abondance lombricienne totale. Avec un classement décroissant : rejets urbains> rejets traités > effluents agricoles. La figure 26 fait ressortir que les vers récoltés des prairies irriguées avec les effluents urbains sont de 78 % juvéniles et les matures représentent seulement 22%, de même pour les sites d'épandages des eaux traitées, mais avec un pourcentage un peu plus élevé des vers immatures 42%, alors que pour les sites irrigués avec les rejets agricoles, l'abondance relative des vers adultes et juvéniles est similaire.

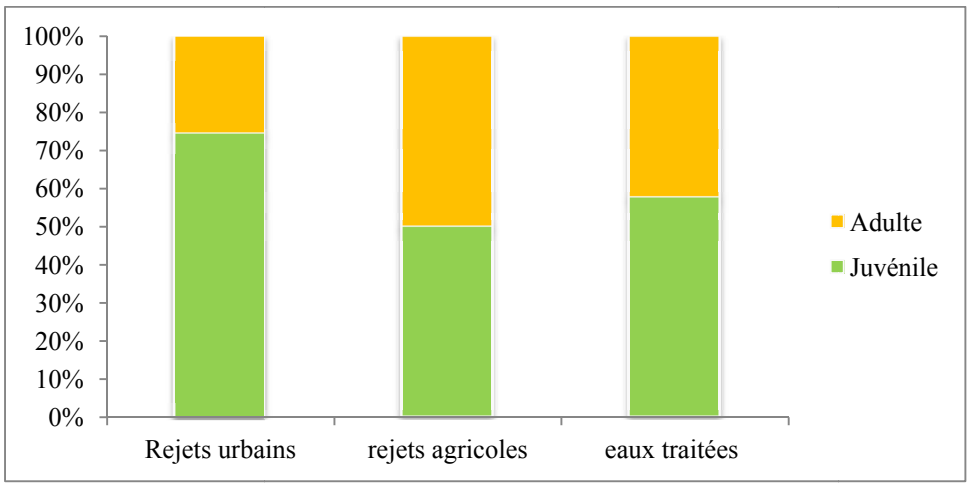


Figure 26. Abondance relative des Lombrics adultes et juvéniles dans les sols des prairies

La figure 27, révèle bien que l'espèce *Alollobophora caliginosa* domine dans tous les sites suivie par *Octodrilus lissaens,* alors que la densité relative la plus faible est enregistrée pour l'espèce *Microscoles phosphoreus.*

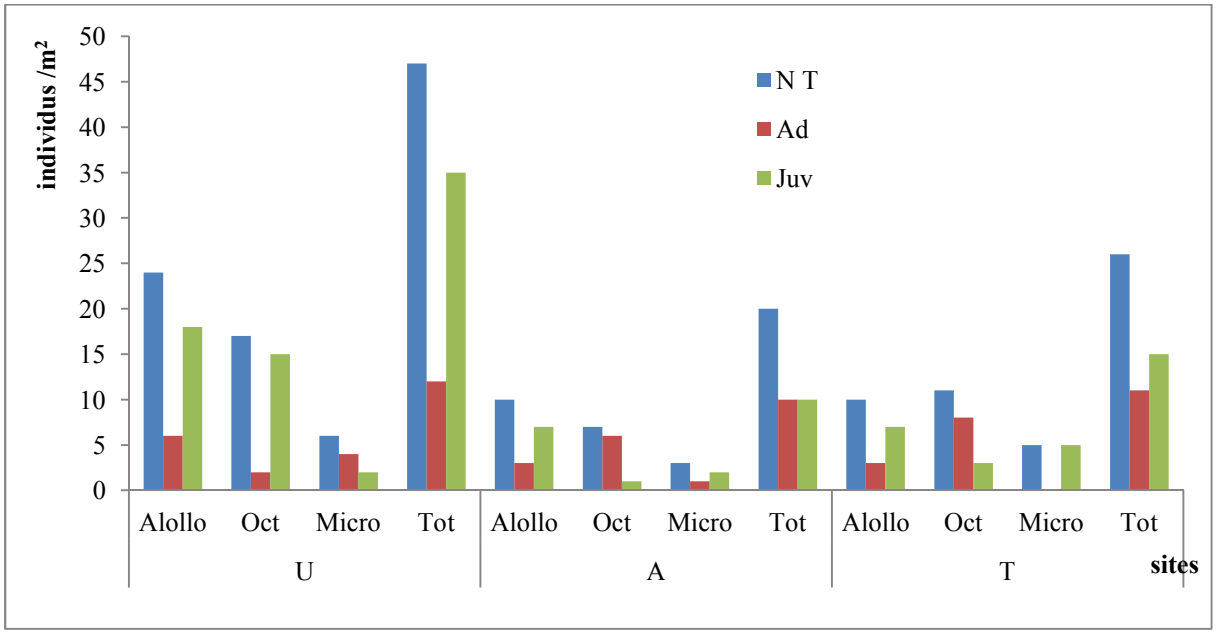


Figure 27. Densité des trois espèces de vers de terre (Alollo : *Alollobophora caliginosa* , Oct : *Octodrilus lissaens* et Micro : *Microscoles phosphoreus*) dans les trois sites (U : urbains, A : Agricole et T : Traité, NT : nombre total, Ad : adultes, Juv : juvéniles).

Une analyse de variance a été réalisée (tab. 11) sur l'ensemble des vers lombrics prélevé**.** Il ressort que les vers adultes présentent un effet non significatif entre les traitements étudiés, alors que l'abondance totale des lombrics a marquée un effet significatif entre les types d'eau d'irrigation. Les vers juvéniles révèlent des différences trés hautement significatives de point de vue qualité d'eau d'irrigation. Il ressort de ces résultats que le type d'eau d'irrigation affecte beaucoup l'activité des vers juvéniles. Cette constatation nous mène a conclure que ce sont les vers immatures qui reflètent la variation du type d'effluent, et ceci par leur activité intense qui se répercute sur la restructuration du sol, et par conséquent sur les transferts de molécules et solutés d'un niveau à l'autre à travers le profil.

Tableau 11. Carré moyen de l'analyse de l'ANOVA du paramètre biologique (abondance).

Sources de variation, ddl=2	CM	F	P
Juvéniles	525***	143.18	<0.001
Adulte	3^{ns}	0.24	0.79
Total Lombrics	603**	24.78	0.0013

ns: non significatif P > 0.05, ** hautement significatif à P < 0.01, très ** hautement significatif à P < 0.001

III. Comportement hydro physique du sol

a. Etude à l'échelle macromorphologique

1. La porosité

La porosité totale est un paramètre très sensible à l'irrigation, à l'activité biologique, et aux transferts de surface. Les valeurs de la porosité calculées à partir de la densité apparente révèlent une variation du même ordre que l'abondance des lombrics où les sols irrigués avec les effluents urbains sont les plus poreux (P= 49,49%), suivi par les sols des prairies irriguées par les eaux traitées. Tandis-que les sols irrigués avec les effluents agricoles révèlent les valeurs de porosité les plus faibles (fig. 28). Ceci indique que la qualité de l'eau d'irrigation influence la porosité avec le même ordre d'influence sur l'abondance des vers.

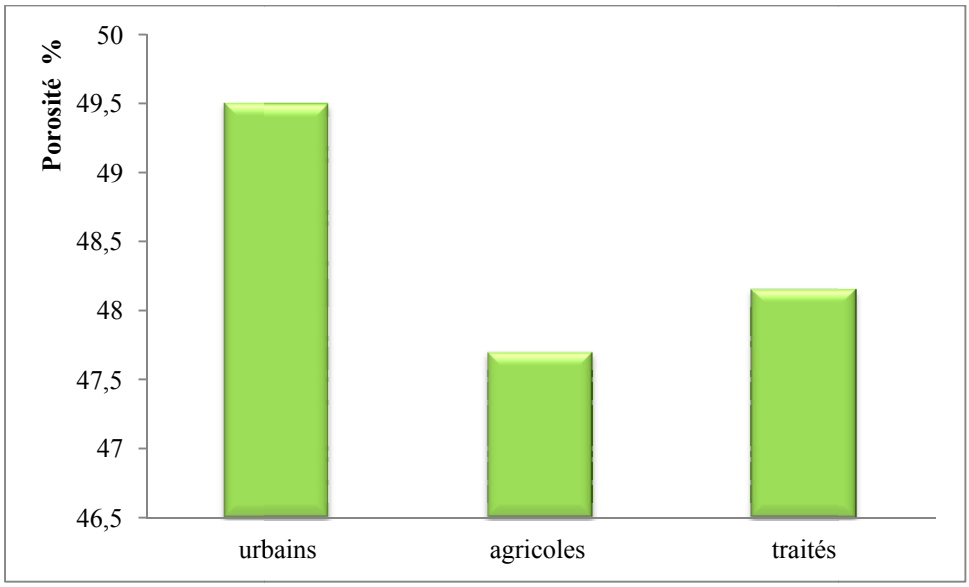


Figure 28. Porosité totale des sols des prairies irriguées avec les trois types de rejets

Des différences très hautement significatives sont révélées entre la porosité et les types d'eau d'irrigation (tab. 12).

Tableau 12. Carré moyen de l'analyse de la variance de la porosité totale calculée à base de la densité apparente.

Sources de variation ddl=2	CM	F	P
Densité apparente	0.0018***	67.28	<0.0001
Porosité	0.00026***	67.28	<0.0001

*** très hautement significatif **à P < 0.001.**

2. La conductivité hydraulique proche de la saturation

La conductivité hydraulique est utilisée pour déterminer les caractéristiques hydrodynamiques du sol. Elle explique le transfert de l'eau dans le sol (Kribaa, 2003). L'augmentation des potentiels de succion génèrent une forte diminution de la conductivité hydraulique au voisinage de la saturation, plus la pente est forte entre deux potentiels, plus la porosité fonctionnelle augmente, avec une variation remarquable pour les deux premiers potentiels de pression (0.06 et 0.3) (fig. 4), où les sols des sites irrigués par des eaux urbaines ont enregistrés les valeurs les plus élevées (73.5 et 33 mm/h successivement pour les deux potentiels de pression), suivis par les sols des sites irrigués par les eaux traitées (69.94 et 23.68 mm/h).

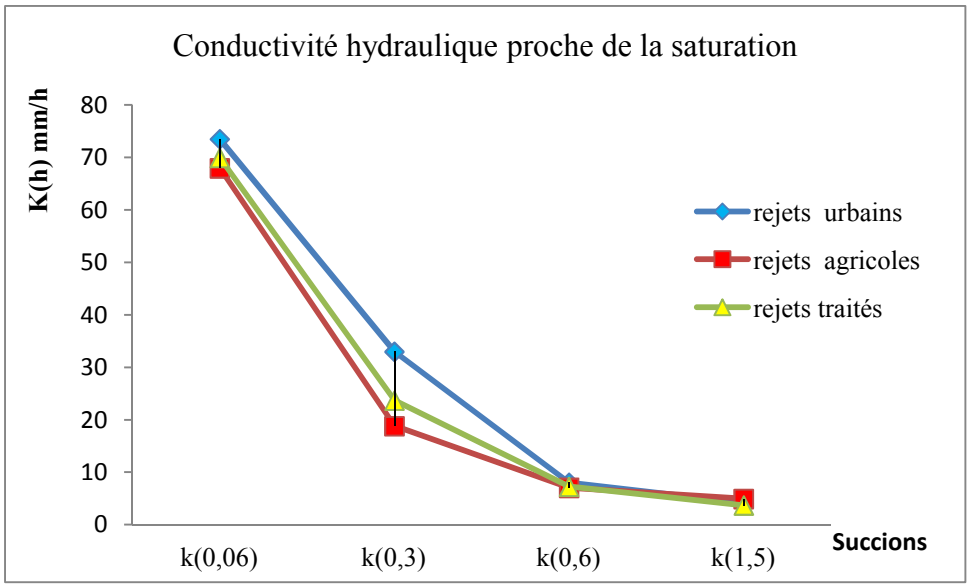


Figure 29. Valeurs moyennes des conductivités hydrauliques au voisinage de la saturation en fonction des succions (kPa) dans les trois sites étudiés.

Cependant, les sols des prairies irriguées aux effluents agricoles ont les valeurs les plus faibles de la conductivité hydraulique (67.96 et 18.18 mm/h successivement pour les deux potentiels de pressions – 0,06 kPa et -0,3 kPa), et cela peut être du à la diminution de la macroporosité fonctionnelle. Rappelons que ces deux potentiels correspondent aux pores de rayon équivalent de 2.5 et 0.5 mm. En outre pour les potentielles 0.6 et 1.5 kPa, la conductivité hydraulique est presque identique pour les trois sites avec des conductivités hydrauliques inferieurs à 9 mm/h pour le potentiel de pression 0.6 kPa et inferieur à 5 mm/h pour la pression de1.5 kPa.

Ces résultats confirment l'effet de la qualité de l'eau d'irrigation sur le continuum sol, et surtout biologique, où les faibles succions 0.06 et 0.3 kPa reflètes les limites de l'intervalle d'action biologique idéale qui ressort à travers les pores de rayon équivalent de 2.5 et 0.5 mm. Chalhoub et *al.* (2009), suggèrent que l'accroissement de la conductivité hydraulique est généralement dû à la présence des pores de rayon strictement supérieur à 0.25 mm et cela concorde avec nos résultats.

Trois succions de la conductivité hydraulique présentent des différences très hautement significatives (succions 0.6, 0.3 et 1.5 kPa) entre les traitements étudiés (tab. 13). Suivant cette synthèse statistique, nous indiquons que les types d'eaux usées influencent beaucoup le transfert hydrique au niveau du sol. Lado et Ben Hur (2010), indiquent que la conductivité hydraulique est parmi les paramètres qui pourraient être affectés par l'irrigation aux effluents**.** Dans notre cas le type d'effluent a influencé le paramètre hydrodynamique du sol**.** Nos résultats sont contradictoires avec ceux de Vinters (1983) ; Siegrist (1987) ; Cook *et al.* (1994) ; Tarchitzky *et al.* (1999) ; Levy *et al*. (1999) ; Coppola *et al.* (2004) ; Lado et Ben-Hur, (2010) ; Li *et al.* (2010) et Molahoseini, (2014) qui démontrent que l'irrigation avec les eaux usées provoque une diminution de la conductivité hydraulique du sol suite à un colmatage des pores généré par la grande charge polluante organique et particulaire.

Tableau 13. Carré moyen de l'ANOVA des paramètres hydro dynamiques K(h).

Sources de variation ddl=2	CM	F	P
K(0,06)	23.63*	9.13	0.0151
K(0,3)	155.88***	185.67	<.0001
K(0,6)	0.81***	32.71	0.0006
K(1,5)	1.16***	44.71	0.0002

***** significatif **à P < 0.05, ***** très hautement significatif **à P < 0.001.**

Lado et Ben-Hur (2009), ont montré que les effets directs et indirects de l'irrigation avec les eaux usées sur les propriétés hydro dynamiques du sol sont étroitement liées à la fois aux propriétés des eaux usées et des sols. Dans le cas de nos sols sous prairies, la dynamique particulaire est stable, suite à la non perturbation anthropique du matériel sol.

Si la majorité des chercheurs juge que la conductivité hydraulique est affectée par le transfert de matériaux via les macropores fonctionnels, dans la situation des prairies, c'est beaucoup plus la méso porosité fonctionnelle correspondante aux bios pores qui fait les différences entre les traitements à l'eau non conventionnelle.

3. La rétention en eau

Les courbes de rétention en eau des trois types de sol, obtenues au laboratoire sont présentées dans la figure 30. Cette dernière montre que les deux courbes des sols irrigués avec les effluents agricoles et les eaux traitées ont une allure similaire et sont relativement proches l'une à l'autre surtout au potentiel capillaires supérieurs à pF 1.18, une pression équivalente et médiane de l'intervalle d'action biologique en mésopores. Alors qu'en dessous de ce potentiel, les mêmes pF correspondent à des humidités variables suivant le types d'eau d'irrigation (effluents traités ou agricoles) avec une préférence pour les sols irrigués aux effluents agricoles. En effet la courbe de rétention en eau des sols irrigués avec les eaux urbaines se détache des deux autres courbes sur toute la gamme des potentiels de pression correspondants à la méso porosité travaillée par les lombriciens, entre pF1 et pF2 (fig. 30). Quelque soit le potentiel, le sol irrigué à l'eau urbaine retient plus d'eau suivi par le sol irrigué à l'eau agricole, tandis que le sol irrigué avec les eaux traitées présente la teneur en eau volumétrique la plus faible. Ceci est valable pour les potentiels inferieurs à pF2.5. Il est important de signaler que cela correspond au domaine des méso pores.

Soltner (2005), indique que l'humus augmente la capacité de rétention sans pour cela élever le point de flétrissement et cela peut expliquer la rétention élevée des sols irrigués à l'eau urbaine brute qui est très chargée en matières organiques, il se peut que cette charge augmente le taux d'humus qui augmente, à son tour, la capacité de rétention. Cela est en relation avec l'abondance des lombrics où elle est très élevée dans les sols irrigués avec les effluents urbains. La communauté lombricienne assure la dégradation, l'humification et la dissémination de la matière organique dans le profil, et finalement améliore la porosité des sols.

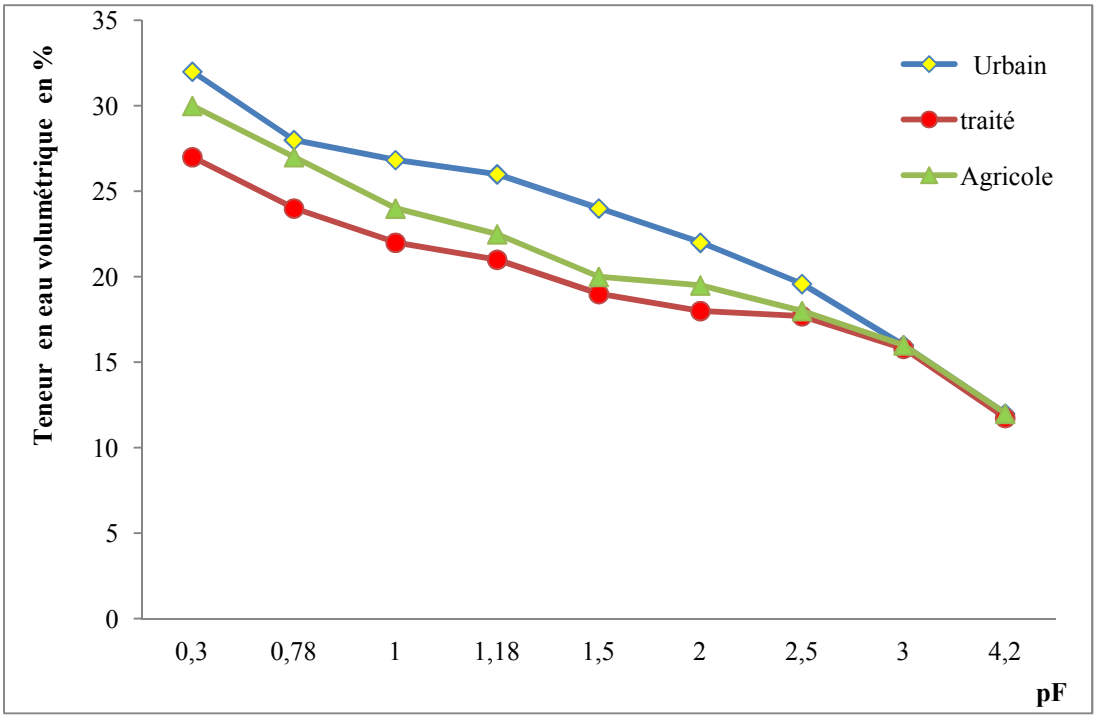


Figure 30. Courbes de rétention en eau du sol dans les trois modalités d'irrigation à l'eau non conventionnelle.

b. Etude à l'échelle micromorphologique (typologie des pores)

La micromorphologie est l'étude des sols au microscope polarisant à partir des lames minces après préparation et induration dans le laboratoire. D'après Legros (2007), cette technique a été établie par les géologues et puis adaptée aux sols par Henri Lagatu et Auguste Delage qui ont introduit un durcisseur pour éviter l'effritement de la terre naturellement meuble.

Nous nous intéresserons dans cette partie à la microstructure ou la micromorphologie de la porosité dont l'étude repose sur des tranches de sols stabilisées à laide de la résine. L'espace poral a été décrit par analyse d'image sur des tranches de sols. La porosité sur l'image binaire est quantifiée par la mesure de trois paramètres : la taille, la forme et la porosité surfacique. C'est une appréciation ou quantification bi dimensionnelle.

La taille des pores est l'aire de la section du pore sur l'image en pixels ramenée en mm^2.Cette taille des pores nous a permis d'avoir quatre classes de pores (classe de taille 1, classe de taille 2, classe de taille 3 et la classe de taille 4).

La forme de porosité étudiée est celle de la porosité structurale de chaque pore. Cette forme est estimée par l'indice d'allongement **e** ou **ia** (Coster et Chermant, 1985) mesuré a partir de

son aire et de son périmètre sur l'image **e = (périmètre)^2/4πa.** Une valeur élevée de cet indice indique que le pore est allongé et il est parfaitement arrondi quant l'indice d'allongement est égal à 1. La forme des pores est indicatrice de leur origine comme l'indiquent Hachicha et Hallaire (2002), elle permet de classer les pores en trois formes : pores biologiques (e<5), fissurales (5<e<10) et d'assemblage (e>10). Les pores sont répartis en 12 classes de forme et de taille.

La porosité surfacique est le pourcentage des vides ou de l'aire totale occupée par les pores dans la surface de l'image.

La figure (31), présente les histogrammes de porosité surfacique pour les sols irrigués par les différents types d'effluents (urbains, agricoles et traités) sur deux profondeurs. L'analyse d'image est réalisée selon cinq échelles : 50, 30, 5.88, 2.63 et 0.93 µm/pixel.

Les valeurs moyennes de la porosité surfacique issues de l'analyse d'image, telles que présentées dans la figure (31) montrent des différences d'une échelle à l'autre. Si on examine la porosité surfacique de la couche de surface (0-15 cm) à travers les quatre premières échelles (50, 30, 5.88 et 2.63 µm /pixel), on constate que la tendance générale dans les résultats à cette échelle micro morphologique est la même qu'avec les résultats de la porosité mesurée à base de la densité apparente. Tandis que pour la plus petite échelle, les résultats de l'analyse d'image révèlent que les sols irrigués avec les eaux traitées, enregistrent la plus grande porosité surfacique.

Pour la seconde couche de sol, supposée zone d'activité intense (15-30 cm), les sols irrigués avec les effluents agricoles présentent plus de porosité que les sols irrigués à l'eau traitée ou urbaine pour les 3 petites échelles (5.88, 2.63 et 0.93µm /pixel).

Globalement l'analyse qualitative de la porosité montre que la totalité des images analysées présentent une porosité ou espace poral d'origine biologique de taille moyenne à grande relativement aux dimensions des bestioles en activité.

1. **Echelle 50** µm/pixel

Pour cette échelle, la figure (31.a) met bien en évidence que la porosité surfacique augmente en profondeur pour les sols irrigués avec les rejets traités et les effluents agricoles et diminue en profondeur pour les sols irrigués avec les eaux urbaines. La valeur de porosité surfacique la plus élevée est enregistrée pour le sol irrigué avec les effluents traités et au niveau de l'horizon 15- 30 cm (16.77%), la valeur la plus faible est enregistrée par le sol du site irrigué avec les effluents agricoles (8.09%) à l'horizon superficiel. Pour le reste des sols étudiés, la porosité surfacique varie entre 11.93% et 12.68%.

L'analyse qualitative de la porosité (fig. 32 et 33) montre que quelque soit le traitement ou l'horizon considérés, les pores de forme tubulaire (A) présentent des abondances considérablement élevées, suivi par les pores d'assemblage (C) et avec les deux classes de taille : pores de taille (2) (entre $8x10^4$ et $8x10^5$) et de taille (3) (entre $8x10^5$ et $8x10^6$). Sauf pour l'horizon de surface du sol irrigué avec les eaux usées urbaines, où les pores d'assemblage présentent le pourcentage le plus élevé suivi par les pores tubulaires (A) et pour l'horizon de surface du sol irrigué avec les rejets agricoles, la dimension des pores qui domine est celle de taille 3 (entre $8x10^5$ et $8x10^6$) et de taille 4 ($>8x10^6$). Donc pour cette échelle, les résultats d'analyse de la porosité indiquent que la porosité d'origine biologique de taille moyenne (classe de taille 2 et de taille 3) domine énormément.

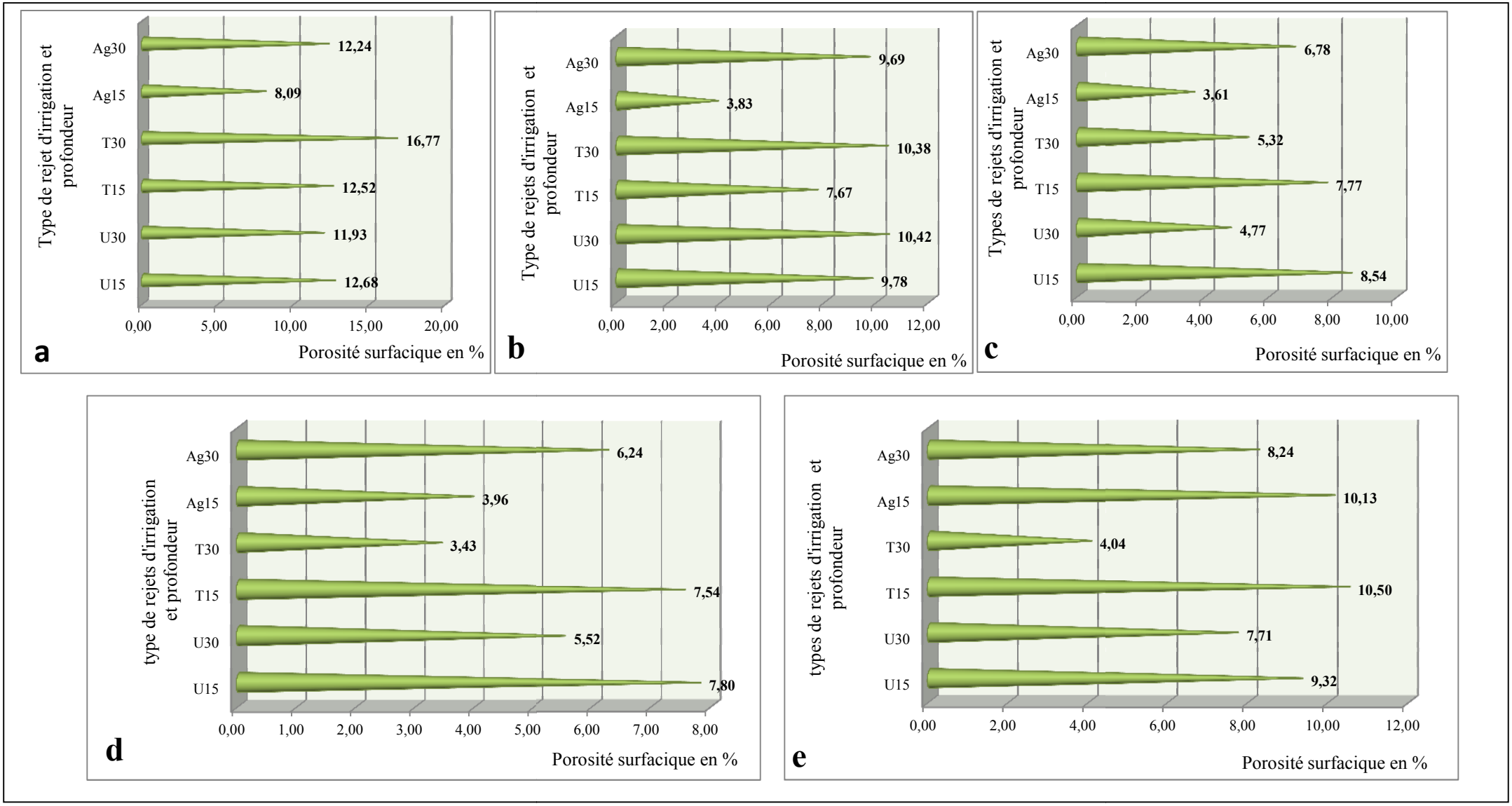


Figure 31. Porosité surfacique aux cinq échelles d'observation étudiées a) 50 µm/pixel, b) 30 µm/pixel, c) 5.88 µm/pixel, d) 2.63 µm/pixel et e) 0.93 µm/pixel. U : sols irrigués à l'eau urbaine, T : sols irrigués à l'eau traitée, Ag : sols irrigués à l'effluent agricole, 15 : couche de surface (0-15cm), 30 : couche de 15- 30cm.

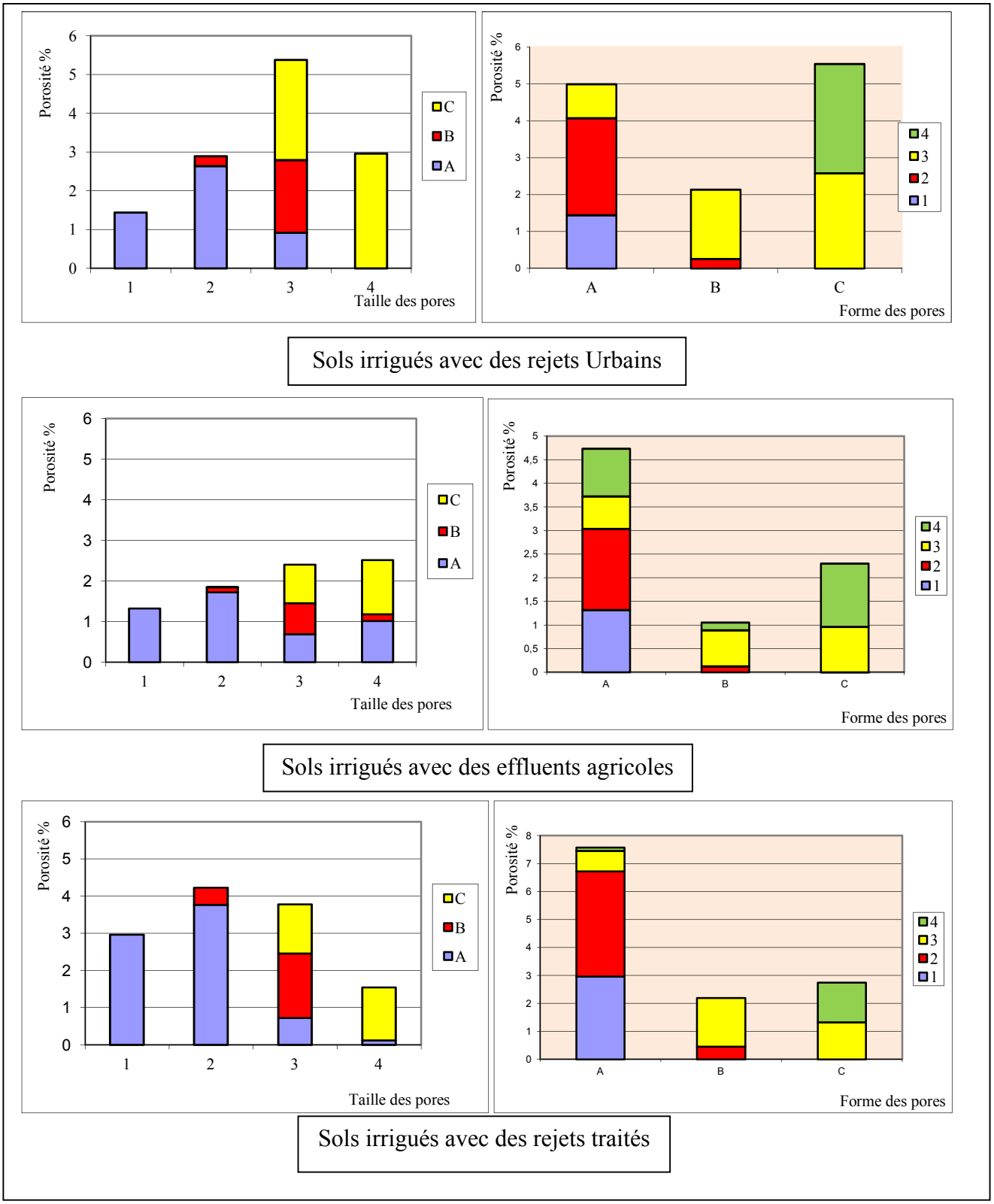


Figure 32. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 50µm/pixel pour l'horizon de surface (0 - 15cm)

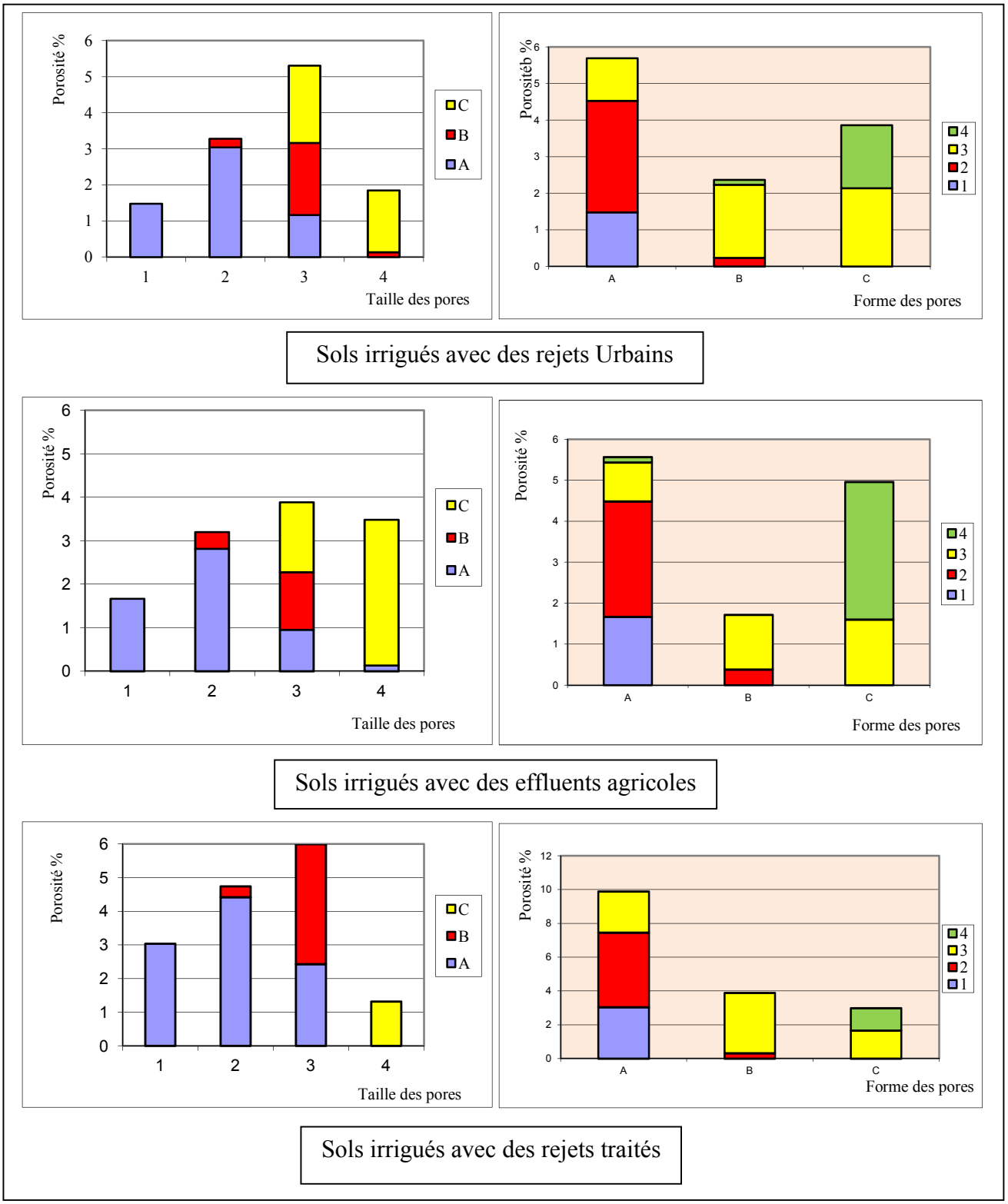


Figure 33 Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 50µm/pixel pour l'horizon : 15- 30cm

2. Echelle 30 µm/pixel

L'analyse quantitative de la porosité surfacique pour cette échelle montre qu'elle augmente en profondeur, quelque soit le type d'effluent d'irrigation (fig. 31.b), la valeur la plus faible est enregistrée pour l'horizon de surface du sol irrigué avec les eaux des effluents agricoles (3,83%) et les valeurs les plus élevées sont enregistrées dans les horizons de 15- 30 cm des sols irrigués avec les eaux urbaines (10,42%) et traitées (10,38%).

Les résultats d'analyse qualitative des images (fig. 34 et 35) pour cette échelle, montrent l'abondance des pores d'origine biologique (A), suivi par ceux d'assemblage (C) pour les trois traitements, et la dominance de la classe de taille 3 ($2x10^5$ et $2x10^6$ μm^2) sauf pour les horizons de surface des sols irrigués par les rejets traités et des effluents agricoles où la classe de petite taille (classe 1 : pores de dimensions < $2x10^4$) participe avec le plus grand pourcentage dans la porosité totale. Cette dominance a été enregistrée pour les pores biologiques (A) pour les deux traitements (rejets traités et des effluents agricoles).

On note aussi l'absence de la classe de plus grande taille 4 (pores dont la taille est supérieure à $2x10^6$) pour les horizons de surface du sol irrigué avec les effluents agricoles pour les trois formes d'espace poral. Cette classe de taille est représentée seulement pour les pores d'assemblage et avec de faibles pourcentages dans la majorité des sols étudiés.

Ces résultats d'analyse de la micromorphologie concordent avec les résultats de la macromorphologie où l'irrigation à l'eau usée urbaine provoque plus de porosité suivie par les eaux traitées, tandis que l'irrigation avec les effluents agricoles laisse apparaitre la plus faible porosité surtout en surface.

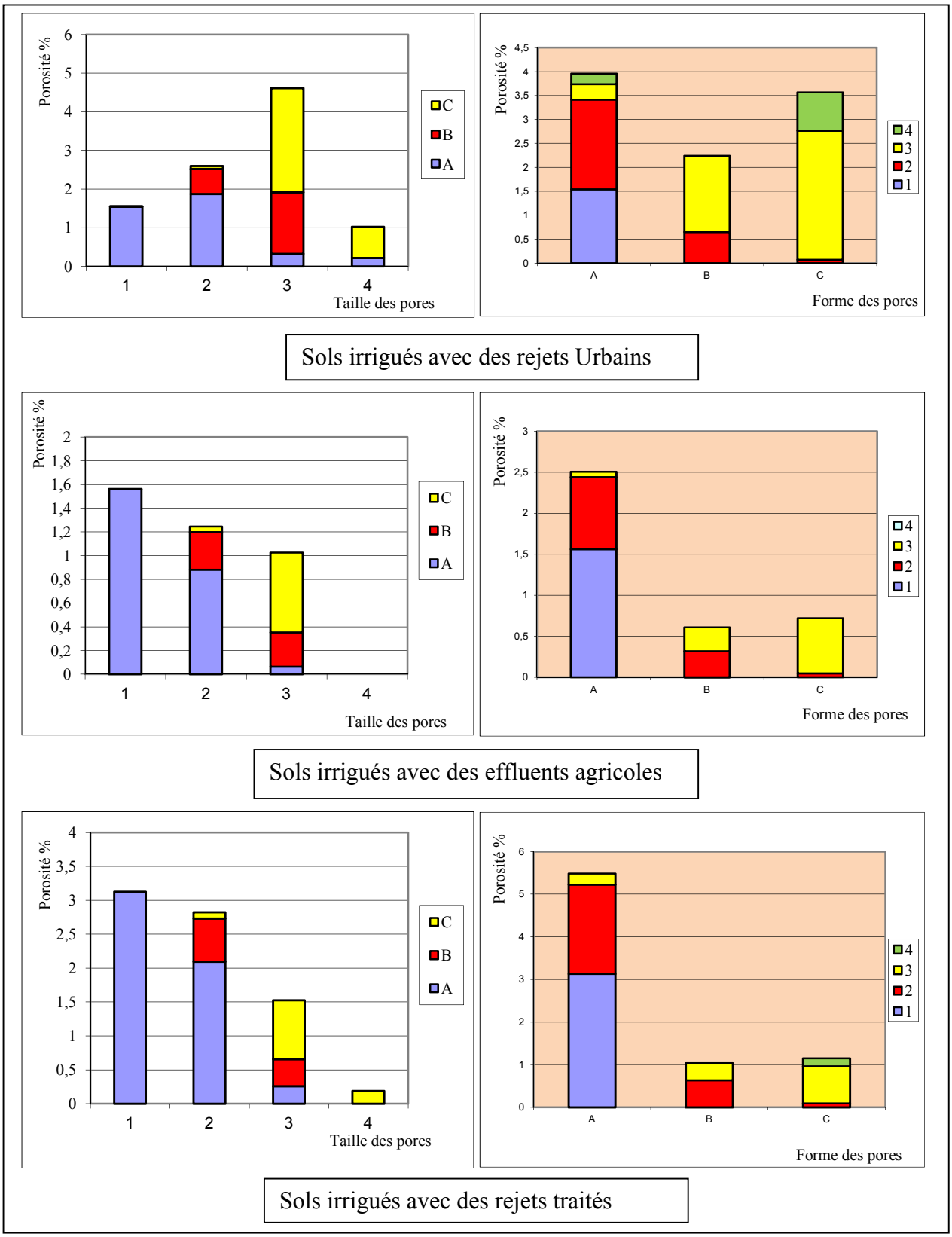


Figure 34. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 30µm/pixel pour l'horizon : 0 -15 cm

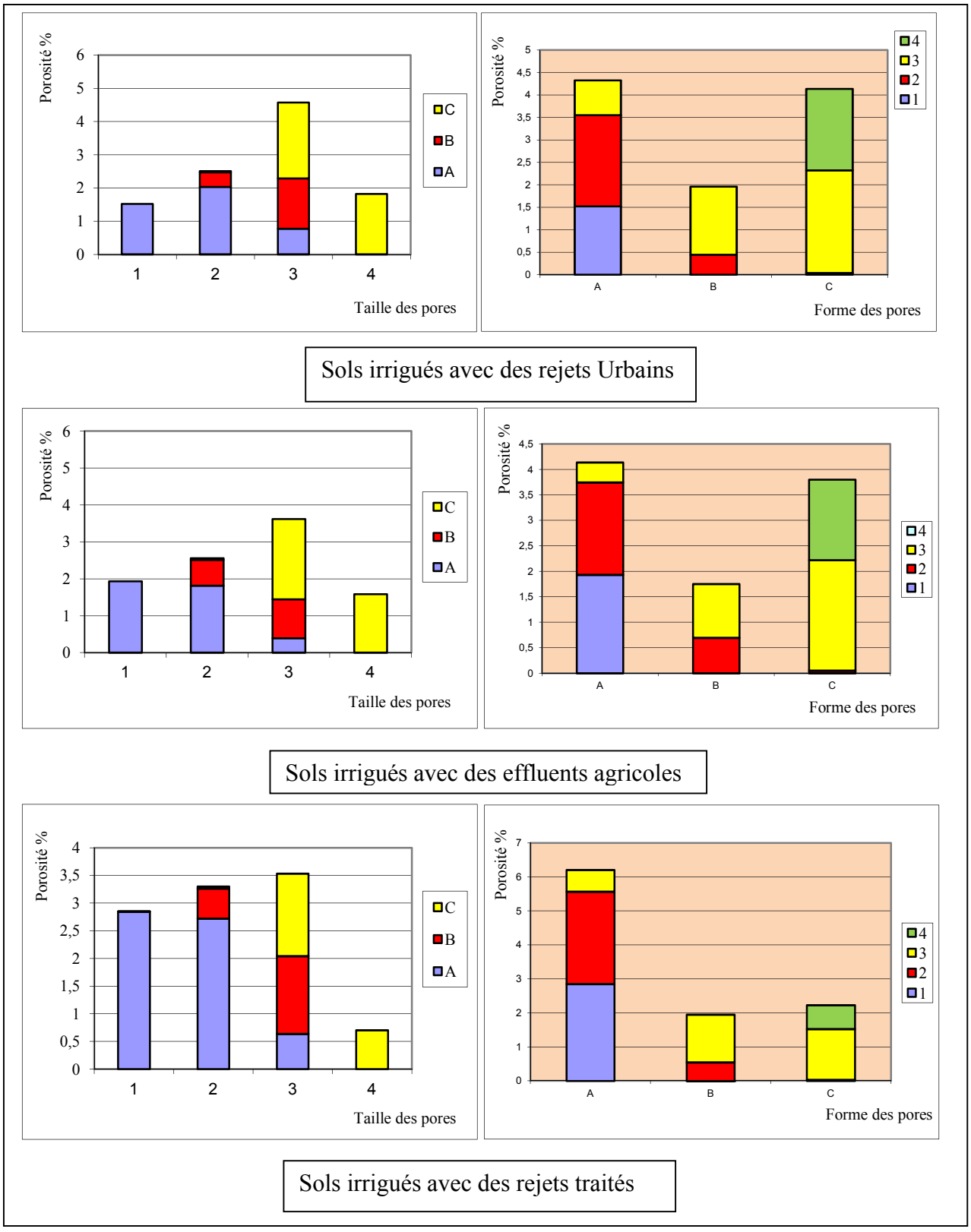


Figure 35. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 30µm/pixel pour l'horizon : 15- 30cm

3. Echelle 5.88 μm/pixel

Pour cette échelle la porosité surfacique diminue en profondeur pour les sols irrigués avec les rejets urbains et traités alors qu'elle augmente en profondeur pour les sols irrigués avec des effluents agricoles.

La majorité de la porosité de l'horizon de surface (0-15cm) est due aux pores de forme arrondie (A) pour les trois types d'effluents d'irrigations urbains, traités et agricoles avec des pourcentages de 50%, 60.38% et 57.63% respectivement, suivi par les pores d'assemblages (C). Les sols irrigués avec les eaux urbaines présentent la porosité surfacique la plus élevée (8.54%) suivi par ceux des pairies irrigués avec les effluents traités (7.77%) alors que la plus faible porosité surfacique est enregistrée pour les sols irrigués avec les effluents agricoles (03.61%). Cette distribution de l'espace poral est due probablement à l'activité intense des lombriciens surtout endogés.

Examinant la figure (36) qui représente relativement la variabilité des porosités, distribuées en classes de taille et de forme des pores pour les horizons de surface, la taille de pore est de plus en plus élevée vers les classes des gros pores. Les résultats montrent que la classe typologique 3 (c'est-à-dire les pores qui ont une taille comprise entre $7x10^4$ et $7x10^5$ μm^2) est la taille la plus dominante pour les sols irrigués avec les différents types d'eaux avec des pourcentages de 40%, 44.40% et 42.38% respectivement pour les sols irrigués avec les eaux usées urbaines, traitées et les effluents agricoles. Pour la forme, les pores tubulaires (A) dominent dans les trois modalités d'irrigation, suivi par la porosité d'assemblage.

Concernant l'horizon de 15-30cm (fig. 31), le sol irrigué avec les effluents agricoles est le plus poreux (6.78%) suivi par le sol irrigué par les eaux traitées (5.31%) et la plus faible porosité est marquée par le sol irrigué à l'eau usées urbaines (4.76%), ceci confirme encore l'hypothèse de l'activité des anéciques en surface, ce qui fait la différence à la fois entre les traitements et la profondeur du sol.

Pour ce second horizon, l'analyse qualitative des images obtenues révèle la dominance totale des pores tubulaires avec des pourcentages de 68% , 75% et 40% respectivement pour les sols irrigués à l'eau urbaine, traitée et les effluents agricoles de la porosité surfacique totale (fig. 37). Pour la taille des pores, l'examen de la même figure dévoile la dominance de la classe 3 des pores dont la taille est comprise entre $7x10^4$ et $7x10^5$ μm^2.

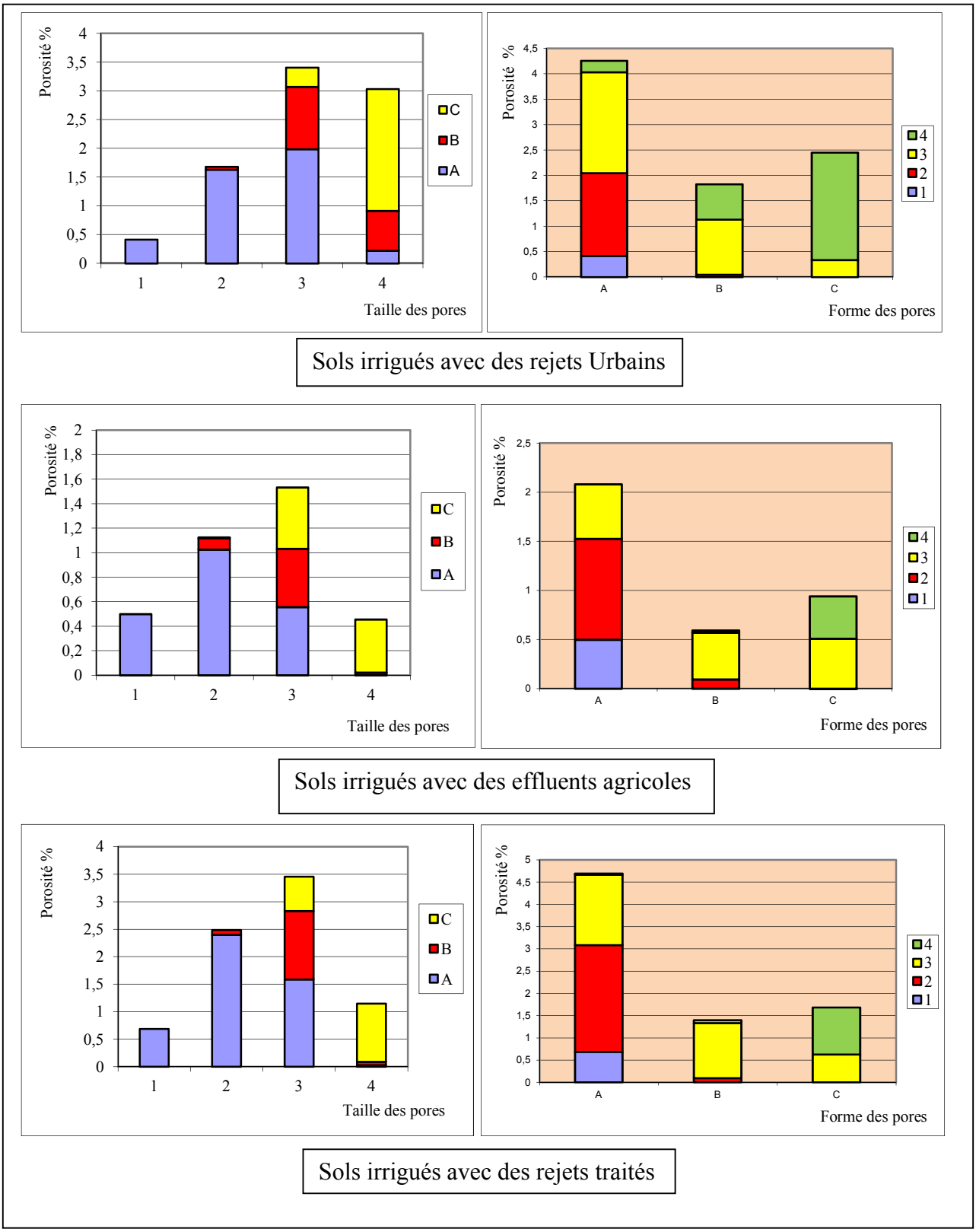


Figure 36. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 5.88 µm/pixel pour l'horizon : 0-15 cm

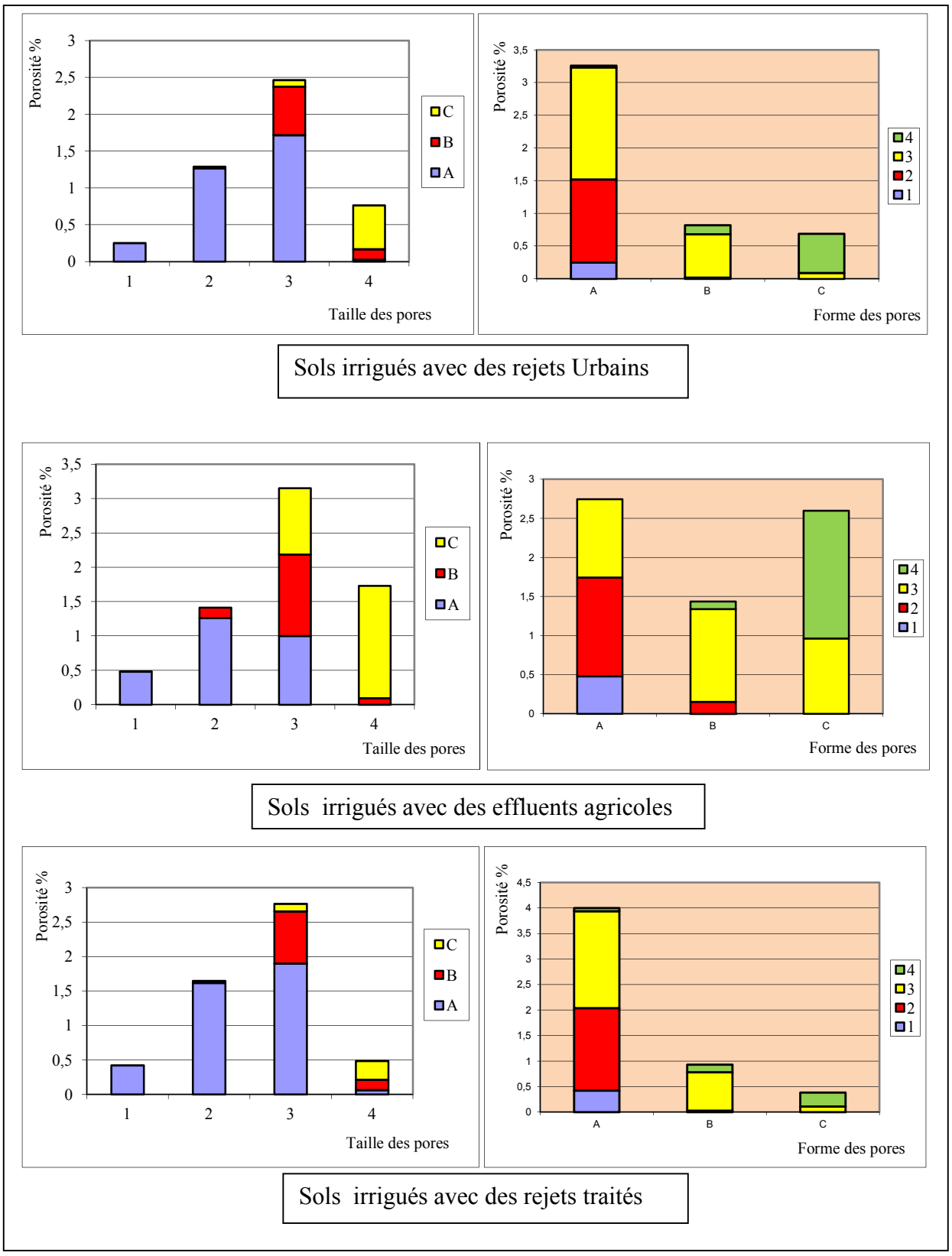


Figure 37. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 5.88 µm/pixel pour l'horizon : 15- 30cm

4. Echelle 2.63 µm/pixel

Pour cette échelle, les résultats de l'analyse d'images ne révèlent pas de différences dans la porosité surfacique (surtout au niveau de la couche superficielle) par rapport à l'échelle précédente, où nous remarquons que la plus grande porosité surfacique est enregistrée pour les sols irriguées avec les eaux usées urbaines suivi par les sols irrigués avec les eaux traitées avec une légère différence (7.79% et 7.54%), la plus faible porosité surfacique est enregistrée pour les sols irrigués avec les effluents agricoles (3.96%) (fig. 31). Il est important de signaler que pour cette échelle la porosité diminue en profondeur pour les sols irrigués à l'eau urbaine et traitée, contrairement aux sols irrigués avec les effluents agricoles dans lesquels la porosité totale augmente en profondeur où elle s'est presque doublée (de 3.96% en surface à 6.24% en profondeur).

Pour la couche de surface et concernant la forme de pore, les résultats révèlent toujours la dominance des pores tubulaires (A) et avec toujours la plus forte contribution 47%, 69% et 59% respectivement pour les sols irrigués avec les effluents urbains, traités et agricoles).

Au sujet de la taille des pores, les résultats montrent que la classe typologique 3 c'est-à-dire les pores qui ont une taille comprise entre $8x10^3$ et $8x10^4 \mu m^2$, est la taille qui domine avec des taux de contributions, dans la porosité surfacique, de 37.5%, 43.37% et 43.93% respectivement pour les trois types d'eau d'irrigation (fig. 38).

Il est évident de remarquer que pour les sols irrigués avec les effluents urbains, les deux classes typologiques 3 et 4 **(**c'est-à-dire les pores qui ont une taille comprise entre $8x10^3$ - $8x10^4$ μm^2 et $> 8x10^4$ μm^2 respectivement), contribuent avec des pourcentages similaire dans la porosité surfacique dont leur cumule représente environ les deux tiers de la porosité surfacique.

Pour la couche la plus profonde (15-30 cm), la figure (39) met bien en évidence que les pores arrondis contribuent le plus dans la porosité surfacique totale avec des pourcentages de 60%, 70% et 48% pour les sols irrigués avec les effluents urbains, traités et agricoles.

De point de vue taille, c'est toujours la classe des pores dont la taille comprise entre $8x10^3$ et $8x10^4 \mu m^2$ qui domine.

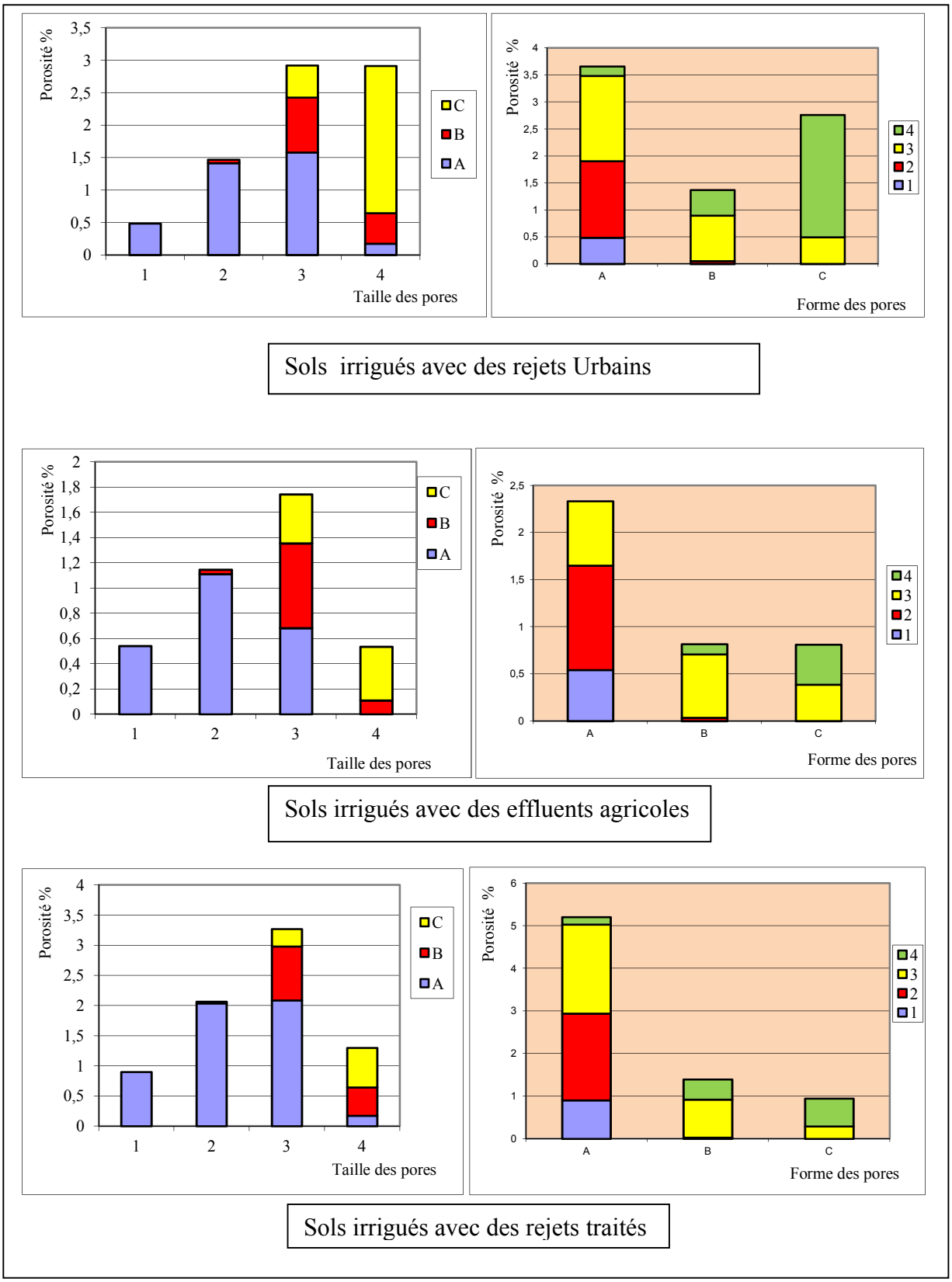


Figure 38. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 2.63µm/pixel pour l'horizon : 0-15 cm

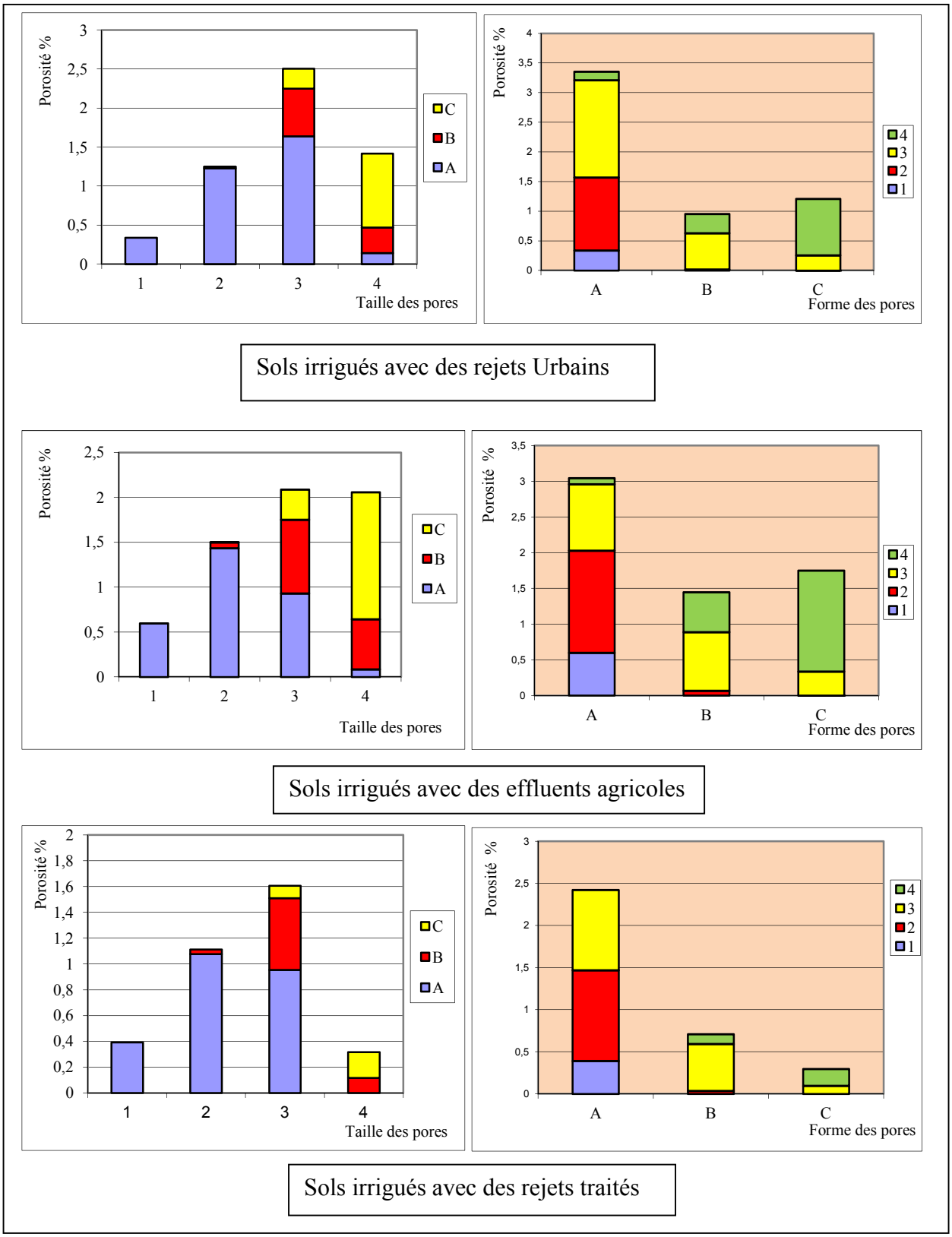


Figure 39. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 2.63 µm/pixel pour l'horizon : 15- 30cm

5. Echelle 0.93 μm/pixel

C'est au niveau de cette échelle où nous remarquons des différences par rapport aux autres échelles précédentes. Quoi que la porosité diminue en profondeur pour les trois types d'eau d'irrigation, avec une réduction accentuée en profondeur pour le sol irrigué à l'eau traitée (de 10.5% en surface à 4.04% en profondeur).

Pour l'horizon de surface (fig. 31), les résultats de l'analyse d'image relèvent que l'irrigation avec les eaux traitées provoquent plus de porosité (10.49%) suivi par les effluents agricoles (10.12%) cependant la porosité surfacique enregistrée dans les sols irrigués par les eaux urbaines (9.32%) reste au dessous de la porosité induite par l'irrigation avec les deux autres types d'eau.

Ces résultats mettent en évidence la dominance des pores tubulaires (A) pour les deux types d'effluents d'irrigations traités et agricoles avec des pourcentages de 58 et 54.54% suivi par les pores d'assemblage. Cependant la dominance des pores d'assemblage (50%) est attribuée à l'utilisation des eaux usées urbaines. L'effet de ce type d'eau est bien illustré même pour la taille des pores où la gamme de taille de pore 3 et 4 (taille comprise entre 5000-50000μm^2 et > 50000μm^2 respectivement) occupe les deux tiers de la porosité surfacique (avec 40% et 32% respectivement). Néanmoins pour les effluents traités et agricoles la distribution de la taille des pores ne se différencie pas des autres échelles où la plus grande contribution dans la porosité surfacique est signalée pour les deux gammes de pores 2 et 3 (dont la taille de pores est comprise entre 500-5000 μm^2 et entre 5000-50000 μm^2). Donc il ressort que l'eau urbaine a influencé les pores d'assemblage de grande taille alors que les effluents traités et agricoles ont abouti a des pores arrondies de taille moyenne à grande (2 et 3) pour cet horizon de surface (fig.40).

Pour le seconde horizon de 15-30 cm, en examinant la figure (31), il apparait que l'irrigation aux effluents agricoles génère beaucoup plus de porosité (8.23%) suivi par l'eau usées urbaine (7.70%) alors que l'irrigation à l'eau traitée a généré la plus faible porosité en profondeur (4.03%), cette diminution de porosité est essentiellement liée à l'absence des pores de plus grande taille (classe 4 dont la taille des pores est supérieure à $5x10^4$).

Pour la taille des pores (fig. 41), les deux classes typologiques 2 et 3 (taille de pore entre 500-5000 μm^2 et entre $5x10^3$- $5x10^4$) contribuent toujours avec les plus grands pourcentages dans la porosité surfacique pour les trois types d'eaux d'irrigation. A noter que la classe de plus

grands pores (classe typologique 4 : pores > $5x10^4$) participe avec la plus faible contribution dans la porosité surfacique. Et même cette classe de pore n'existe pas pour le sol irrigué à l'eau traitée. Concernant la forme des pores, une dominance des biopores a été révélée au niveau des trois types d'eau d'irrigation.

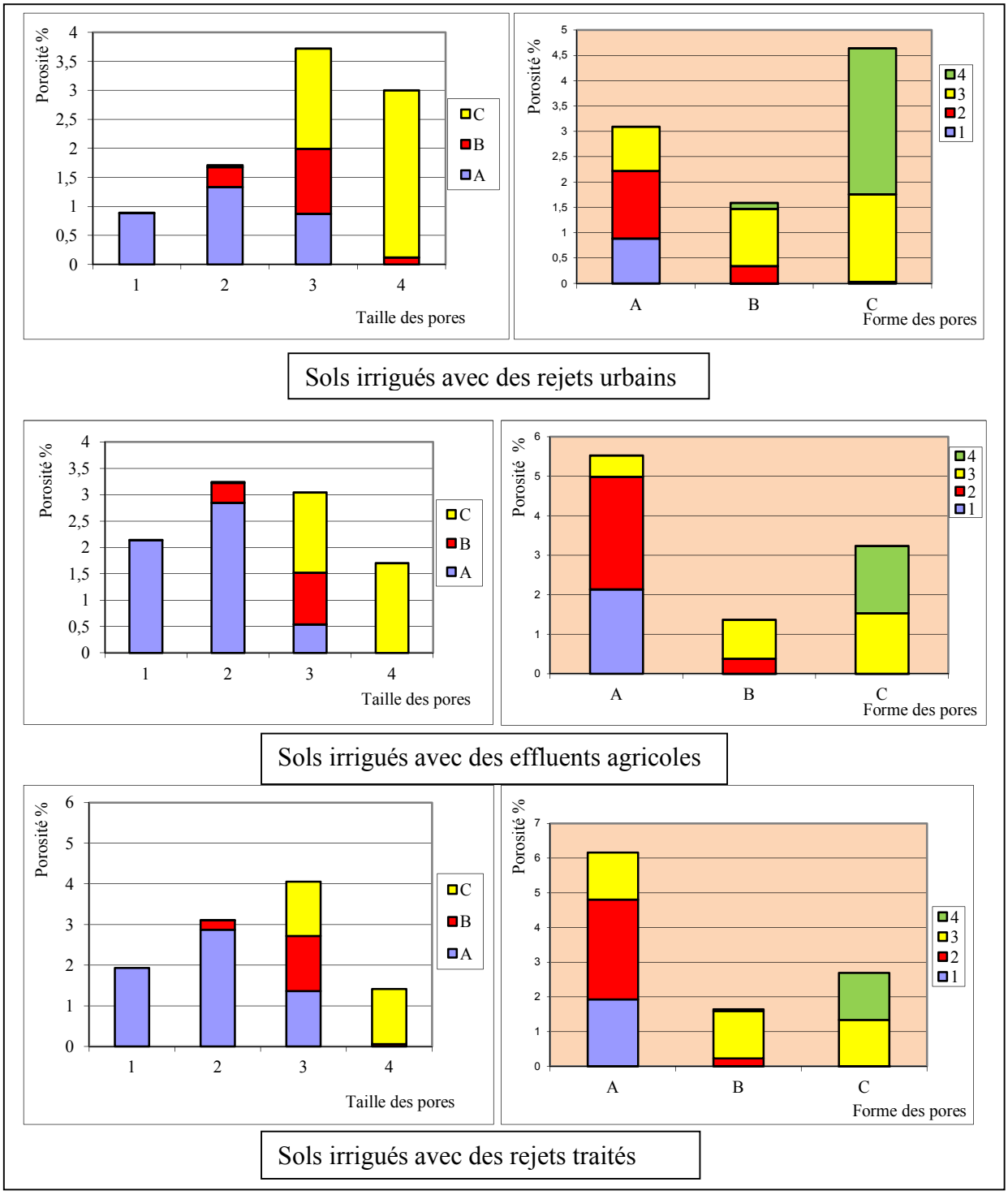


Figure 40. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 0.93µm/pixel pour l'horizon : 0-15 cm

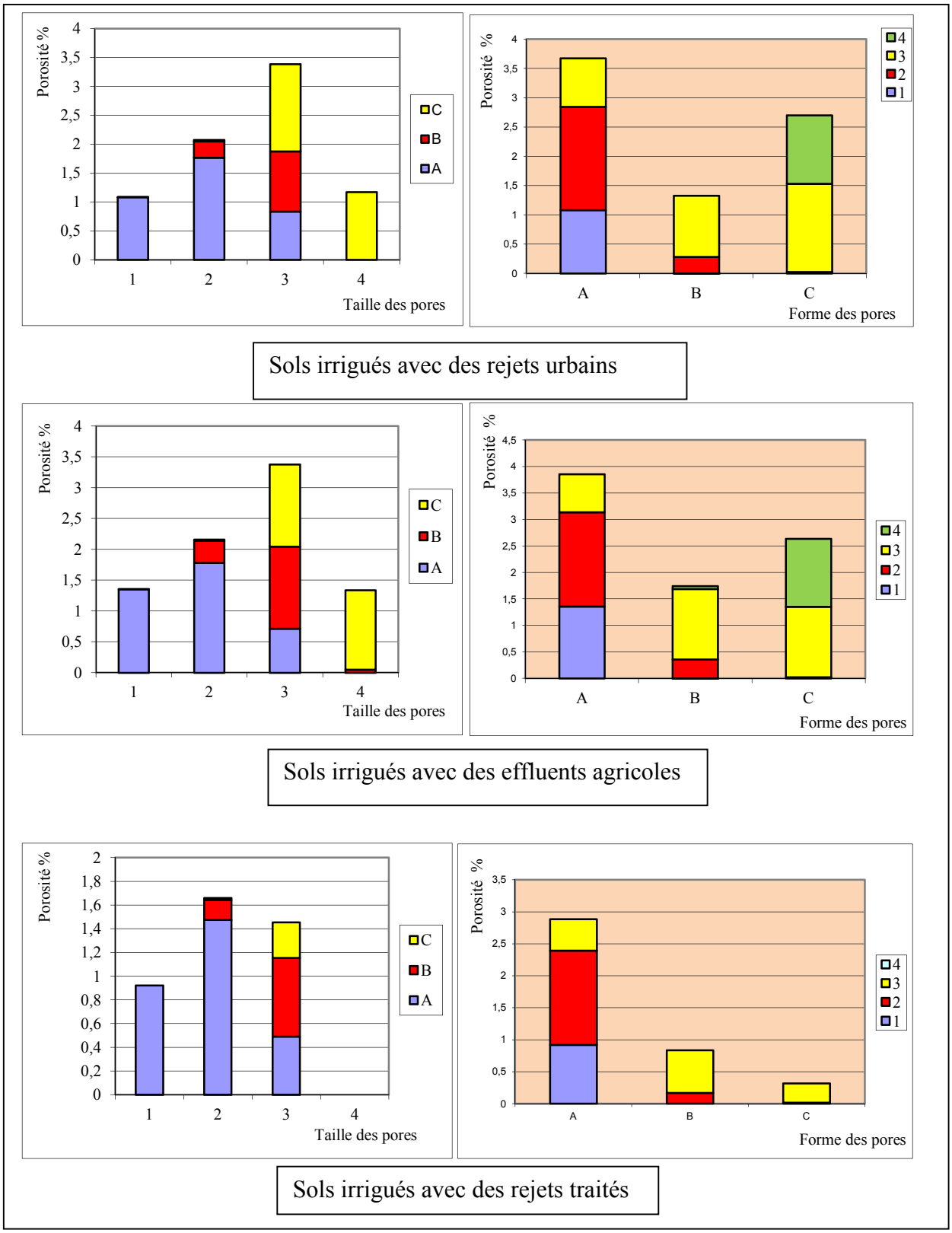


Figure 41. Distribution de la porosité surfacique selon la taille et la forme des pores à l'échelle 0.93µm/pixel pour l'horizon : 15 -30 cm

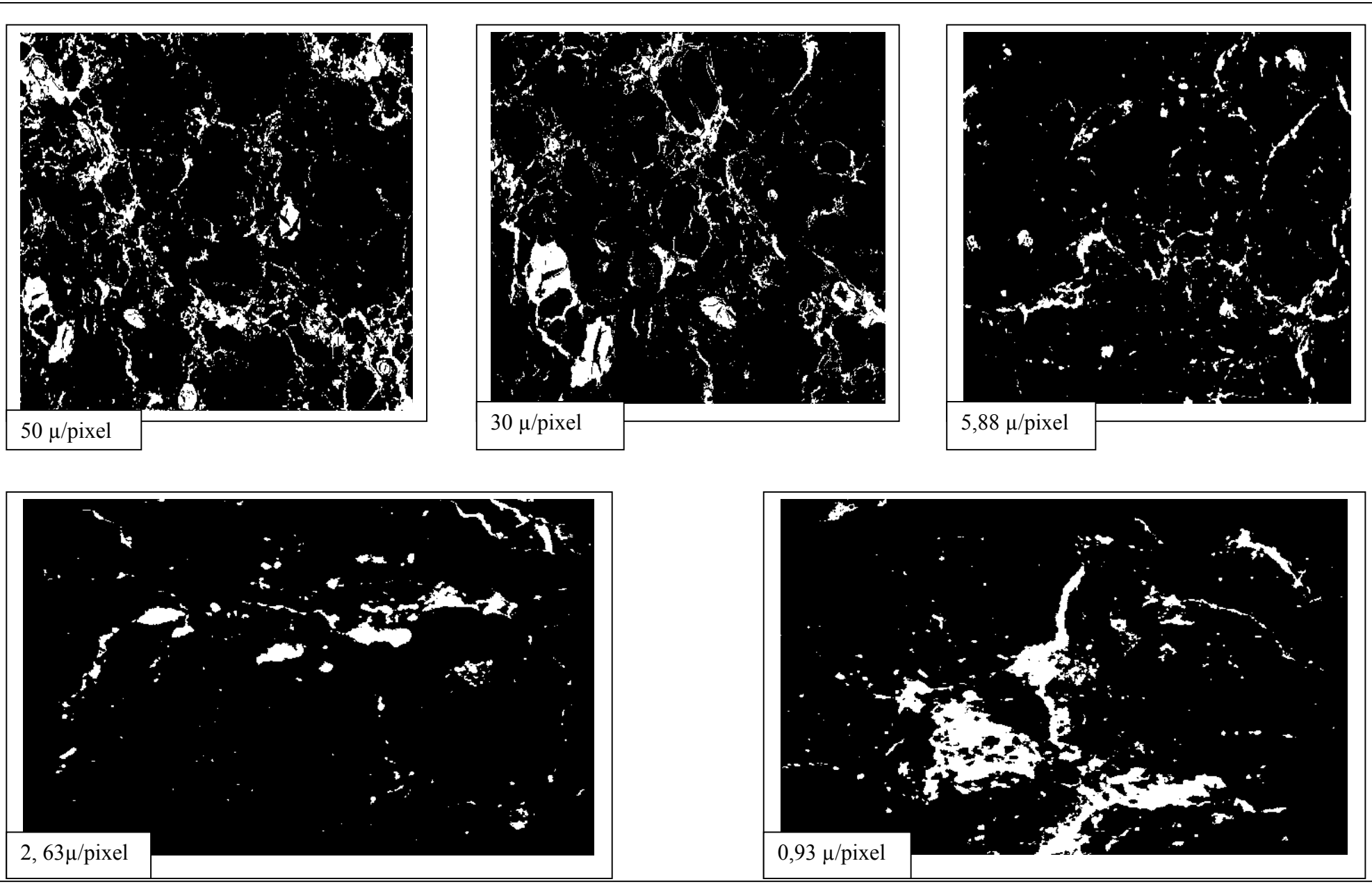


Figure 42. Images binaires illustrant la structure de l'espace poral pour le sol irrigué à l'eau urbaine des cinq échelles (50, 30, 5.88, 2.63 et 0.93µm/pixel) pour l'horizon 0- 15cm.

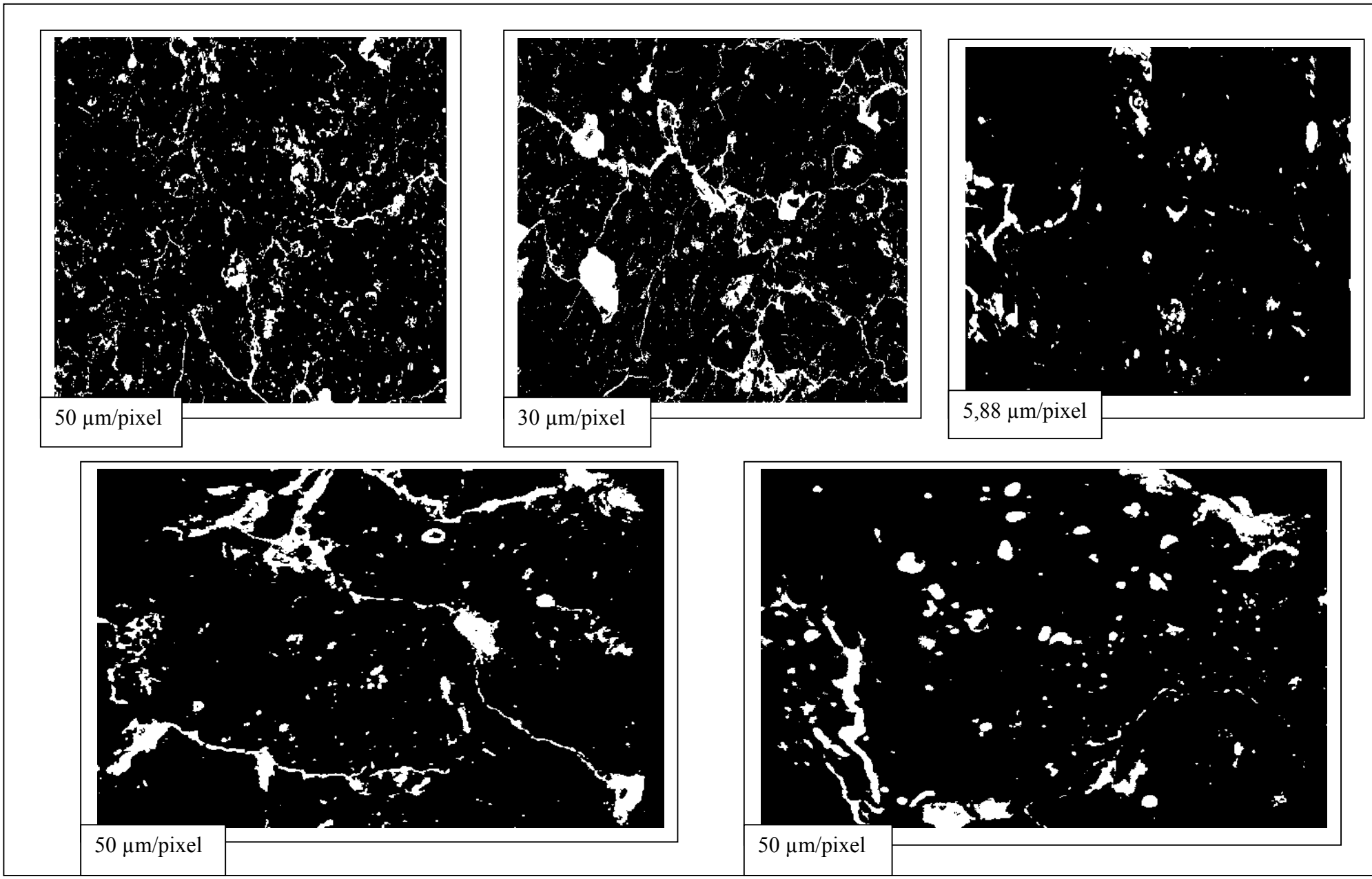


Figure43. Images binaires illustrant la structure de l'espace poral pour le sol irrigué à l'eau urbaine, des cinq échelles (50, 30, 5.88, 2.63 et 0.93µm/pixel) pour l'horizon 15-30 cm.

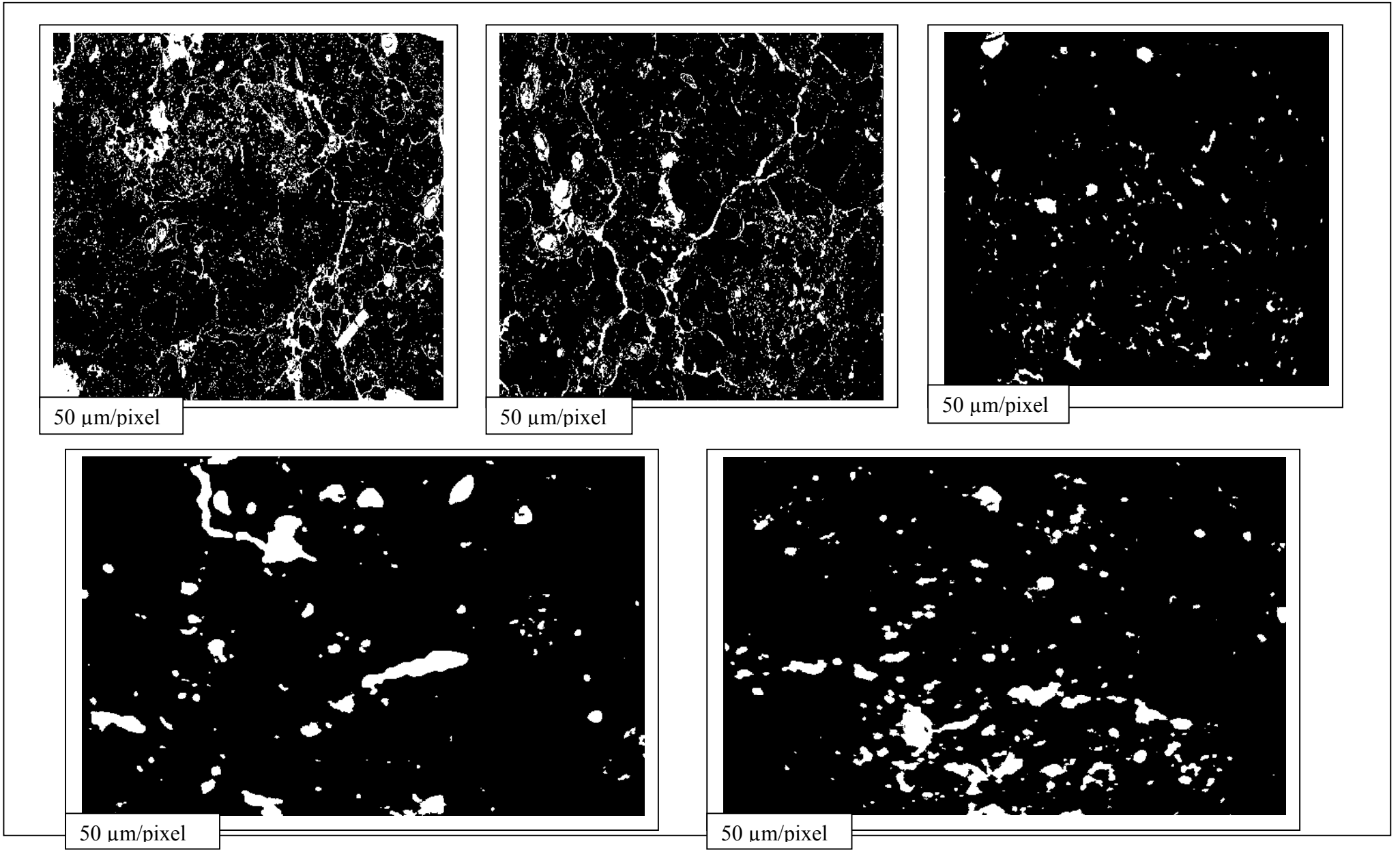


Figure 44. Images binaires illustrant la structure de l'espace porale pour le sol irrigué à l'eau traitée, des cinq échelles (50, 30, 5.88, 2.63 et 0.93µm/pixel) pour l'horizon 0-15 cm.

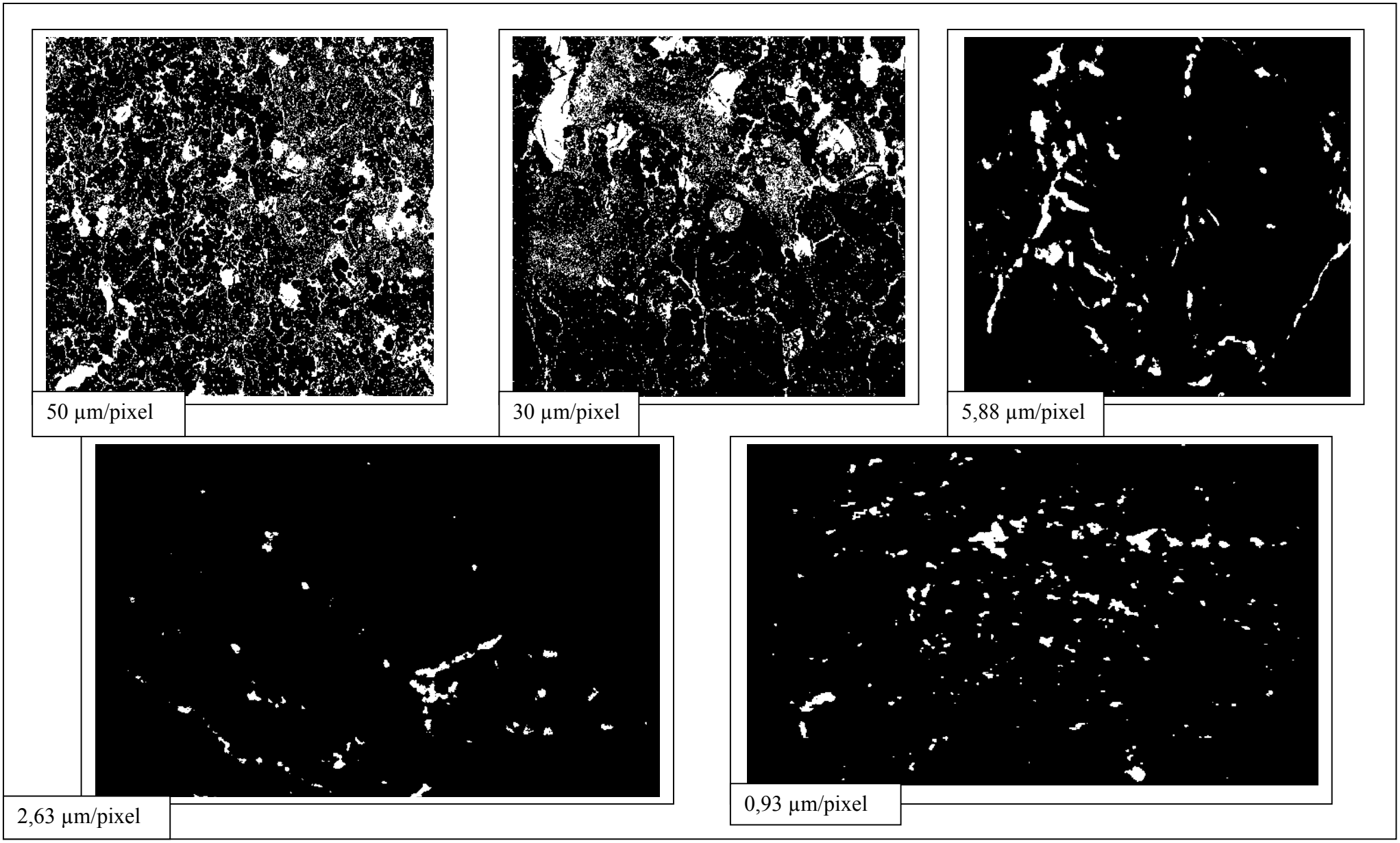


Figure 45. Images binaires illustrant la structure de l'espace poral pour le sol irrigué à l'eau traitée, des cinq échelles (50, 30, 5.88, 2.63 et 0.93µm/pixel) pour l'horizon 15-30 cm.

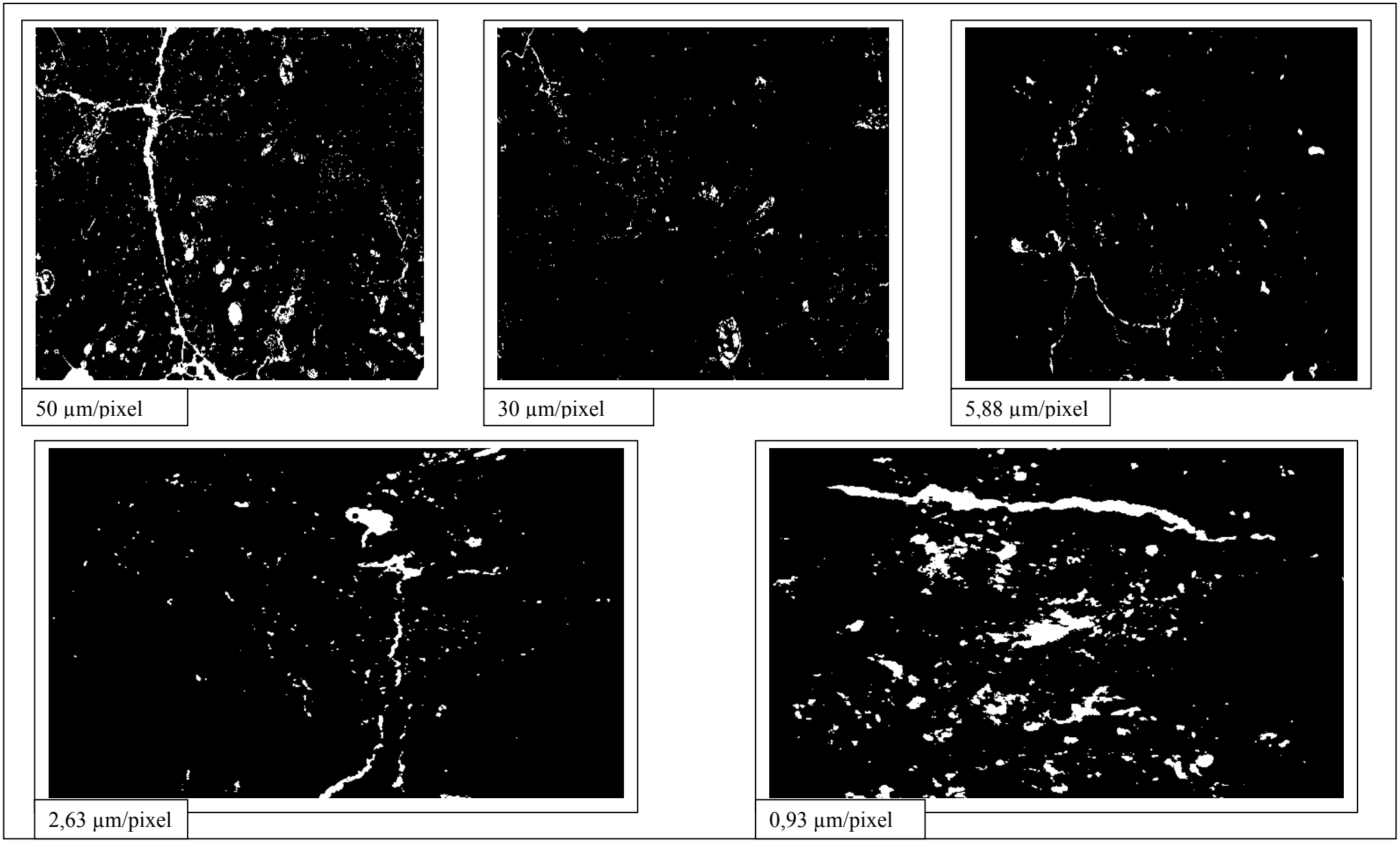


Figure 46. Images binaires illustrant la structure de l'espace poral pour le sol irrigué avec les effluents agricoles, des cinq échelles (50, 30, 5.88, 2.63 et 0.93µm/pixel) pour l'horizon 0-15 cm.

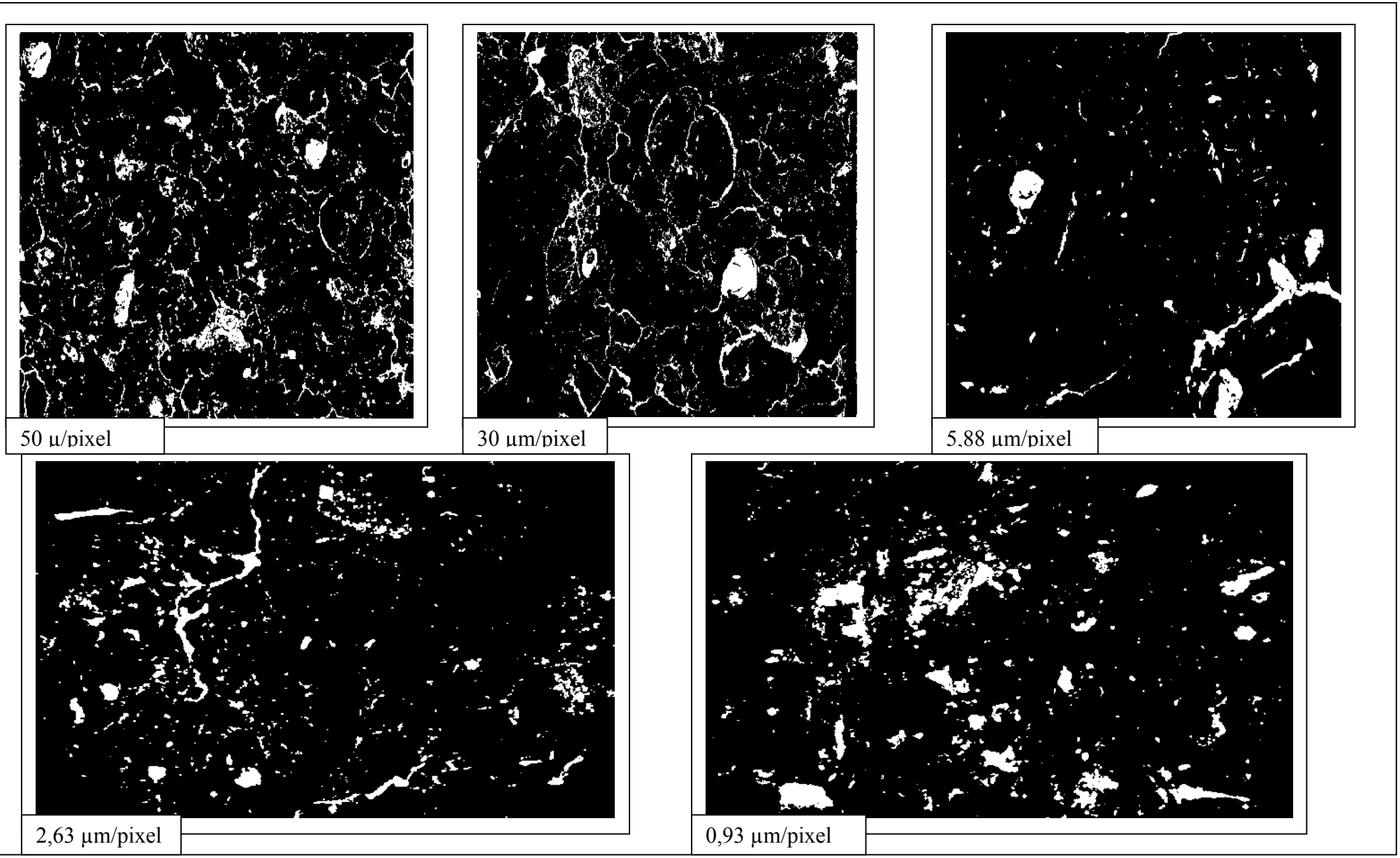


Figure 47. Images binaires illustrant la structure de l'espace poral pour le sol irrigué avec les effluents agricoles, des cinq échelles (50, 30, 5.88, 2.63 et 0.93µm/pixel) pour l'horizon 15- 30 cm.

IV. Confrontation des paramètres mesurés

Le sujet de la réutilisation des eaux usées est largement abordé par la littérature scientifique, mais à notre connaissance aucune étude n'a jusqu'à présent analysé les impacts sur le fonctionnement biologique (en utilisant l'activité lombriciennes comme bio indicateurs) et physique du sol sur les deux échelles macro et micro morphologique.

Nous avons émis comme question principale : le recyclage des effluents : a-t-il des effets sur le comportement biologique et hydro physique du sol, et existe-il une relation entre le type d'effluents utilisés comme substrat d'irrigation (urbain, traitées, agricoles) et les caractéristiques hydriques, physiques et biologique des sols de prairies étudiés.

Nous avons réalisé une ACP pour représenter graphiquement la corrélation entre les paramètres de : la porosité macro et micromorphologie, les lombrics (adultes, juvéniles, total lombric), ainsi que la rétention en eau et la conductivité hydraulique dans les trois sites.

La matrice de corrélation nous indique une corrélation négativement significative entre la densité apparente et les juvénile (r=-0.954) et aussi avec le nombre total des lombrics (r=-0.894). Cette corrélation obtenue suit celle de : Allison (1973), où il a indiqué que les galeries creusées par les vers de terre ont tendance à diminuer la densité apparente du sol et augmenter l'aération et le drainage.

Lamandé et *al.,* (2003) signalent que les pores complexes sont un bon indicateur de la perméabilité du sol. Nos résultats révèlent des corrélations positives et significatives entre les pores d'assemblages et les conductivités aux deux potentiels k(0.3) et k(0.6) (r=0.82, r=0.78) avec l'échelle 2.63 µm/pixel seulement. Pour cette dernière ainsi que pour l'échelle 5,88 µm/pixel, les vers juvéniles sont proportionnelle avec les classes typologique de pore de grande taille seulement à la surface des sols (r = 0.91 avec CT4 (2.63) (1), r = 0.88 CT4 (5.88) (1), ce qui confirme le rôle prépondérant de ces vers immatures sur la création de ces pores.

Globalement, l'échelle 50 µm/pixel met bien en évidence la contribution de l'activité biologique des juvéniles dans l'amélioration de la porosité surfacique où nous avons enregistré une corrélation positivement significative entre les bio pores (A) et la porosité surfacique pour la couche profonde (r= 0.93).

Des corrélations significatives positives et négatives ont été enregistrées entre les vers juvéniles et l'ensemble des paramètres hydro physique mesurés. **(**r = 0.85 (K0.06), r= 0.98 (K0.3), r= 0.92 (K0.6), r=0.81 (pF1.18), r= 0.86 (pF1.5), r= 0.78 (pF2), r=0.97 (B1(30)) r= 0.78 CT4(30) (1), r = - 0.81 (CT3(30) (2)), r = 0.71 (PS1(5.88)), r = 0.88 (CT4(5.88) (1), r=0.91 (CT4 (2.63)(1)), r = -0.94 (A1(0.93), r = -0.87 (CT1(0.93)(1), r = -0.91 (CT2 (0.93)(1))**).**

Une synthèse de l'effet des trois types d'eaux d'irrigation sur l'ensemble des paramètres mesurés est faite en utilisant l'analyse en composantes principales (ACP). Une matrice de données, constituée de 61 paramètres représentant les principaux paramètres physique, biologique et hydro physique de sol, et les 9 sites d'échantillonnage (3 répétitions dans chaque site) a été soumise à une ACP (fig. 48). Les deux axes de l'analyse en composante principales expliquent 76.57% de l'inertie (I =42.79% et II=33.77%). L'axe I établi une opposition entre les paramètres hydrique et la macroporosité.

La distribution des variables dans le plan ½ révèle que l'axe I est en relation positive avec le site des prairies irriguées avec les eaux traitées, tandis que l'axe II est lié négativement aux sols des prairies irriguées avec des effluents agricoles (fig. 49).

Plusieurs auteurs indiquent que les activités des vers de terre améliorent la structure du sol et augmentent l'infiltration (Syres et Springett, 1983 ; Edwards et Shipita, 1998). Cela concorde à notre travail où nous avons enregistré des corrélations significatives entre le nombre total des lombrics et la conductivité hydraulique proche à la saturation et exactement ce sont les juvéniles qui agissent beaucoup plus où nous avons enregistré des corrélations très importantes entre les juvéniles et les potentiels de K(h) 0.06, 0. 3 et 0.6 (r= 0.85, 0.98 et 0.92 respectivement).

Le classement des pores selon des critères morphologiques (Hallaire et *al.,* 2002), nous aide à dévoiler que les pores arrondis de moyenne à grande taille sont eux qui agissent sur les processus structuraux suivi par les pores d'assemblages. Piron (2008), indique que la porosité d'assemblage est une forme caractéristique des dépôts de déjection.

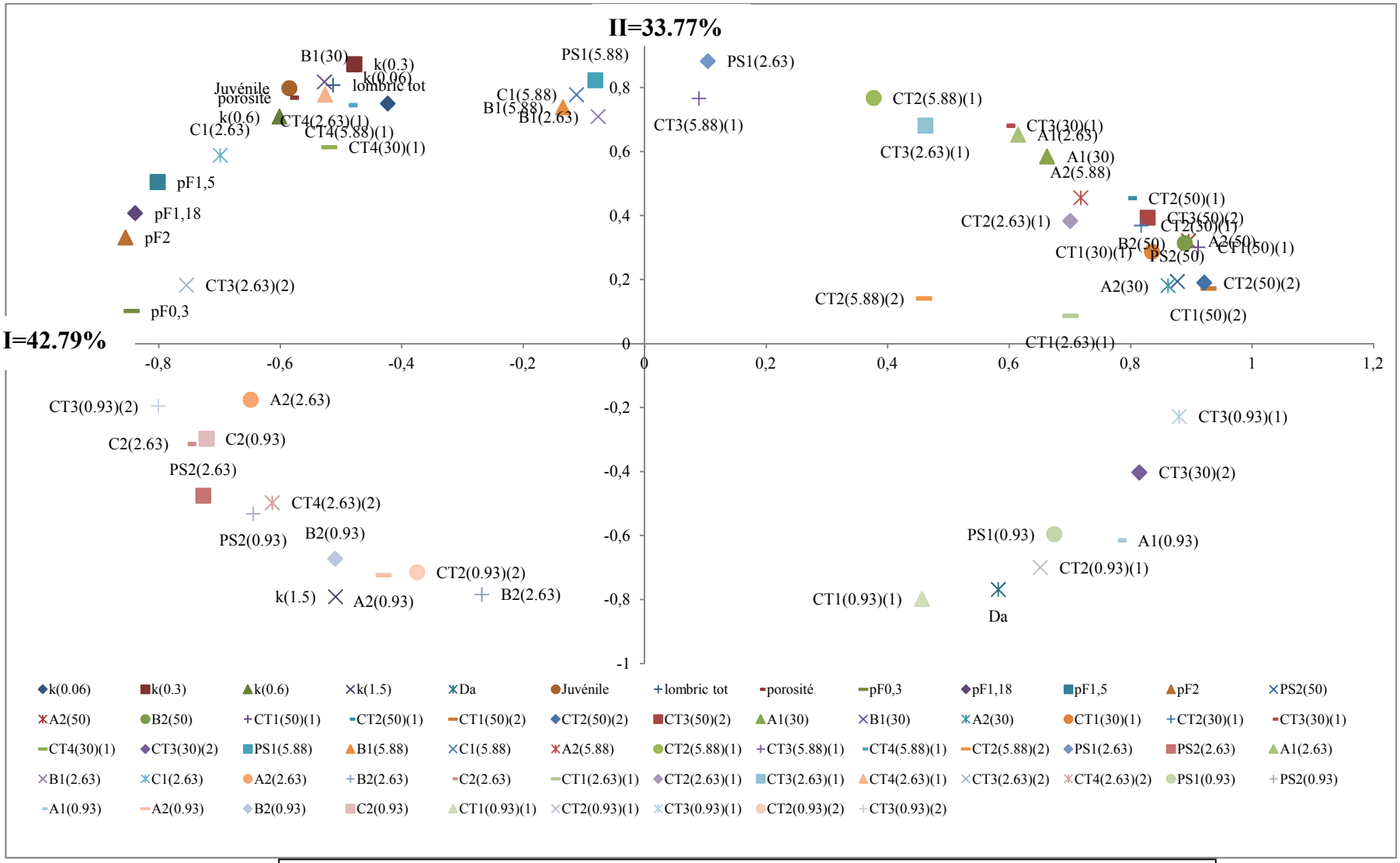


Figure 48. Représentation de la dispersion des individus dans le plan ½ de l'ACP.

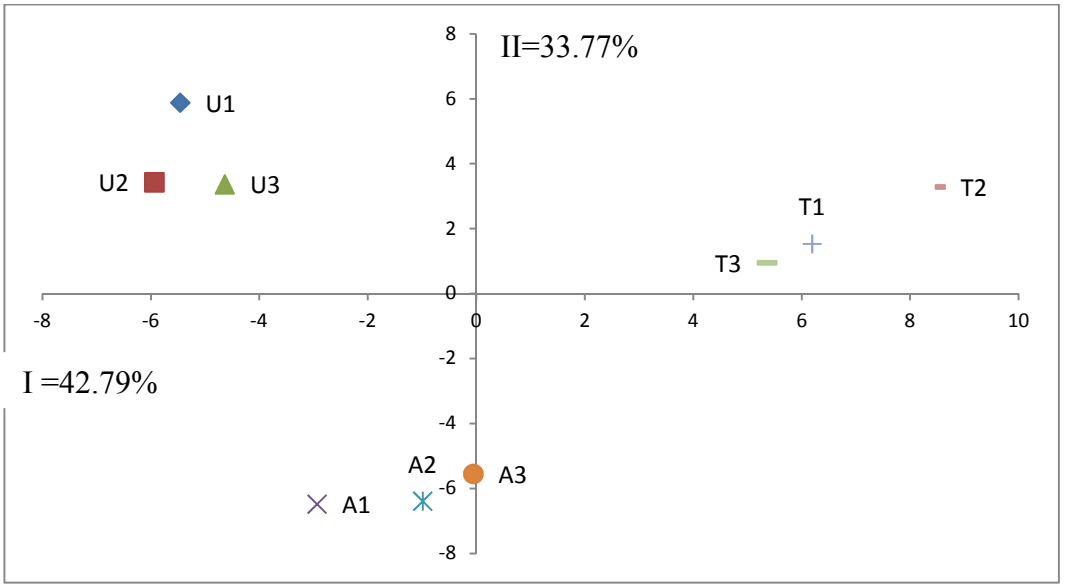


Figure 49. La distribution des variables dans le plan ½

Il ressort que nos résultats mettent clairement en évidence que l'épandage des eaux usées améliore la porosité micro morphologique des sols, ce qui est en concordance avec les résultats de Minhas et Samra, (2004) qui indiquent une augmentation de la conductivité hydraulique et la porosité totale dans des sols indiens irrigués longtemps avec les eaux usées. Ainsi que Agassi et *al.,* (2003) qui confirment que l'irrigation avec les effluents domestiques pendant dix ans n'a pas montrée d'effets négatifs sur les paramètres hydrauliques des sols.

Molahoseini (2014), indique une réduction de 45% de la conductivité hydraulique au cours de 29 ans de pratique d'irrigation avec les eaux usées ; ainsi une réduction importante de la conductivité hydraulique a été remarquée par Viviani et Lovino (2004) surtout pour les sols argileux. Sou (2009), signale que la diminution de la conductivité hydraulique peut être du au colmatage des pores qui peut réduire la conductivité hydraulique à saturation jusqu'à 80% de sa valeur initiale ; Wang et *al.* (2003) ont remarqué que l'irrigation avec les eaux usées traités réduit la porosité du sol.

Il est important de signaler que dans notre investigation, c'est le type d'eau usée urbaine qui a provoquée plus de porosité. L'ordre de classement de la porosité surfacique concorde avec les résultats de la porosité macromorphologique comme c'est déjà mentionné. Cela est dû à l'effet de l'activité biologique par ce qu'elle-même suit le même ordre de classement du point de vue abondance.

Conclusion

Conclusion Générale et Perspectives

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 hydriques des sols dans un écosystème prairial naturel à travers leur gestion par une activité biologique appréciée par l'abondance lombricienne.

Il a pour cadre naturel un écosystème prairial des hautes plaines Sétifiennes dans l'est Algérien situées dans une zone climatique semi-aride confrontée à la pauvreté des sols en matière organique et à la grande variabilité pluviométrique.

L'étude a nécessité une caractérisation des différents types d'eau utilisée comme substrat d'irrigation des prairies naturelles de Sétif (effluents urbains, effluents agricoles et effluents traités).

Les résultats montrent que les trois types d'eaux sont très chargés en matières organique et particulaire, ce qui fait que la prise en charge sérieuse du traitement des eaux d'Oued Boussellam est une nécessité urgente.

Notre étude a permis de mettre en évidence l'influence des eaux usées sur les propriétés hydro physiques ainsi que sur l'activité biologique. Ces résultats ont démontré que les eaux usées urbaines marquent plus de densité lombricienne et produisent plus de porosité et de rétention en eau, Les transferts hydriques via la conductivité hydraulique étaient plus élevés chez les sols irrigués à l'eau usée urbaine.

L'étude de la micromorphologie a mis en évidence de nettes différences dans les caractéristiques de la structure de l'espace poral issu des trois modalités d'irrigation. L'eau usée urbaine utilisée à l'état brut sans traitement préalable crée une macroporosité de surface importante, alors que pour la couche la plus profonde, c'est l'eau traitée qui crée plus de macropores.

Globalement, pour la surface du sol, les résultats des quatre premières échelles (50, 30, 5.88 et 2.63 µm /pixel) concordent avec ceux de la porosité mesurée à base de la densité apparente. Tandis que pour la plus petite échelle, les résultats de l'analyse d'image révèlent que les sols irrigués avec les eaux traitées, enregistrent la plus grande porosité surfacique, donc l'effet est marqué à l'échelle de la microporosité.

Pour la couche la plus profonde (15-30 cm), les sols irrigués avec les effluents agricoles présentent plus de microporosité que les sols irrigués à l'eau traitée et urbaine pour les 3 petites échelles (5.88, 2.63 et 0.93µm /pixel).

L'analyse qualitative de la porosité montre que la totalité des images analysées présentent une porosité d'origine biologique et de taille moyenne à grande, ceci reste en relation avec le diamètre des lombrics bioturbateurs appelés "ingénieurs".

La contribution de l'activité biologique à la structuration des sols a permis une architecture porale idéale pour le transport de matériaux et le transfert des solutés chargées de molécules. Ce travail biologique surtout au niveau de la zone d'activité intense qui est proche de la surface du sol, a montré une multitude de transformations macro et micromorphologiques en relation avec l'abondance des communautés lombriciennes surtout endogée et anécique.

En conséquence, suite à ces résultats observés, l´épandage des eaux doit se baser en amont par un souci d´information qui prendra en considération les aspects techniques et économiques qui caractérisent celles-ci et conditionnent leur utilisation, en effet, il n´est pas question d´épandre les eaux dans n´importes quelles conditions.

Les éleveurs sont convaincus de l'impact positif des effluents de l'Oued Boussellam dans l'augmentation des productions agricoles. Pour preuve la région est devenue un centre de production de lait suite l'amélioration de l'alimentation en vert des élevages. L'impact négatif est suggéré par la présence de maladies bovines (brucellose et tuberculose) et la crainte d'autoconsommé le lait et les légumes frais produits localement. L'augmentation des superficies irrigables est dépendante de l'amélioration du dispositif de distribution de l'eau et de sa gestion.

Références bibliographiques

Références

Abdulraheem, M. Y., 1989. Health considerations in using treated industrial and municipal effluents for irrigation, Desalination DSLNAH 72(1&2), 81-113.

Abu Awwad A.M., 1996. Irrigation water management for onion trickle irrigated with saline drainage water. Dirasat, 23(1):46-55.

Agassi M., Tarchitzkey J. Keren R. Chru Y. Goldstein D. Fizik E. 2003. effects of prolonged irrigation with treated municipal effluent on runoff rate J. Environ. Qual. (32), 1053-1057.

Aina, P. O., 1984. Contribution of earthworms to porosity and water infiltration in a tropical soilunder forest and long-term cultivation. Pedobiologia 26: 131-136.

Aira, M., Monroy, F., Domınguez, J., 2003. Effects of two species of earthworms

(Allolobophora sp.) on soil systems: a microfaunal and biochemical analysis. Pedobiologia 47, 877–881.

Allison, F. E. 1973. Use of mulches. *In* F. E. Allison, ed. Soil organic matter and its role in crop production. Elsevier Scientific Publishing Company, New York.

Amador J. A., et Görres J. H. 2007. Microbiological characterization of the structures built by earthworms and ants in an agricultural field. Soil Biol. Biochem. 39: 2070–2077

Anderson, J.M., Ineson, P. and Huish, S.A., 1983. Nitrogen and cation mobilization by soil fauna feeding on leaf litter and soil organic matter from deciduous woodlands. Soil Biol. Biochem., 15(4): 463-467.

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

Avella Vasquez A. C., 2010. Substances polymériques extracellulaires dans les procédés de traitement des eaux usées. Thèse de doctorat en Géosciences. INPL. Univ. Nancy. 218 pages.

Bachelier G., 1978. La faune des sols. Son écologie et son action**.** O.R.S.T.O.M. PARIS. 391pages.

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

Baize D., Van Oort F., 2013. Structures et porosités Importance pour les fonctionnements des sols Naissance et destruction des agrégats in **Denis Baize** C,**Odile Duval**,**Guy Richard**, 2013. Les sols et leurs structures, observations à différentes échelles. Editions Quae, collection Synthèses, 264 pages.

Baker G.H., Brown G., Butt K., Curry J.P., Scullion J., 2006. Introduced earth-worms in agricultural and reclaimed land: their ecology and influences onsoil properties, plant production and other soil biota. Biol. Invasions 8, 1301–1316.

Blanchart E., 1992. Role of earthworm in the restoration of the macro-aggregate structure of a de-structured savanna soil under field conditions. Soil Biol. Biochem., 24, 1587–1594

Balks, M.R., Bond, W.J., Smith, C.J., 1998. Effects of sodium accumulation on soil physical properties under an effluent-irrigated plantation. Australian Journal of Soil Research 36, 821–830.

Ball B.C., Bingham I., Ress R.M., Waston C.A. and Litterick A., 2005. The role of crop rotations in determining soil structure and crop growth conditions. Can. J. Soil Sci. 85, 557-577.

Barrios E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. Ecological economics 6 4 pp: 269 – 285

Bastardie, F., Capowiez, Y., de Dreuzy, J.-R., Cluzeau, D., 2003. X-ray tomographic and hydraulic characterization of burrowing by three earthworm species in repacked soil cores. Appl. Soil Ecol. 24, 3–16.

Bazri K., Ouahrani G., Gheribi-aoulmi Z., Díaz Cosín D.J. 2013. La diversité des lombriciens dans l'Est algérien depuis la côte jusqu'au désert ; **Ecologia Mediterranea** – Vol. 39 (2). 13 pages.

Belghyti D., El Guamri Y., Ztit Gh. , Ouahidi M.L., Joti M.B., Harchrass A. , Amghar H. , Bouchouata O., El Kharrim Kh et Bounouira H. 2009. Caracterisation physicochimique des eaux usées d'abattoir en vue de la mise en œuvre d'un traitement adéquat : cas de Kénitra au Maroc. Afrique Science 05(02). 199- 216.

Bentouati L. et Bouzidi A. 2012. Etude de l'impact de la pollution sur oued Bousselam (wilaya de Sétif –nord est de l'Algérie. Science Libre Vol. 4 , N ° 120108 . 12p.

Bhadauria T. and Saxena K. G. 2010. Role of Earthworms in Soil Fertility Maintenance through the Production of Biogenic Structures. *Applied and Environmental Soil Science,* 7 pages, doi:10.1155/2010/816073.

Binet F., 1993. Dynamique des peuplements et fonctions des lombriciens en sols cultivés tempérés. Thèse de Doctorat, Université de Rennes 1.

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.

Bnider Ch., 2006. La prairie naturelle en situation semi-aride **:** effet des pratiques agricoles sur la flore et la productivité. Mem. Mag.Univ. Sétif. 107p.

Bottinélli 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. These doc. Agrocumpus Ouest Ecole nationale supérieure d'agronomie de rennes.152p.

Bouché M.B.**, 1972.** Lomriciens de France, écologie et systématique, INRA. Annales zool-Ecol. Animale. 672 pages.

Bouché, M.B.,1977. Stratégies lombriciennes. Soil organisms as components of ecosystems. Swedish Natural Science Research Council Ecological Bulletin, Stockholm 25,122-132.

Boudjenouia A. Fleury A. Tacherift A. 2006. Le statut de l'espace agricole périurbain à Sétif (Algérie) : réserve foncière ou projet urbain**.** Cahiers Agricultures vol. 15, n°2, 221- 226.

Brais S. Bhéreur P, Gagnon D., Coderre D. 1989. Effets de différentes pratiques sylvicoles et de l'introduction de vers de terre sur la structure du sol en plantations de feuillus Can. J. Soil Sci.69, 705-709.

Brown GG, Barois I, Lavelle P. **2000**. Regulation of soil organic matter dynamics and microbial activity in the drilosphere and the role of interactions with other edaphic functional domains. Eur J Soil Biol 36, 177-198

Brussaard, L., Behan-Pelletier, V.M., Bignell, D.E., Brown, V.K., Didden, W., Folgarait, P., Fragoso, C., Freckman, D.W., Gupta, V.V.S.R., Hattori, T., Hawksworth, D.L., Klopatek, C., Lavelle, P., Malloch, D.W., Rusek, J., Soderstrom, B., Tiedje, J.M.,

Virginia, R.A., 1997. Biodiversity and ecosystem functioning in soil. Ambio 26 (8), 563–570.

Buechler S., Gayathri Devi M., 2006. Adaptations of wastewater-irrigated farming systems: A case study of Hyderabad, India. In van Veenhuizen, R. (Ed.). Cities farming for the future: Urban agriculture for green and productive Cities. Silang, Philippines: RUAF Foundation; IDRC; International Institute of Rural Reconstruction (IIRR), 267-273.

Buechler S., Gayathri Devi M., Ben K., 2006. Wastewater use for urban and peri-urban agriculture. In van Veenhuizen, R. (Ed.) Cities farming for the future: Urban agriculture for green and productive cities. Silang, Philippines: RUAF Foundation; IDRC; International Institute of Rural Reconstruction (IIRR). Pp:244-260.

Cabaret J. **et Moussavou Boussougou M.N., 2002**. Boues d'épuration : gestion des risques sanitaires », L'action vétérinaire, 1588, 22-25**.**

Cadillon, M., 1989. Réutilisation des eaux usées : Contraintes et enjeux. Actes des journées techniques d'assainissement au Maroc. Agadir (Maroc), 6-8 Septembre, 2-26.
Calvet R., 2003. Le sol : propriétés et fonctions. Tome 1: Constitution et structure, phénomènes aux interfaces. Editions France Agricole, Dunod, Paris (France), 456 pages.

Canellas L. P., Olivares F. L., Okorokova-Facanha A. L., Facanha A. R., 2002. Humic acids isolated from earthworm compost enhance root elongation, lateral root emergence, and plasma membrane H+ATPase activity in maize roots. Plant Physiology, 130, 1951- 1957.

Capowiez Y., Pierret A., Moran C., 2003. Characterisation of the three-demensional structure of earthworm burrow systems using image analysis and mathematical morphology. Biology and Fertility of Soil 38 (5): 301-310.

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.

Card A. B., Anderson J. V. and Davis J. G., 2004. Vermicomposting Horse Manure. Colorado State University Cooperative Extension N°. 1.224 www.ext.colostate.edu/pubs/livestk/01224.html.

Chalhoub M., Vachier P.,Coquet Y., Darwish T., Dever L. et Mroueh M., 2009. Caractérisation des propriétés hydrodynamique d'un sol de la Bekaa (Liban) sur les rives du fleuve Litani. Etude et Gestion des Sols, volume 16,2, 67 - 84

Chang, A. C., Page, A. L., Asano, T., and Hespanhol, I., 1996. Developing human health-related chemical guidelines for reclaimed wastewater irrigation. Water Science & Technology **33**, 463-472.

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 & FN Spon, London. 126 pages.

Cheftez B., Ilani T. Schulz E. and Chorover J., 2006. Waste water dissolved organic matter: characteristics and sorptive capabilities. Water Science &Technology vol :53 N° 7, 51- 57.

Chenini **F.,** Trad **M.,** Réjeb **S.,** Châabouni **Z.et** Xanthoulis **D.,2002.** Optimisation et durabilité du traitement et de la réutilisation des eaux usées en agriculture. Rapport, Ministère de l'Agriculture, de l'Environnement et des Ressources hydrauliques, Institut National de Recherche en Génie Rural, Eaux et Forêts, Tunisie, 76 pages.

Citeau L., Bispo A., Bardy M., King D., 2008. Gestion durable des sols. Editions Quae. 317 pages.

Clapperton M. J., Lee N. O., Binet F., Conner R. L., 2001. Earthworms indirectly reduce the effects of take-all (Gaeumannomycesgraminis var. tritici) on soft white spring wheat (Triticumaestivum cv. Fielder). Soil Biology & Biochemistry, 33, 1531-1538.

Cluzeau D., 2012. Mieux connaitre les vers de terre. Guide explicatif. 4 p. http://ecobiosoil.univ.rennes1.fr

Cluzeau D., Pérès G., Guernion M., Chaussod R., Cortet J., Fargette M., Martin-Laurent F., Mateille T., Pernin C., Ponge J-F., Ruiz-Camacho N., Villenave C., Rougé L., Mercier V., Bellido A., Cannavacciuolo M., Piron D., Arrouays D., Boulonne L., Jolivet C., Lavelle P., Velasquez E., Plantard O., Walter C., Foucaud-Lemercier B., Tico S., Giteau J-L. et Bispo A. 2009. Intégration de la biodiversité des sols dans les réseaux de surveillance de la qualité des sols: Exemple du programme-pilote à l'échelle régionale, le RMQS BioDiv **.** Etude et Gestion des Sols 16, 3-4 (2009) 187-201

Cook FJ, Kelliher FM, McMahon SD, 1994. Changes in infiltration and drainage during wastewater irrigation of a highly permeable soil. J. Environ. Qual, 23, 476–482.

Coppola A, Santini A,Botti P,Vacca S, Comegna V, Severino G, 2004. Methodological approach for evaluating the response of soil hydrological behavior to irrigation with treated municipal wastewater. Journal of Hydrology, 292, 114-134.

Coster M. et Chermant J. L., 1985. Précis d'analyse d'image; Edition CNRS. Paris, 521 pages.

Da Silva E., **2013.** Interactions « sol - vers de terre » et dynamique du mercure en Guyane française. **Thèse** doc. Univ Paris Est. 273 pages.

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.

Dec D., Dörner J., Becker-Fazekas O. and Horn R. 2008. Effect of bulk density on hydraulic properties of homogenized and structured soils. J. Soil Sc. Plant Nutr. 8 (1). pp1-13

Dedeke, G.A., Omemu, O., Aladesida, A.A., and Museliu, F. 2010. Comparative Microbial Analysis of Earthworm Casts Collected From Ikenne, Ogun State, Nigeria. Ethiopian Journal of Environmental Studies and Management Vol.3 No.3, pp :57- 63.

Demolon, 1966. Principes d'agronomie. Dynamique du sol T1. 5eme ed. Dunod. 520 pages.

De OliveiraT., 2012. Dynamique des communautés lombriciennes dans les parcelles conduites en Agriculture Biologique. Modélisation de la dynamique des populations d'*Aporrectodea caliginosa*. **Thèse** doc AgroParisTech. 144pages.

Dère, C., Lamy, I., van Oort, F., Baize, D. et Cornu S., 2006. Reconstitution des apports en éléments traces métalliques et bilan de leur migration dans un Luvisol sableux soumis à 100 ans d'irrigation massive par des eaux usées brutes, Comptes Rendus Geosciences,

Derwich E., Benaabidate L., Zian A., Sadki O., Belghity D. 2010. Caractérisation physicochimique des eaux de la nappe alluviale du haut sebdou en aval de sa confluence avec oued Fes. Lahryss Journal. N°8. Pp 101- 112

De Tourdonnet S., 2008. Utilisation de cultures associées en semis direct. Résultats d'un essai conduit à l'unité INRA d'agronomie paris – grignon. TECHNIQUES CULTURALES SIMPLIFIÉES. N°46 pp 21- 23.

Dexter, A. R. 1997. Physical properties of tilled soils. Soil Tillage Res. 43: 41–63.

Dexter, A.R., 2002. Soil structure: the key to soil function. Adv. GeoEcology 35, 57–69.

Dindal D.L., 1985. Soil animals and soil fabric production: facts and perceptions. Quaestiones Entomologicae, 21: 587-594.

Domınguez J., Parmelee R.W., Edwards C.A., 2003. Interactions between Eisenia andrei (Oligochaeta) and nematode populations during vermicomposting. Pedobiologia 47, 53–60.

Domınguez, J., Bohlen, P.J., Parmelee, R.W., 2004. Earthworms increase nitrogen leaching to greater soil depths in row crop agroecosystems. Ecosystems 7, 672–685

Dominguez, J., Aira, M and Gomez-Brandon, M. 2009. The role of earthworms on the decomposition of organic matter and nutrient cycling. *Ecosistemas*, 18 (2):20-31.

Drechsel P., Scott C. A., Sally L. R., M. Redwood et A. Bahri 2011. L'irrigation avec des eaux usées et la santé. Evaluer et atténuer les risques dans les pays à faible revenu. Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 440p. ISBN 978-2-7605-3160-4

Dssouli K., 2001. Traitement et réutilisation des eaux usées en agriculture au Maroc Oriental (Oujda): Etude des helminthes parasites, Thèse de Doctorat d'Etat en parasitologie, Fac. Sci. Oujda, 133pages.

Edwards, C. A. et Bohlen, P. J., 1996. Biology and Ecology of Earthworms 3rd ed. Chapman and Hall, London, 426 p.

Edwards, W.M., Shipitalo, M.J., 1998. Consequences of earthworms in agricultural soils: aggregation and porosity. In: Edwards, C.A. (Ed.), Earthworm Ecology. CRC Press, Boca Raton, FL, pp. 147–161.

Edwards, C.A., 2004. Earthworm Ecology (2nd Edition). C.R.C. Press, Boca Raton, Fl., London, New York, Washington. 448 pp.

El Hamouri B., 1992. La réutilisation des eaux usées pour résorber le déficit en eau. L'économiste, (31), 36-37

El Hamouri B., 1998. Épuration et réutilisation des eaux usées à des fins agricoles. Rapport du projet MOR 86/018, PNUD-FAO-OMS.

Falsone G., Bonifacio E. and Zanini E. 2012. Structure development in aggregates of poorly developed soils through the analysis of the pore system. UNIVERSITA DEGLI STUDI DI TORINO. 28 pages.

Faruqui N. I., 2005. Wastewater Treatment and Reuse for Food and Water Security. In: UA Magazine 8 - Wastewater Reuse in Urban Agriculture, 264-266.

Fathallah Z., Elkharrim K., Fathallah R., Hbaiz E. M., Hamid C., Ayyach A., Elkhadmaoui A., Belghyti D., 2014. Etude physico-chimique des eaux usées de l'unité industrielle papetière (cdm) a sidi yahia el gharb (Maroc) Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, N°20, 57-69.

Feachem R.G., Bradley D.J., Garelick H., Mara D.D., 1983. Sanitation and disease: Health aspects of excreta and wastewater management. John Wiley Pub. Chivhester/NY 1983.

Feller C., Brown G. G., Blanchart E., Pierre D., and Chernyanskii S. S., 2003. Charles Darwin, Earthworms and the Natural Sciences: Various Lessons from Past to Future. Agriculture, Ecosystems and Environment **99**, 29-49.

Felten D., Emmerling C., 2009. Earthworm burrowing behaviour in 2D terraria with singleand multi-species assemblages. Biol. Fertil. Soils 45, 789–797.

Freyssinel G., 2007. Etude de la diversité de la pédofaune dans les systèmes agro systèmes agroforesriers. Programme CAS DAR Agroforesterie 2006-2008. Recherche et developpement. Groupe de travail GT6. Responsable. 65pages.

Frouz J., Elhottová D., Pizl V., Tajovsk´y K., Sourková M., Picek T., Mal´y S., 2007.The effect of litter quality and soil faunal composition on organic matter dynamics in post-mining soil: a laboratory study. Appl. Soil Ecol. 37, 72–80.

Frouz, J., Prach, K., Pizl, V., Hanel, L., Stary, J., Tajovsky, K., Materna, J., Balik, V., Kalcik,J., Rehounkova, K., 2008. Interactions between soil development, vegetation andsoil fauna during spontaneous succession in post mining sites. Eur. J. Soil Biol.44, 109–121.

Frouz, J., Kristufek, V., Liveckova, M., Loo, D.v., Jacobs, P., Hoorebeke, L.v., 2011. Micro-bial properties of soil aggregates created by earthworms and other factors:spherical and prismatic soil aggregates from unreclaimed post-mining sites.Folia Microbiol. 56, 36–43.

Gallegos, E., Warren, A., Robles, E., Campoy, E., Calderon, A., Sainz, M.G., Bonilla, P. and Escolero, O., 1999. The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. Water Science and Technology **40**(2), 45-52.

Gange A. C., 1993. Translocation of mycorrhizal fungi by earthworms during early succession, Soil Biology & Biochemistry, 25, 1021-1026.

Geldreich & Bordner, 1971. Fecal contamination of fruits and vegetables during cultivation and processing for market. J. Milk, Food Technol. 1971; 34, 184-195.

Girard M.C., Walter C., Rémy J.C., Berthelin J., Morel J.L., 2005. Sol et environnement. Ed Dunod. 816 pages.

Gobat J.M., Aragno M. , Matthey W., 2003. L sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols. (2 ed.). Lausanne: Presses Polytechniques et universitaires romandes. Gérer l'environnement no 14, 569 pages.

Gobat J.M. et Le Bayon C. 2013. Structure des sols et êtres vivants. Chapitre 3, pp : 39-59 in Baize D.,Duval O. , Richard G., 2013. Les sols et leurs structures, observations à différentes échelles. Editions Quae, collection Syntheses 264 pages.

Gonçalves R. A. B., M. V. Folegatti T. V. Gloaguen P. L. Libardi C. R. Montes Y. Lucas C. T. S. Dias, and Melfi A. 2007. J. Hydraulic conductivity of a soil irrigated with treated sewage effluent, Geoderma, 139, pp 241–248.

Greenwood N.N., Earnshaw A., 1984. Chemistry of the elements, Pergamon Press, Oxford, UK.

Gros R., Poulenard J., Monrozier L.J., and Faivre P., 2005. Soil physic-chemical changes following application of municipal solid waste leachates to grasslands. Water, Air and Soil Pollution (169), 81- 100.

Hachicha M., 1993. Les contraintes hydro-pédologiques dans les périmètres irrigués. Dir. Des Sols,E-S 265.

Hachicha M. et Hallaire V. 2002. Evolution structurale de la surface d'un sol tunisien sous différents modes d'irrigation**.** Etude et Gestion des Sols, 9 (4), pp 239-249

Hajjami K. . Ennaji M. M., Fouad S., Oubrim N., Khallayoune K.et Cohen N., 2012. Assessment of Helminths Health Risk Associated with reuse of Raw and Treated Wastewater of the Settat City (Morocco) Resources and Environment 2(5), 193-201.

Hale C.M. and Host G.E., 2005. Assessing the impacts of European earth worm invasion in beech-maple hardwood and aspen-fir boreal forests of the western great lakes region. National park service great lakes inventory and monitoring network report. GLKN/2005/1. 37pages

Hallaire V., Curmi P. et WidiatmaKa 1997. Morphologie de la porosité et circulation préférentielle en saturé. Cas des horizons d'un système pédologique armoricain. EGS 4, 2, 115-126.

Hallaire, V., Hachicha M., Cheverry C., 1998. Structural Changes of a clayey topsoil under irrigation (Klaàt Landelous, Tunisia). Macropore caracterization using image analysis. Etude et gestion des sols, 4, 95-114.

Hallaire V., Curmi P., Duboisset A., Lavelle P. and Pashanasi B., 2000. Soil structure changes induced by the tropical earthworm Pontoscolex corethrurus and organic inputs in a Peruvian ultisol. Eur. J. Soil Biol., 36(1), 35-44.

Hallaire V., Lamandé M., 2002. Structure et perméabilité des sols en contexte agricole armoricain : quels indicateurs de la qualité physique des sols ? *In :* « Caractérisation, déterminisme et surveillance de la qualité des sols en milieu limoneux acide » (C. Walter, R. Chaussod, D. Cluzeau, P. Curmi, V. Hallaire, éditeurs). Rapport final du programme GESSOL n° 99126, INRA Rennes, 29-57.

Hallaire V., Lamandé M. et Heddadj D., 2004. Effet de l'activité biologique sur la structure de sols soumis à différentes pratiques culturales. Impact sur leurs propriétés de transfert. Étude et Gestion des Sols, Volume 11, 1, 47 - 58.

Halliwell D.J., Barlow K.M., Nash D.M., 2001. A review of the effects of wastewater sodium on soil physical properties and their implications for irrigation systems. Australian Journal Soil Research 39, 1259–1267.

Hamilton, W. E. et Sillman, D. Y., 1989. Influence of earthworm middens on the distribution of soil microarthropods. Biol. Fertil. Soils 8, 279-284.

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 pages.

Horn M.A., Martel R., Gehre M., Kastner M. and Drake H.L., 2006. In vivo Emission of Dinitrogen by earthworms via denitrifying Bacteria in the Gut. Applied and environmental Microbiology. Vol. 72, 2, 1013-1018.

Hutha V., 2007. The role of soil fauna in ecosystems: Ahortical review. Pedobiologia 50, pp 489-495.

Huynh T.M.D., 2009. Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique. Thèse doctorat en Ecologie Microbienne. Université Paris Est. 151pages.

Jangorzo N. S ., Watteau F., C. Schwartz., 2013. Evolution of the pore structure of constructed Technosols during early pedogenesis quantified by image analysis. Geoderma Volumes 207–208, 180–192.

James S.W., 1991. Soil, nitrogen, phosphorus, and organic-matter processing by earthworms in tallgrass prairie. *Ecology*, **72**, 2101-2109

Jardine P.M., Wilson G.V. and Luxmoore R.J. 1990. Unsaturated solute transport through a forest soil during rain storm events. *Geoderma,* 46 pp: 103-118.

Jegou D., Cluzeau D., Hallaire V., Balesdent J. et Trehen P., 2000. Burrowing activity of the earthworms *Lumbricus terrestris* and *Aporrectodea giardi* and consequences on C transfers in soil. Eur. J. Soil Biol. 36, 27-34.

Jegou D., Brunotte J., Rogasik H., Capowiez Y., Diestel H., Schrader S. et Cluzeau D., 2002. Impact of soil compaction on earthworm burrow systems using X-ray computed tomography: preliminary study. *Eur. J. Soil Biol.* 38, 329-336.

Jiménez, B., and T. Asano. 2004. Acknowledge All Approaches: The Global Outlook on Reuse. *Water21* December 2004,32–37.

Jongmans A.G., Pulleman M.M., Balabane M., VanOort F., Marinissen J.C.Y., 2003. Soil structure and characteristics of organic matter in two orchards differing in earthworm activity. Applied soil ecology 24. 219-232.

Jongmans A.G., Pulleman M.M. and Marinissen J.C.Y., 2001. Soil structure and earthworm activity in a marine silt loam under pasture versus arable land. Biol. Fertil. Soils, 33(4): 279-285.

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.

Jouquet P., Bottinelli N., Podwojewski P., Hallaire V., Duc T.T., 2008. Chemical and physical properties of earthworm casts as compared to bulk soil under arrange of different lande use systems in Vietnam. Geoderma, 146: 231-238.

Journal Officiel De La République Algérienne N°34 19 juin 2011. Décret exécutif N°11-219 du 10 Rajab 1432 correspondant au 12 juin 2011 fixant les objectifs de qualité des eaux superficielles et souterraines.

Karaca A., 2011. Biology of earthworms. Berlin: Springer. ISBN: 978-3-642-14635-0

Kay B.D. and Vandenbygaart A.J., 2002. Conservation tillage and depth stratification of porosity and soil organic matter. Soil Tillage Res., 66(2), 107-118.

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.

Kladivko E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. Soil Tillage Res., 61(1-2), 61-76. **Kribaa, M., V. Hallaire, P. Curmi and R. Lahmar, 2001**. Effect of various cultivation

methods on the structure and hydraulic properties of a soil in a semi-arid climate. Soil Till. Res. 60, 43-53.

Kribaa M., 2003. Effet de la jachère sur les sols en céréaliculture pluviale dans les zones semi-arides méditerranéennes. Cas des hautes plaines sétifienns en Algérie. Thèse doctorat EL-Harrache (Alger), 221pages**.**

Labreuche J., Le Souder C., Ouvry J.F., Real B. ,Germon J.C., De Tourdonnet S., 2007. Evaluation des impactes environnemantaux des techniques cultural sans labour (TCSL) en France. ADEME ARVALIS. Istitut du végétal- INRA, APCA-AREAS-ITB, CETIOM-IFEV. 400 pages.

Lado M. and Ben-Hur M., 2009. Treated domestic sewage irrigation effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: A review. Soil and Tillage Research. 106, 152–163.

Lado M. and Ben-Hur M., 2010 Effect of irrigation with different effluents on saturated hydraulic conductivity of arid and semi arid soils. Soil Sci. Soc. Am. J. Vol.74 N° 1, 23 -32.

Lal R., Kimble J.M., 1997. Conservation tillage for carbon sequestration Nutrient Cycling Agroecosyst., 49 (1997), 243–253.

Lamande M., Hallaire V., Curmi P., Peres G. and Cluzeau D., 2003. Changes of pore morphology, infiltration and earthworm community in a loamy soil under different agricultural managements. CATENA, 54(3), 637-649.

Lamandé, M., Peres, G., Hallaire, V., Curmi, P. and Cluzeau, D., 2004. Action combinee des pratiques culturales et des lombriciens sur le sol : Morphologie porale, conductivite hydraulique et communautes lombriciennes suivant trois systemes de culture. Etude et gestion des sols, 11(4), 393-402.

Landreau, A., 1987. La réutilisation des eaux usées épurées par le sol et le sous sol : Adéquation entre la qualité de l'eau, l'usage et la protection du milieu naturel. Séminaire sur les eaux usées et milieu récepteur, Casablanca (Maroc), 9-11 Avril. Chap. 5, 1-13.

Lattaud, C., Locati, S., Mora, P., Rouland, C and Lavelle, P. 1998. The diversity of the digestive enzymes in the geophagous earthworm. *Applied Soil Ecology*, 9, 189-195.

Lavelle P., 1988. Earthworm activities and the soil system. Boil. Fert. Soils 6, 237-251

Lavelle P., 1997. Faunal activities and soil processes: adaptive strategies that determine ecosystem function. Adv. Ecol. Res. 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 and nutrient dynamics, in: Edwards C.A. (Ed.), Earthworm Ecology, St. Lucie Press, Boca Raton, USA, 103–122.

Lavelle P., Spain, A.V., 2001. Soil Ecology. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Lavelle P., Blouin M., Boyer J., Cadet P., Laffray D., Pham-Thi A. T., Reversat G., Settle W., Zuily Y. 2004. Plant parasite control and soil fauna diversity. Comptes Rendus de l'Académie des Sciences série Biologies, 327, 629-638.

Lawrence A.P. and Bowers M.A., 2002. A test of the 'hot' mustard extraction method of sampling earthworms. Soil Biology and Biochemistry 34, 549-552.

Lee K. E., 1985. Earthworms: their ecology and relationship with soils and land use. New York, 411 pages.

Lee K.E., Foster R.C., 1991. Soil fauna and soil structure. *Austr. J. Soil Res*., 29:745-775

Legros J. P. 2007. Les grands sols du monde. Edition presses polytechniques et universitaires romandes. 574 pages. INBN 978- 2-88074-723-7.

Levy G.J., Rosenthal A., Tarchitzky J., Shainberg I. and Chen Y. 1999. Soil hydraulic conductivity changes caused by irrigation with reclaimed waste water. JEQ. Vol: 28 N° 5, 1658- 1664.

Li F. H., Yang S. M. and Peng C., 2010. Effects of domestic sewage water and ameliorant effectiveness on soil hydraulic conductivity. SSSAJ. Vol. 74 N° 2, 461-468.

Limani Y., 2008. Effet de l'extension urbaine sur les systèmes de production agricoles et l'écosystème prairial à Oued Bousselem Sétif**.** Mem. Mag.Univ. Sétif.158 pages.

Logsdon G., 1994. Worldwide progress in vermicomposting. Biocycle **35,** 63-65.

Lores M., Gomez-Brandon M., Perez-Dıaz D., Domınguez J., 2006. Using FAME profiles for the characterization of animal wastes and vermicomposts. Soil Biology and Biochemistry 38, 2993–2996.

Loranger-Merciris G., Cabidoche Y.M., Delone B., Queneherve P., Ozier-Lafontaine H., 2012. How earthworm activities affect banana plant response to nematodes parasitism, Applied Soil Ecology 52, 1-8.

Luxmoore R.J., 1981. Micro-meso, and macroporosity of soil. Soil Sci. Soc. Amer. Journal 45, 671-672.

Luxmoore R.J., Jardine P.M., Wilson G.V., Jones J.R., Zelazny L.W., 1990. Physical and chemical controls of preferred path flow through a forested hillslope, Geoderma, Volume 46, Issues 1–3, March 1990, 139-154, ISSN 0016-7061, http://dx.doi.org/10.1016/0016-7061(90)90012-X.

Mackay, A.D., Springett, J.A., Syers, J.K.Gregg, PEH., 1983. Origin of the effect of earthworms on the availability of phosphorus in a phosphate rock. *Soil Biol. Biochem.*, **15**, 63-73.

Madyiwa, S., Chimbari, M., Nyamangara, J. et Bangira, C., 2002. Cumulative effects of sewage sludge and effluent mixture application on soil properties of sandy soil under a mixture of starand kikuyu grasses in Zim-babwe. Physics and Chemistry of the Earth.

Mamedov, A.I., Shainberg, I. and Levy, G.J., 2000. Irrigation with effluent water: Effects of rainfall energy on soil infiltration. Soil Sci. Soc. Am. J., 64, 732–737.

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

Mara D.D.et Cairncross S., 1978. Guidelines for the safe use of wastewater and excreta in agriculture and aquaculture. Measures for public health protection. Rapport UNEP, 33-65.

Marashi, A.R.A. and Scullion, J., 2003. Earthworm casts form stable aggregates in physically degraded soils. Biol. Fertil. Soils, 37(6), 375-380.

Marinissen, J.C.Y. and Dexter, A.R., 1990. Mechanisms of stabilization of earthworm casts and artificial casts. Biol. Fertil. Soils, 9(2), 163-167.

Marinissen J.C.Y. 1992. Population dynamics of earthworms in a silt loam soil under conventional and "integrated" arable farming during two years with different weather patterns Soil Biol. Biochem., 24 (1992), 1647–1654

Marinissen, J.C.Y., 1994. Earthworm populations and stability of soil structure in a silt loam soil of a recently reclaimed polder in the Netherlands. Agric. Environ., 51(1-2): 75-87.

Mapanda F., Mangwayana EN., Nyamangara J., Giller KE., 2004. The effects of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. Agric. Eco. Environ. 107, 151-156.

Martin A., 1991. Short- and long-term effects of the endogeic earthworm *Millsonia anomala* (Omodeo) (Megascolecidae: Oligochaeta) of tropical savannas, on soil organic matter. Biol. Fertil. Soil, 11 (1991), 234–238

McLean M.A. et Parkinson D., 2000. Field evidence of the effects of the epigeic earthworm Dendrobaena octaedra the microfungal community in pine forest floor. Soil Biol Biochem 32, 351-360

Ménard O., 2005. Les ouvriers du sol et les pratiques agricoles de conservation. Colloque en agroenvironnement CRAAQ. 6 pages.

Meybeck M., Friedrich G., Thomas R., Chapman D., 1996. Rivers. Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environment monitoring, Chapman edition, 2nd ed. E & FN Spon, London, 59-126.

Minhas, P.S. Samra, J.S., 2004. Wastewater use in peri-urban agriculture: impacts and opportunities. Tech. Bull. No. 2. Central Soil salinity Research Institute, Karnal 132001, India. 65 pages.

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

Molahoseini H., 2014. Long-Term Effects of Municipal Wastewater Irrigation on Some Properties of a Semiarid Region Soil of Iran. International Journal of Scientific Engineering and Technology (ISSN : 2277-1581) Volume No.3 Issue N°4, 444-449

Monnier G., 1992. L'activite des vers de terre du point de vue de la physique du sol, Soil Biology and Biochemistry, Volume 24, Issue 12, 1197-1200,

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

Mukherjee, S.; Nelliyat, P. 2006. Groundwater pollution and emerging environmental challenges of industrial effluent irrigation in Mettupalayam Taluk, Tamil Nadu. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute, 51pages.

Murphy C. P., 1986. Thin Section Preparation of Soils and Sediments. A B Academic, Berkhamsted, Hefts, UK.

Murphy, C.P., Bullock, P. and Turner, R.H., 1977. The measurement and characterisation of voids in soil. Thin sections by image analysis. Part I. Principles and techniques. Eur. J. Soil Sci., 28(3), 498-508.

Niang S., 1999. Utilisation des eaux usées brutes dans l'agriculture urbaine au Sénégal : bilan et perspectives in agriculture urbaine en Afrique de l'ouest. Une contribution à la sécurité alimentaire et à l'assainissement des villes. Edité par Smith O. CRDI/CTA, 104 -125

Oades J.M., 1993. The role of biology in formation, stabilization and degradation of soil structure. Geoderma 56, 377-400.

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

OMS., 1989. L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquiculture : recommandations à visées sanitaires, [En ligne]. http://whqlibdoc.who.int/trs/WHO_TRS_778_fre.pdf

OMS., 2013. Directives OMS pour l'utilisation sans risque des eaux usées, des excreta et des eaux ménagères. Volume II: Utilisation des eaux usées en agriculture, 121-145.

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

Oubrim N., Ennaji M. M., Hajjami K., Bennani M., Hassar M. et Cohen N. 2011. Microbiological Impact of Treatment Lagoons on The economics of Water for Reuse in Agriculture a Case Study in Morocco (Settat and Soualem Regions). Cell. Mol. Biol. 57,

Ounoki S.et Achour S., 2014. Evaluation de la qualité physicochimique et bactériologique des eaux usées brutes et épurées de la ville d'Ouargla. Possibilité de leur valorisation en irrigation. Larhyss Journal n°20, 247-258.

Owa S. O., Dedeke G. A., Morafa S. O. A. and Yeye A. J. A., 2003. Abundance of Earthworm in Nigerian ecological zones: Implication for sustaining fertilizer-free soil fertility. *African Zoology.* **38(2),** 235-244.

Oyedele D.J., Schjønning P., Amusan A.A. 2006. Physicochemical properties of earthworm casts and uningested parent soil from selected sites in southwestern Nigeria. Ecological engineering 28. 106–113.

Pagliai M., Vignozzi N., 2002. Soil pore system as an indicator of soil quality. In: Sustainable land management environmental protection, a soil physical approach (Pagliai M., Jones R., eds). Advances in Geoecology 35. Catena Verlag, Reiskirchen, Germany, 71-82.

Parmelee R.W., Beare M.H., Cheng W., Hendrix P.F., Rider S.J., Crossley D.A. Jr., Coleman D.C., 1990. Earthworms and enchytraeids in conventional and no-tillage agroecosystems: a biocide approach to assess their role in organic matter breakdown Biol. Fertil. Soil, 10 (1990), 1–10

Pedersen J. C., Hendriksen N. B., 1993. Effect of passage through the intestinal tract of detritivore earthworms (*Lumbricus spp*.) on the number of selected Gram-negative and total bacteria. Biology and Fertility of Soils, 16, 227-232.

Pekrun, C., Kaul, H.P., Claupein, W., 2003. Soil tillage for sustainable nutrient management. *In* El Titi, A. (ed.), Soil tillage in agroecosystems, CRC Press, New-York (USA), 83-113.

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 pages.**

Perreault J. M. et Whalen J. K., 2006. Earthworm burrowing in laboratory microcosms as influenced by soil temperature and moisture. Pedobiologia 50, 397-403

Perreault J.M., Eriksen-Hamel N.S. and Whalen J.K., 2007. Temporal and spatial dynamics of earthworm surface casting in a temperate soybean agroecosystem. Applied Soil Ecology 37, 10-17

Pey B., Cortet J., Capowiez Y., Nahmani J., Watteau F., SchwartzC., 2014. Technosol composition affects *Lumbricus terrestris* surface cast composition and production. Ecological Engineering 67, 238–247

Pfiffner L., 2013. Fiche technique. Vers de terre. Ed. Suisse.6pages. www.Fible.org.

Piron D., 2008. Distribution de la drilosphère lombricienne et caractérisation biophysique des facies de bioturbation sous gradient de dés intensification du travail mécanique des sols. Thèse doc. Univ. Rennes1. 164 pages.

Poupeau J. M., 2008. Fertilisation. L'extraordinaire pouvoir des vers de terre. Biofil. N°56, 36-38.

Prost A.et Boutin P.1989. Le risque infectieux lors de l'utilisation des eaux usées en agriculture. TSM. L'eau. 1989 : 1, 25-33.

Quadir M., Shrma B. R., Bruggeman A. Choukr allah R. Karajeh F., 2007. Non conventional water resources and opportunities of water augmentation to achieve food security in water scare countries. Agricultural Water Management. Vol. 87 Issue 1, 2-22.

Raw F.1959. Estimating earthworm population by using formaline. Nature, 184, 1661-1662.

Rejsek F. 2002. *Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques*. Scérén TEC & DOC. CRDP Aquitaine. 358 pages.

Remini B., 2010. La problématique de l'eau en Algérie du nord. Larhyss journal, n° 08. 27-46

Rees H. W., Chow T. L., Walker D. F. and Smith A. O. M. 1999. Potential use of underseeded barley to increase carbon inputs to a loam soil in the New Brunswick potato belt. Can. J. Soil Sci. **79**, 211–216.

Ringrose-Voase, A., 1996. Measurement of soil macropore geometry by image analysis of sections through impregnated soil. Plant and Soil 183 (1), 27–47

Robert M., 1996. Le sol : Interface dans l'environnement, ressources pour le développement. Paris, Masson 244 pages.

Rodier J., 1996. Analyse de l'eau : Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eau de mer. 8ème Edition Dunod, Paris. 1383 pages.

Rodier J., Bernard L., Nicole M., et coll. (2009). L'analyse de l'eau. Eaux naturelles. Résiduaires. Eau de mer. 9ème édition. Dunod. Paris, 1526pages.

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.

Rose E.J., 1976. Contribution à l'étude de l'influence de la mésofauna sur la pédogenèse actuelle en milieu tropical. ORSTOM. Centre d'Adiopodoume, Abidjan, Côte d'Ivoire, 157 pages.

Ruellan A., **1983.** Morphologie et fonctionnement des sols: quelques réflexions pour l'avenir de la Pédologie. Cah. O.R.S.T.O.M., sér. Pédol., vol. XX, no 4, 266-270.

Sabrina D. T., Hanafi M. M., Nor Azwady,A. A. and Mahmud T. M. M. 2009. Earthworm Populations and Cast Properties in the Soils of Oil Palm Plantations. Malaysian Journal of Soil Science **13,** 29-42.

Saenz S., 1986. Irrigation avec les eaux usées épurées en étangs de stabilisation. Évaluation des aspects microbiologiques. Bull. Qual. Eaux. 12, 90-95

Sammori T., Zulkifli Y., Baharuddin K., Noguchi S. and Tani N., 2004. Suspended solids discharge from small forested basin in humid tropics. Hydrological Process. 18, 721-738.

Sampedro, L., Whalen, J.K., 2007. Changes in the fatty acid profiles through the digestive tract of the earthworm Lumbricus terrestris L. Applied Soil Ecology 35, 226–236.

Scheu S. 1987. Microbial activity and nutrient dynamics in earthworm casts (Lumbricidae). Biol. Fertil. Soils 5, 230–234.

Scott C.A., Faruqui N., and Raschid-Sally L. 2004. Waste water use in irrigated Agriculture: Management challenges in developing Countries. In irrigated Agriculture Coordinating the livelihood and environmental realities. 10 pages.

Scullion J.et Malik A. 2000. Earthworm activity affecting organic matter, aggregation and microbial activity in soil restored after opencast mining for coal. Soil biology &biochemistry 32, 119-126.

Sersoub Dj., 2012. Aménagement et Sauvegarde de la Biodiversité de la Vallée d'Oued Boussellem Sétif.Mem. Mag. Univ. Setif, 122 pages.

Sheehana C., Kirwanb L., Connolly J and Bolger T. 2006. The effects of earthworm functional group diversity on nitrogen dynamics in soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 38, 2629-2636.

Shipitalo M.J. et Le Bayon R.C. 2004. Quantifying the effects of earthworm on soil aggregation and porosity. In: Edwards CA (ed) Earthworm ecology. CRC Press, Boca Raton, 441 pages.

Shuval H.I., Yekutiel P. & Fattal B., 1984. Epidemiological evidence for helminth and cholera transmission by vegetables irrigated with wastewater: Jerusalem a case study. Wat. Sc. Tech. 17, 443-442

Shuval H.I., Adin A., Fattal B., Rawitz R. & Yekutiel P.,1986. Wastewater in developping countries: Heaths effects and technical solutions. World Bank. Tech. Pap. 326 pages.

Siegrist R.L., 1987. Soil clogging during subsurface waster infiltration as affected by effluent composition and loading, J. Environ. Qual. 16, 181-187.

Singh, B., Chanasyk, D.S., McGill, W.B., 1995. Soil hydraulic properties of an orthic black chernozem under long-term tillage and residue management. Can. J. Soil Sci. 76, 63-71.

Smith, R. G., McSwiney, C. P., Grandy, A. S., Suwanwaree, P., Snider, R. M and Robertson, G. P. 2008. Diversity and abundance of earthworms across an agricultural land-use intensity gradient. *Soil and Tillage Research*, 100, 83-88.

Soltner D.,2005. Les bases de la production végétale TI. Le sol est son amélioration. 24e Edition. Collection Sciences et Techniques Agricoles. 472 pages.

Sou Y.M. 2009. Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant,_risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols. Thèse DOC. É PF Lausanne, 162 pages.

Stevens D., Unkovich M., Kelly J., GouYing G., 2004. Impacts on soil groundwater and surface water from continued irrigation of food and turf crops with water reclaimed from sewage. Australian Water Conservation and reuse Research Program. 52 pages.

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-casting earthworms in a pasture ecosystem. *Soil Biol. Biochem.*, **11**, 181-185.

Syers, J.K., Springett, J.A., 1983. Earthworm ecology in grassland soils. In: Satchell, J.E. (Ed.), Earthworm Ecology: From Darwin to Vermiculture. Chapman & Hall, London, 67–83.

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

Tarchitzky J., Golobati Y., Chen Y. and Keren R., 1997. Waste water effects on montmorillonite suspensions and hydraulic properties of sandy soils. Soil Science Society of America Journal (SSSAJ) vol: 63. N°3. 554 - 560.

Tarchitzky J., Y. Golobati R. Keren and Chen Y., 1999. Reclaimed wastewater effects on flocculation value of montmorillonite suspensions and hydraulic properties of a sandy soil. Soil Sci. Soc. Am. J. (63), 554–560.

Tedjari N., 2006. Connaissance et diagnostique des systèmes fourragers intégrant les prairies naturelles dans la région semi-aride de Sétif. Mem. Mag.Univ. Sétif.140 pages.

Tessier, D., 1984. Etude expérimentale de l'organisation des matériaux argileux, hydratation, gonflement et structuration au cours de la dessiccation et de la réhumectation. Thèse doctorat. Es Sci. Univ.Paris, 361 pages.

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.

Tomlin A.D., Shipitalo M.J., Edwards W.M. and Protz R., 1995. Earthworms and their influence on soil structure and infiltration. In: P.F. Hendrix (Editor), Earthworm Ecology and Biogeography in North America. CRC Press, Boca Raton, 159-183.

Trojan M. D., Linden D. R., 1998. Macroporosity and hydraulic properties of earthworm affected soils as influenced by tillage and residue management. Soil Science Society of American Journal 62, 1687-1692.

Vandenbygaart A.J., Fox C.A., Fallow D.J. and Protz R., 2000. Estimating earthworm-influenced soil structure by morphometric image analysis. Soil Sci. Soc. Am. J., 64(3), 982-988.

Vinotha S. P., Parthasarathi K. and Ranganathan L. S. 2000. Enhanced phosphatase activity in earthworm casts is more of microbial origin. *Current Science*, **79(9)**, 1158-1162

Vinters A.J.A., 1983. The effect of suspended solids in wastewater on soil hydraulic conductivity: vertical distribution of suspended solids. Soil. Sci .Soc. Aus . J. 47, 408-412.

Viviani G. and Iovino M., 2004. Wastewater Reuse Effects on Soil Hydraulic Conductivity, Journal of Irrigation and Drainage Engineering, Vol. 130, 476-482.

Wang Z., Chang A.C., Wu L., Crowley D., 2003. Assessing the Soil Quality of Long-Term Reclaimed Wastewater-Irrigation Cropland, Geoderma, Vol. 114, 261-278.

Zhang O.L. et Hendrix P.F., 1995. Earthworm (*Lumbricus rubellus* and *Aporrectodea caliginosa*) effects on carbon flux in soil. Soil Sci.Am. 59, 816-823.

Résumé
Les eaux usées traitées et brutes sont souvent évacuées en aval des agglomérations et largement réutilisées en irrigation agricole pré urbaine, en particulier, là où les sols sont déficitaires en matière organique et les ressources en eau sont limitées. L'utilisation de ces eaux non conventionnelles en agriculture est une nécessité dans les régions arides et semi-arides là où l'eau douce doit être réservée seulement à la consommation humaine. Ces eaux usées brutes sont originaires de différentes sources de pollution environnementale, et ce, en particulier dans les pays moins sensibilisés par les risques sanitaires concomitants. En Algérie, les eaux usées ou traitées sont généralement utilisées pour la production de fourrages en culture annuelles ou permanentes, le cas des prairies naturelles. Pour déterminer l'effet de l'irrigation avec trois types d'eau non conventionnelle sur la composante biologique et le comportement hydro dynamique du sol, nous avons réalisé une étude approfondie dans des prairies irriguées à l'eau usée depuis une longue durée. Il s'agit du système prairial Sétifien, situé sur les deux rives de l'Oued Boussellam. Au départ, nous avons réalisé une caractérisation des eaux d'irrigations qui sont d'origines urbaine, agricole ou traitées par la STEP. Pour quantifier l'effet de cette pratique sur le comportement physique et biologique du sol nous avons étudié l'abondance lombricienne, la porosité et la conductivité hydraulique. Les résultats obtenus, montrent que les eaux d'Oued Boussellam contiennent des concentrations élevées de la charge polluante organique et particulaire (MES, DBO5 et DCO) et des chlorures avec un pH alcalin, avec la présence d'une gamme importante de microorganismes. Les résultats révèlent aussi un effet positif de l'irrigation à l'eau usée urbaine sur la composante biologique et les propriétés hydro physiques du sol aux échelles macro et micro morphologiques du sol. La contribution de l'activité biologique à la structuration des sols a permis une architecture porale idéale pour le transport de matériaux et le transfert des solutés chargées de molécules. Ce travail biologique surtout au niveau de la zone d'activité intense qui est proche de la surface du sol, a montré une multitude de transformations macro et micro morphologiques en relation avec l'abondance des communautés lombriciennes surtout endogée et anécique.
Mots clés: Eau usée, irrigation, lombrics, porosité, conductivité hydraulique, prairies.
Abstract
The raw and treated wastewaters are often evacuated downstream of settlements and widely reused in pre urban agricultural irrigation, especially where soils are deficient in organic matter and water resources are limited. The use of these non-conventional waters in agriculture is a necessity in the arid and semi-arid areas where fresh water should be reserved only for human consumption. The raw wastewater originates different sources of environmental pollution, particularly in countries with less awareness in regards to health risks. In Algeria, raw or treated wastewaters are generally used for the production of fodder in annual and perennial crops, the case of natural grasslands. An experiment was conducted in eastern part of Algeria, on a long term wastewater irrigated grassland to determine the biological component and hydrodynamic soil behaviour. Wastewater of different origins (urban, agricultural, and treated) was characterized, and soil porosity, soil hydraulic conductivity and earthworms investigated. The results show that the investigated waters contain high concentrations of organic and particulate pollution load [Total Suspended Solids (TSS), Biochemical Oxygen Demand (BOD_5) and Chemical Oxygen Demand (COD)] and chloride with alkaline pH and the presence of a large range of microorganisms. Irrigation had positive effect on biological component and on hydro-physical soil properties at macro and micro morphological scales. Biological activity resulted in ideal pore architecture for transporting materials and solutes transfer, especially near soil surface, were induced a variety of macro and micro morphological transformations in relation to the abundance of earthworm communities mostly anecic.
Keywords: Wastewater, irrigation, earthworms, porosity, hydraulic conductivity, grasslands.

ملخص:
مياه الصرف سواء المعالجة أو الخام تصب عادة بعيدا عن التجمعات السكانية وغالبا ما تستعمل في سقي المساحات الزراعية الشبه حضريه أين نجد التربة تعاني من نقص المواد العضوية بالإضافة إلى محدودية مصادر المياه. استخدام هذه المياه في الزراعة ضرورة ملحة في المناطق الجافة والشبه جافة، أين يجب المحافظة على المياه العذبة فقط للاستهلاك البشري، هذه المياه غير المعالجة هي مصدر لمختلف أنواع التلوث البيئي وخاصة بالدول التي لا تعطي أهمية للأخطار الصحية التي يمكن ان تنتج عن استعمالها . في الجزائر مياه الصرف أو المياه المعالجة تستعمل عموما في انتاج المحاصيل العلفية السنوية أو الدائمة، كما هو الحال في المروج الطبيعية.
من أجل تحديد تأثير السقي بثلاث أنواع من المياه المستعملة على الخصائص البيولوجية و السلوك الهيدروديناميكي للتربة قمنا بدراسة معمقة في مروج طبيعية مسقية بمياه الصرف منذ فترة طويلة, تقع على ضفتي واد بوسلام بولاية سطيف.
في البداية أجرينا تحاليل لمياه السقي ذات ثلاث مصادر مختلفة الحضري، الزراعي أو التي تم معالجتها بواسطة محطة تنقية مياه الصرف. من أجل تحديد تأثير هذه العملية على الخصائص الفيزيائية والبيولوجية للتربة، قمنا بدراسة مدى وفرة ديدان الأرض, مسامية التربة و الناقليــة المائية.
النتائج المتحصل عليها بينت أن مياه واد بوسلام تحتوي على تركيز عالي من المواد العضوية والجزيئات العالقة (MES, DBO5 et DCO) و من الكلورير مع تشكيلة من الكائنات الحية الدقيقة، كما بينت النتائج وجود تأثير ايجابي للري بمياه الصرف الحضري على المكون البيولوجي و الخصائص الهيدروفيزيائية للتربة، سواء على مستوى الميكرو أو الماكرو مورفولوجي لهذه الأخيرة.
مساهمة النشاط البيولوجي في هيكلة التربة سمحت بهندسة مثالية لمساماتها التي ساهمت بدورها في تسهيل نقل المواد المذابة والعالقة في افاق التربة. هذا النشاط البيولوجي خاصة على مستوى منطقة النشاط الأكثر حركية القريبة من سطح التربة بينت تعدد التنقلات,على المستويين الماكروو الميكرو مورفولوجي, التي لها علاقة بوفرة ديدان التربة.
الكلمات المفتاحية: المياه المستعملة، السقي، ديدان الأرض، مسامية التربة، الناقلية المائية، المروج الطبيعية.