

**RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE**

Université des Frères Mentouri Constantine1



**Faculté des Sciences de la nature et de la Vie
Département de Biologie et Ecologie Végétale**

N° d'ordre :

N° de série :

Thèse présentée en vue de l'obtention du diplôme de Doctorat en Science

Filière : Ecologie

Spécialité : Ecologie et Environnement

Intitulé :

**Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux du barrage de
BENI HAROUN sur les plantes et les sols de la région de Mila**

Présenté et soutenu par : Bouaroudj Sara

Le : 29 / 09 / 2021

Devant le Jury :

Président :

Alatou Djamel Pr Université des Frères Mentouri Constantine1

Rapporteur :

Menad Ahmed Pr Université des Frères Mentouri Constantine1

Examineurs :

Bouamous Azzedine Pr Centre universitaire Abed el Hafid Boussouf Mila

Rached-Kanouni Malika Pr Université Larbi Ben M'Hidi Oum El Bouaghi

Beldjazia Amina MCA Université de Ferhat Abbas Sétif1

Ali-khodja Hocine Pr Université des Frères Mentouri Constantine1

Année universitaire 2020 – 2021

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à :

Ma très chère et douce mère '*NOURA*' qui m'a toujours apporté son amour et son affection.

Mon cher père '*AHMED*', qui m'a toujours encouragé.

Mon chère mari '*CHAFIK*' qui m'a toujours encouragé et soutenu et nos fillettes '*NIHEL*' et '*SIRINE*'.

Mes chers frères '*WAHID*' et '*MOHCEN*'

Mes collègues et tous mes chers amis.

En premier lieu, Ma profonde gratitude et mes sincères remerciements vont particulièrement à M. Menad Ahmed, Professeur à la Faculté des Sciences à l'Université des Frères Mentouri Constantine 1, qui a accepté de diriger ce travail. Je le remercie pour la confiance et la compréhension qu'il a toujours manifestées à mon égard. Si ce travail est mené à terme, c'est grâce à son aide et soutien. Qu'il soit assuré de mon profond estime.

Mes sincères remerciements vont également à monsieur Bounamous Azzedine, Professeur au centre universitaire Abed el Hafid Boussouf, Mila, qui m'a permis d'accéder à son laboratoire, pour ces remarques constructives, il a eu toujours la gentillesse de me soutenir et de m'encourager, ainsi qu'aux membre de laboratoire de biologie du centre universitaire de Mila, merci pour l'espace que vous m'avez accordé.

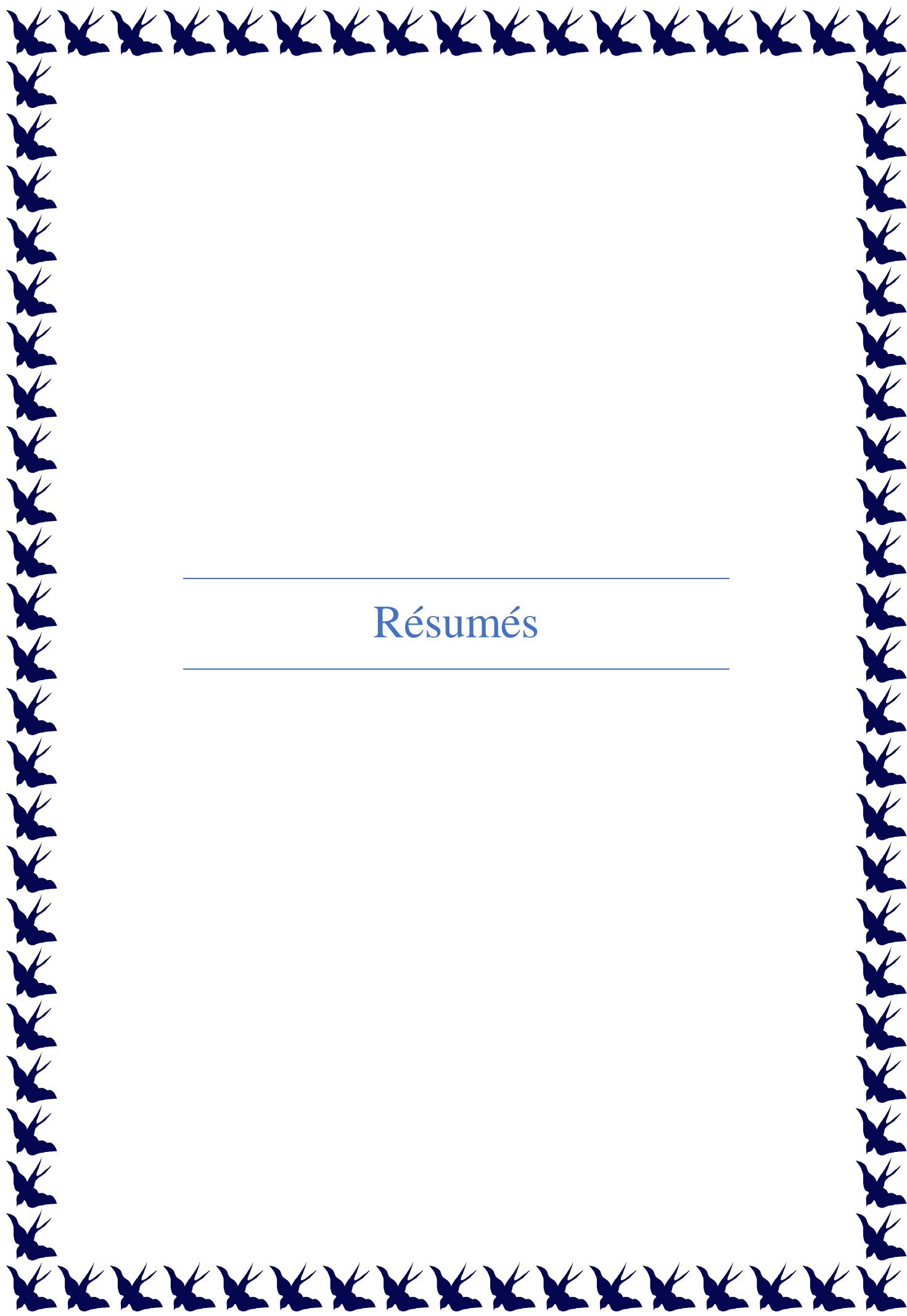
Je tiens à remercier vivement monsieur Ali-khouja Houcine, professeur à l'Université Frères Mentouri Constantine 1, de m'avoir permis d'accéder à son laboratoire.

Je tiens à remercier aussi monsieur Haroun Chenchouni, professeur à l'université de Tebessa, de m'avoir guidé pendant la période de publication.

Mes sincères remerciements vont également à monsieur Alatou Djamel, professeur à l'université des Frères Mentouri Constantine 1, d'avoir accepté de présider le jury de cette thèse.

Mes sincères remerciements vont également au membre de jury : Bounamous Azzedine, Rached-Kanouni Malika Professeur à l'université de Larbi Ben M'Hidi Oum El Bouaghi, et Beldjazia Amina MCA à l'université de Ferhat Abbas Sétif1, Ali-khodja Hocine, qui ont consacré une part importante de leur temps à la lecture et l'évaluation de ce travail.

A mes parents, ma petite famille, et tous ceux qui n'ont cessé de me soutenir et de m'encourager au cours de la réalisation de cette recherche, qu'ils trouvent ici l'expression de ma profonde reconnaissance et le témoignage de mon amour.



Résumés

Résumé

Le barrage de Béni Haroun est une ressource vitale d'eau, soit potable ou d'irrigation de la ville de Mila, en Algérie. Dans cette étude, une évaluation de la qualité des eaux d'irrigation et de leurs impacts sur les propriétés des sols irrigués a été réalisée, ainsi qu'une évaluation de la contamination par les métaux lourds (Cd, Cu, Zn, Pb, Cr et Fe) des légumes comestibles, la Tomate (*Solanum lycopersicum*), Melon (*cucumis melo*) et Laitue (*Lactuca sativa*).

À cette fin, un échantillonnage a été mené dans huit stations d'eau, entre mai 2014 et avril 2015, mensuellement. Les échantillons de sol ont été collectés à 14 stations. 12 sur des sols irrigués, et 2 sur un sol témoin non irrigué, saisonnièrement à quatre niveaux de profondeur (0,10, 20 et 30 cm). Les résultats ont révélé que le faciès chimique des eaux est chloruré sulfaté calcium magnésium avec une faible teneur en métaux lourds, un pH compris entre (6,5 et 8,4), excès de chlorure et de bicarbonate. Une conductivité élevée ainsi (38,53 %) Des échantillons ne sont pas recommandés pour l'irrigation, le diagramme de Richard indique quatre classes, 1) C3S1 (61,45 %) Qualité moyenne à médiocre, 2) C4S1 (30,2 %) Médiocre à mauvais, 3) C4S2 (5,2 %) Très mauvaise et 4) C5S3 (3,12 %) d'eau impropre à l'irrigation, alors que le diagramme de Wilcox a révélé que (58,33 %) des échantillons sont de bonne qualité et (41,66 %) ne conviennent pas à l'irrigation. L'eau est sans danger pour l'irrigation basée sur les indices de qualité : MH, IP, KR et RSC.

Pour les sols l'irrigation a augmenté leur pH, CE, MO et Le CaCO₃ total, qui est lessivé et accumulé dans les couches profondes, Les teneurs en métaux dans les sols irrigués s'est avérée supérieur au sol témoin mais reste inférieure aux limites internationales recommandées, le Fe est l'élément le plus biodisponible dans le sol avec des teneurs variant entre (97,24 et 936,39) µg/mg, le Zn (11,9 et 497,8 µg/mg), Pb (27,30 et 40,40 µg/mg). En revanche, le Cr (0,92 - 2,26 µg/mg), Cu (0,20 - 0,51µg/mg) et Cd (0,11 - 0,25 µg/mg) présentent une très faible biodisponibilité. Alors que selon le facteur d'enrichissement, on les classe comme : Zn>Cu> Cd> Cr> Fe >Pb, en conséquence, ces sols présentent un risque de contamination pendant une longue période d'irrigation.

Les concentrations des métaux des plantes ne dépassent pas les normes, mais les teneurs en Cd et Pb sont supérieures aux teneurs normales. Le facteur type d'organe influe l'accumulation des ETM, la racine de Tomate et Melon, et les feuilles de laitue sont les organes les plus accumulant des ETM, les Facteurs de Transfert les plus élevés sont ceux du : Cd (1,61) dans les feuilles de laitue, Cu (1,48) dans les fruits de Tomate et Melon, Cr (0,89) dans les feuilles de laitue, l'étude indique un risque écologique potentiel des plantes ce qui pourrait entraîner des risques pour la santé humaine.

L'étude conclut que des mesures de protection strictes et des directives strictes sont nécessaires pour minimiser les impacts négatifs de l'irrigation par ces eaux dans la zone d'étude.

Mots clé : barrage Béni Haroun, irrigation, sol, métaux lourds, salinisation.

Abstract

The Beni Haroun dam is a vital source of water for drinking and irrigation in the city of Mila, Algeria. In this study, an assessment of the quality of irrigation water and its impacts on the properties of irrigated soils was carried out, as well as an assessment of the contamination by heavy metals (Cd, Cu, Zn, Pb, Cr and Fe) of edible vegetables, tomato (*Solanum lycopersicum*), Melon (*cucumis melo*) and Lettuce (*Lactuca sativa*).

To this end, sampling was conducted at eight water stations between May 2014 and April 2015 on a monthly basis. Soil samples were collected at 14 stations. 12 on irrigated soils, and 2 on non-irrigated control soil, seasonally at four depth levels (0.10, 20 and 30 cm). The results revealed that the chemical facies of the waters are chlorinated calcium magnesium sulphate with a low content of heavy metals, a pH between (6.5 and 8.4), excess chloride and bicarbonate. A high conductivity where (38.53%) of the samples are not recommended for irrigation, the Richard diagram shows four classes, 1) C3S1 (61.45%) average to poor quality, 2) C4S1 (30.2%) poor to bad, 3) C4S2 (5.2%) very bad and 4) C5S3 (3.12%) of water unfit for irrigation, while the Wilcox diagram showed that (58.33%) of the samples are of good quality and (41.66%) are not suitable for irrigation. Water is safe for irrigation based on quality indices: MH, IP, KR and RSC.

For soils irrigation has increased their pH, EC, MO and total CaCO₃, which is leached and accumulated in the deep layers, the metal contents in the irrigated soils have been found to be higher than the control soil but still below the recommended international limits, Fe is the most bioavailable element in soil with levels ranging from 97.24 to 936.39 µg/mg, Zn (11.9 and 497.8 µg/mg), Pb (27.30 and 40.40 µg/mg). However, Cr (0.92-2.26 µg/mg), Cu (0.20-0.51 µg/mg) and Cd (0.11-0.25 µg/mg) have very low bioavailability. Whereas according to the Factor of enrichment they are classified as follows: Zn>Cu> Cd> Cr> Fe >Pb, Consequently, these soils present a risk of contamination during a long period of irrigation.

Plant metal concentrations do not exceed standards, but Cd and Pb levels are higher than normal. The organ type factor influences the accumulation of metals, and the roots of Tomato and Melon, and lettuce leaves are the organs accumulating the most metals, the highest Transfer Factors are those of: Cd (1, 61) in lettuce leaves, Cu (1.48) in tomato and melon fruits, Cr (0.89) in lettuce leaves, the study indicates a potential ecological risk to plants which could result in risks to human health.

The study concludes that strict protection measures and guidelines are needed to minimize the negative impacts of irrigation by these waters in the study area.

Keywords: Beni Haroun dam, irrigation, soil, heavy metals, salinization.

ملخص

إن سد بني هارون يشكل مصدراً حيوياً للمياه الصالحة للشرب والري في مدينة ميله في الجزائر. وفي هذه الدراسة، أجري تقييم لجودة مياه الري وآثارها على خصائص التربة المروية، وكذلك تقييم للتلوث بالمعادن الثقيلة (Cu، Zn، Pb، CR، Fe) في الخضروات الصالحة للأكل، الطماطم (*Solanum lycoosum*)، وشمام (*cucumis melo*) والخس (*Lactuca sativa*).

ولهذه الغاية، تم أخذ العينات في ثماني محطات مياه، بين مايو 2014 وأبريل 2015، شهرياً. بينما جمعت عينات التربة في 14 محطة. 12 في التربة المروية، و2 في التربة غير المروية، موسمياً في أربعة أعماق (0، 10، 20، 30 سم). أوضحت النتائج أن النوع الكيميائي للماء عبارة عن مغنيسيوم مكبرت كلوريد الكالسيوم مع محتوى منخفض من المعادن الثقيلة، ودرجة الحموضة كانت تتراوح بين (6.5 و8.4)، كمية مرتفعة من الكلوريد والبيكربونات. موصلية عالية حيث (38.53%) من العينات غير موصى بها للري، مخطط ريتشارد يشير إلى أربع فئات، (1 C3S1 (61.45%) متوسطة إلى رديئة الجودة، (2 C4S1 (30.2%) فقير إلى سيء، (3 C4S2 (5.2%) فقير جداً و (4 C5S3 (3.12%) مياه غير صالحة للري، بينما أوضح مخطط ويلكوكس أن (58.33%) من العينات ذات نوعية جيدة و (41.66%) غير صالحة للري. المياه آمنة للري على أساس مؤشرات النوعية: MH, IP, KR, و RSC.

بالنسبة للتربة، أدى الري إلى زيادة pH، CE، MO وإجمالي $CaCO_3$ ، التي يتم ترسيبها وتراكمها في الطبقات العميقة، وجد أن محتويات المعادن في التربة المروية أعلى من التربة الشاهد ولكنها تظل أقل من الحدود الموصى بها دولياً، الحديد هو العنصر الأكثر توافراً حيوياً في التربة بمحتويات تتراوح بين 97.24 و 936.39 ميكروغرام / ملغ، الزنك (11.9 و 497.8 ميكروغرام / ملغ)، الرصاص (27، 30 و 40.40 ميكروغرام / ملغ). من ناحية أخرى، فإن الكروم (0.92-2.26 ميكروغرام / ملغ)، النحاس (0.20 - 0.51 ميكروغرام / ملغ) والكاديوم (0.11-0.25 ميكروغرام / ملغ) تظهر توافراً حيوياً منخفضاً للغاية. بينما يتم تصنيفها وفقاً لمعامل التخصيب على النحو التالي: $Pb > Fe > Cr > Cd > Cu > Zn$ ، وبالتالي، فإن هذه التربة معرضة لخطر التلوث خلال فترة طويلة من الري.

لا تتجاوز تركيزات المعادن في النباتات المعايير، لكن محتويات الكاديوم والرصاص أعلى من المستويات العادية. يؤثر عامل نوع العضو على تراكم المعادن، حيث أن جذر الطماطم والبطيخ، وأوراق الخس هي الأعضاء الأكثر تخزيناً للمعادن، أعلى عوامل النقل (FT) هي تلك الخاصة ب: Cd (1,61) في أوراق الخس، Cu (1,48) في ثمار الطماطم والبطيخ، Cr (0,89) في أوراق الخس، تشير الدراسة إلى وجود مخاطر بيئية محتملة على النباتات يمكن أن ينعكس سلبياً على صحة الإنسان.

خلصت الدراسة إلى أن تطبيق إجراءات حماية ومبادئ توجيهية صارمة ضروري للتقليل من الآثار السلبية للري بهذه المياه في منطقة الدراسة

الكلمات الدالة: سد بني هارون، ري، تربة، معادن ثقيلة، تملح.

°C : degré Celsius

ANOVA : Analyse de la variance

BBH : Barrage de Béni Haroun

BHG : Barrage Hammam Grouz

Ca : Calcium

CaCO₃ : carbonate de calcium

CaSO₄ : Sulfate de calcium

Cd : Cadmium

CE : Conductivité électrique

CEC : Capacité d'échange cationique

Cl : chlore

CO₃⁻² : Carbonate

Cr : Chrome

Cu : Cuivre

DBO : Demande Biologique en oxygène

DBO₅ : Demande biologique en oxygène pendant 5 jours

DCO : Demande chimique en oxygène

dS/cm: deciSiemens

ESP : pourcentage de sodium échangeable

ETM : éléments traces métalliques

F : fluor

FAO : L'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture

Fe : Fer

H₂PO₄⁻ : L'ion dihydrogénophosphate

H₃PO₄ : L'acide phosphorique

Ha : hectar

HCO₃⁻ : Bicarbonate

Hg : Mercure

hm³ : hectomètres cubes.

HPO₄²⁻ : Hydrogenphosphate

K : potassium

Max : Maximum

méq/l : milliéquivalent par litre

MES : Matière en suspension

Mg : Magnesium

Min : Minimum

Mm³ : Million mètre cube

Mn : Manganèse

MO : Matière Organique

mS/cm : millisiemens par centimètre

N : Azote

Na : Sodium

Na₂CO₃ : Carbonate de Sodium

NaHCO₃ : Bicarbonate de sodium

NH₄ : Ammonium.

NO₃ : Nitrates

NTU: Nephelometric Turbidity Units

OMS : Organisation Mondiale de la Santé

P : phosphore

Pb : Plomb

PC : problème croissant

PG : problème grave

pH : Potentiel Hydrométrique

PO₄ : phosphates

PP : pas de problème

ppm : partie par million

SAR : Sodium Adsorption Ratio

SAU : Surface Agricole Utile

SO₄⁻² : sulfate

Sr : strontium

T : Tonne

TDS : Total des sels dissout

TOX : matières toxiques

USDA : Département de l'Agriculture des États-Unis

Zn : Zinc

$\mu\text{S/cm}$: microsiemens/centimètre

| Figures | Page |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------|
| Figure 1 : Zone d'étude (fig. A= la situation de la province de Mila en Algérie ; fig. B= photo satellite du Barrage de Béni Haroun ; fig. C = stations de prélèvements de l'eau et du sol du Barrage de Béni Haroun, Mila, Algérie (E= Stations de prélèvements d'eau, S= station de prélèvements du sol et des plantes, T= témoin)..... | 40 |
| Figure 2 : Diagramme de Piper..... | 45 |
| Figure 3 : Diagramme de Richards Riverside..... | 46 |
| Figure 4 : Diagramme de Wilcox..... | 47 |
| Figure 5 : Variations spatio-temporelle des teneurs en pH de l'eau du barrage de Beni Haroun..... | 54 |
| Figure 6 : Variations spatio-temporelle des teneurs en conductivité (CE mS/cm) de l'eau du barrage de Beni Haroun..... | 56 |
| Figure 7 : Variations spatio-temporelle des teneurs en salinité (total des sels dissout TDS g/l) de l'eau du barrage de Beni Haroun..... | 57 |
| Figure 8 : Variations spatio-temporelle des teneurs en chlorures de l'eau du barrage de Beni Haroun..... | 62 |
| Figure 9 : Variations spatio-temporelle des teneurs en bicarbonates de l'eau du barrage de Beni Haroun..... | 65 |
| Figure 10 : Variations spatio-temporelle des teneurs en nitrates de l'eau du barrage de Beni Haroun..... | 67 |
| Figure 11 : Variations spatio-temporelle des teneurs en SAR de l'eau du barrage de Beni Haroun..... | 69 |
| Figure 12 : Variations spatio-temporelle des teneurs en sulfates de l'eau du barrage de Beni Haroun | 72 |
| Figure 13 : Variations spatio-temporelle des teneurs en phosphates de l'eau du barrage de Beni Haroun | 74 |
| Figure 14 : Variations spatio-temporelle du DBO ₅ (mg O ₂ /l) de l'eau du barrage de Beni Haroun..... | 77 |
| Figure 15 : Variations spatio-temporelle du DCO (mg O ₂ /l) de l'eau du barrage de Beni Haroun..... | 78 |
| Figure 16 : Variation spatio-temporelle des métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) (µg/l) des eaux d'irrigation du barrage de Beni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie, n=3..... | 86 |
| Figure 17 : Diagramme de piper des eaux d'irrigation du barrage de Béni Haroun..... | 97 |
| Figure 18 : Diagramme de Wilcox des eaux d'irrigation du barrage de Béni Haroun..... | 98 |

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figure 19 : Diagramme de Richards Riverside des eaux d'irrigation du barrage Béni Haroun..... | 99 |
| Figure 20 : Distribution des variables physico-chimiques, éléments minéraux majeurs, paramètres de pollution organique et indices de qualité de l'eau d'irrigation du Barrage de Béni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie | 100 |
| Figure 21 : Distribution des stations de prélèvement de l'eau d'irrigation du Barrage de Béni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie..... | 102 |
| Figure 22 : variation spatiale du pH des sols irrigués par les eaux du barrage Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 110 |
| Figure 23 : Variation spatiale de la conductivité (CE ms/cm) des sols irrigués par les eaux du barrage Béni Haroun dans les stations SN et SS | 113 |
| Figure 24 : variation spatiale du Matière organique (MO%) des sols irrigués par les eaux du barrage Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 116 |
| Figure 25 : variation spatiale du calcaire Total (CT%) des sols irrigués par les eaux du barrage Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 119 |
| Figure 26 : variation spatiale du calcium (Ca^{+2} meq/100 g) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS | 121 |
| Figure 27 : variation spatiale du magnésium (Mg^{+2} meq/100 g) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN etSS ... | 123 |
| Figure 28 : variation spatiale du potassium dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 125 |
| Figure 29 : variation spatiale du sodium (Na^{+} meq/100 g) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 127 |
| Figure 30 : variation spatiale du SAR (meq/100 g) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 129 |
| Figure 31 : variation spatiale de la CEC (meq/100 g) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 132 |
| Figure 32 : variation spatiale de l'ESP (meq/100 g) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les Stations SN et SS..... | 135 |
| Figure 33 : Variation spatiale du Cd ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 138 |
| Figure 34 : variation spatiale du Pb ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 140 |
| Figure 35 : variation spatiale du Fe ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 142 |
| Figure 36 : variation spatiale du Zn ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 144 |
| Figure 37 : variation spatiale du Cr($\mu\text{g/g}$) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 146 |
| Figure 38 : Variation spatiale du Cu ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS..... | 148 |

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Figure 39 : Distribution des variables physico-chimiques, éléments minéraux majeurs, métaux lourds des sols irrigués par les eaux du Barrage de Béni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie..... | 155 |
| Figure 40 : Distribution des stations de prélèvement des sols irriguées par les eaux du Barrage de Béni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie | 157 |
| Figure 41 : Taux de Pb des organes des plantes irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun. | 161 |
| Figure 42 : Taux de Cd des organes des plantes irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun..... | 163 |
| Figure 43 : Taux de Zn des organes des plantes irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun. | 164 |
| Figure 44 : Taux de Fe des organes des plantes irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun. | 166 |
| Figure 45 : Taux de Cr des organes des plantes irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun..... | 167 |
| Figure 46 : Taux de Cu des organes des plantes irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun..... | 169 |
| Figure 47 : Taux des ETM dans les organes et les plantes irrigué par l'eau du barrage de Béni Haroun (F : Feuille ; T: Tige ; R : Racine ; Fr : Fruits) | 171 |
| Figure 48 : Distribution des métaux lourds dans les organes des plantes irriguées par les eaux du Barrage de Béni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie (A: ACP des ETM ;B : ACP des organes ; C : ACP des ETM et leurs relations avec les organes des plantes étudié) (F: Feuille ; T: Tige ; R : Racine ; Fr : Fruits) | 172 |

| Tableaux | Page |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------|
| Tableau 1 : Différentes classes de sols salés | 17 |
| Tableau 2 : Eaux usées générées et réutilisées chaque année dans certains pays | 22 |
| Tableau 3 : Recommandations microbiologiques de l'OMS (1989) pour le traitement des eaux usées destinées à l'irrigation..... | 26 |
| Tableau 4 : Recommandations de l'USEPA concernant la réutilisation des eaux usées | 28 |
| Tableau 5 : Directives pour l'évaluation de la qualité d'une eau d'irrigation d'après la FAO | 30 |
| Tableau 6 : Concentrations maximales recommandées (CMR) dans l'eau d'irrigation de quelques métaux et métalloïdes sélectionnés | 31 |
| Tableau 7 : Situation de la petite et moyenne hydraulique (PMH) arrêtée au 31/12/2018 par la Direction des Ressources en eau de la Wilaya de Mila..... | 36 |
| Tableau 8 : donné météorologique de la wilaya de Mila entre Mai 2014 et Avril 2015 | 39 |
| Tableau 9 : Critères de classification de l'eau de culture selon la classification de Wilcox Eau..... | 46 |
| Tableau 10 : Différentes classifications et différents types de qualité de l'eau selon la classification de Wilcox..... | 47 |
| Tableau 11 : méthodes d'analyses des paramètres physicochimiques du sol..... | 48 |
| Tableau 12 : Variations spatiales des Paramètres physicochimiques des eaux d'irrigation du barrage de Beni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie (Moy±Et, Min, Max, C.V%, n=3)..... | 52 |
| Tableau 13 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en pH selon les mois | 55 |
| Tableau 14 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en CE selon les mois et les stations | 59 |
| Tableau 15 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en TDS selon les mois et les stations | 60 |
| Tableau 16 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en Cl selon les mois et les stations | 63 |
| Tableau 17 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en HCO ₃ selon les mois et les stations | 66 |
| Tableau 18 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en NO ₃ selon les mois..... | 68 |
| Tableau 19 : Résultats du Test Bonferroni des teneurs moyennes en SAR selon les stations | 70 |
| Tableau 20 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en SO ₄ selon les mois et les stations..... | 73 |
| Tableau 21 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en PO ₄ selon les mois et les stations | 75 |
| Tableau 22 : Test de Bonferroni pour le facteur DCO selon les stations et les | 80 |

| | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| mois..... | |
| Tableau 23 : Test de Bonferroni pour le facteur DBO ₅ selon les stations et les mois..... | 81 |
| Tableau 24 : Teneurs en métaux lourds (Pb,Cd, Zn, Fe, Cr, Cu) (µg/l) des échantillons d'eau d'irrigation du barrage de Beni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie, n=3..... | 82 |
| Tableau 25 : Test de Bonferroni pour le Pb selon les stations | 88 |
| Tableau 26 : Test de Bonferroni pour le Cd selon les stations | 89 |
| Tableau 27 : Test de Bonferroni pour le Zn selon les stations | 91 |
| Tableau 28 : Test de Bonferroni pour le Fe selon les stations | 92 |
| Tableau 29 : Test de Bonferroni pour le Cr selon les stations | 93 |
| Tableau 30 : Test de Bonferroni pour le Cu selon les stations et les mois | 94 |
| Tableau 31 : Classes d'indices de qualité appliqués pour l'eau d'irrigation du barrage de Beni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie..... | 96 |
| Tableau 32 : Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale pour les eaux d'irrigation..... | 101 |
| Tableau 33 : Analyses granulométriques des sols irrigués par les eaux du barrage de Beni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie, Moy ± Et, n=3. Stations Nord (SN) = S1, S2, S3, S4, S5, S6 ; Stations Sud (SS) = S7, S8, S9, S10, S11, S12 ; T1= Témoin des stations nord ; T2= Témoin des stations sud..... | 105 |
| Tableau 34 : Paramètres physicochimiques des sols irrigués par les eaux du barrage de Beni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie, Moy ± Et, n=3. Stations Nord (SN) = S1, S2, S3, S4, S5, S6 ; Stations Sud (SS) = S7, S8, S9, S10, S11, S12 ; T1= Témoin des stations nord ; T2= Témoin des stations sud..... | 106 |
| Tableau 35 : Eléments trace métalliques des sols irrigué par les eaux du barrage de Beni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie, Moy±Et, n=3. Stations Nord (SN) = S1, S2, S3, S4, S5, S6 ; Stations Sud (SS) = S7, S8, S9, S10, S11, S12 ; T1= Témoin des stations nord ; T2= Témoin des stations sud..... | 108 |
| Tableau 36 : Test de Bonferroni pour le facteur pH selon les stations | 112 |
| Tableau 37 : Test de Bonferroni pour le facteur CE selon les stations | 115 |
| Tableau 38 : Test Bonferroni pour le facteur MO selon les stations et la profondeur..... | 118 |
| Tableau 39 : Test de Bonferroni pour le facteur Ca ⁺² selon les stations | 122 |
| Tableau 40 : Test de Bonferroni pour le facteur Mg ⁺² selon les stations | 124 |
| Tableau 41 : Test de Bonferroni pour le facteur K ⁺ selon les stations | 126 |
| Tableau 42 : Test de Bonferroni pour le facteur Na ⁺ selon les stations et les profondeurs | 128 |
| Tableau 43 : Test de Bonferroni pour le facteur SAR selon les stations | 130 |
| Tableau 44 : Test de Bonferroni pour le facteur CEC selon les stations et les profondeurs | 133 |
| Tableau 45 : Test de Bonferroni pour le facteur ESP selon les stations | 136 |
| Tableau 46 : Test de Bonferroni pour le facteur Cd selon les stations | 139 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Tableau 47 : Test de Bonferroni pour le facteur Pb selon les stations | 141 |
| Tableau 48 : Test de Bonferroni pour le facteur Fe selon les stations | 143 |
| Tableau 49 : Test de Bonferroni pour le facteur Zn selon les stations | 145 |
| Tableau 50 : Test de Bonferroni pour le facteur Cr selon les stations | 146 |
| Tableau 51 : Test de Bonferroni pour le facteur Cu selon les stations | 149 |
| Tableau 52 : Teneurs moyenne et facteur d'enrichissement des ETM des sols irrigués par les eaux du Barrage de Béni Haroun Mila..... | 150 |
| Tableau 53 : Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale pour les sols irrigués par les eaux du Barrage de Béni Haroun..... | 156 |
| Tableau 54 : Teneurs en ETM ($\mu\text{g/g}$) des plantes irriguées par les eaux du Barrage Béni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie, Moy \pm Et, n=3 | 160 |
| Tableau 55 : Test de Bonferroni pour le Pb selon les organes..... | 162 |
| Tableau 56 : Test de Bonferroni pour le Cd selon les organes..... | 164 |
| Tableau 57 : Test de Bonferroni pour le Zn selon les organes..... | 165 |
| Tableau 58 : Test de Bonferroni pour le Fe selon les organes..... | 167 |
| Tableau 59 : Test de Bonferroni pour le Cr selon les organes..... | 168 |
| Tableau 60 : Test de Bonferroni pour le Cu selon les organes..... | 170 |
| Tableau 61 : Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale pour les plantes irrigués par les eaux du Barrage de Béni Haroun | 173 |
| Tableau 62 : concentration moyenne des ETM dans 3 plantes irriguées par les eaux du Barrage de Béni Haroun..... | 174 |

Remerciements

Résumé

Abstract

ملخص

Liste des abréviations

Listes des figures

Listes des tableaux

Introduction générale

1. Introduction.....1

Chapitre I : Synthèse Bibliographique.

2. Synthèse bibliographique.....5

2.1. Composition des eaux usées5

2.1.1. Microorganismes.....6

2.1.2. Potentiel Hydrométrique (PH)6

2.1.3. Conductivité électrique (CE)6

2.1.4. Total des sels dissout (TDS)7

2.1.5. L'azote7

2.1.6. Les Phosphates.....8

2.1.7. Le Calcium.....8

2.1.8. Le Magnésium9

2.1.9. Le Sodium.....9

2.1.10. Le Potassium.....10

2.1.11. Les chlorures.....10

2.1.12. Les sulfates.....11

2.1.13. Les bicarbonates.....12

2.1.14. Les éléments traces métalliques (ETM).....12

2.2. Risques associés à la réutilisation des eaux usées13

2.2.1. Risque sanitaire.....13

2.2.2. Effets sur le sol.....14

2.2.2.1. Risque de salinité15

2.2.2.2. Risques liés au sodium.....16

2.2.2.3. Risques liés aux métaux lourds.....18

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------|----|
| 2.2.3. Effets sur les cultures..... | 19 |
| 2.2.3.1. Phytotoxicité | 19 |
| 2.2.3.2. Accumulation des métaux dans les plantes..... | 20 |
| 2.3. La réutilisation des eaux usées..... | 20 |
| 2.3.1. Bilan mondial..... | 20 |
| 2.3.2. Les différentes réglementations et normes des eaux d'irrigation..... | 25 |
| 2.3.2.1. Les recommandations microbiologiques de l'OMS | 25 |
| 2.3.2.2. Les recommandations microbiologiques de l'USEPA | 27 |
| 2.3.2.3. Les recommandations physicochimiques de la FAO..... | 29 |
| 2.4. Aspect législatif | 32 |
| 2.5. Situation de l'irrigation en Algérie | 32 |
| 2.6. Réutilisation des eaux usées en agriculture en Algérie..... | 33 |

Chapitre II : Matériel et méthodes

| | |
|-----------------------------------------------------------------|----|
| 3-Matériel et méthodes | 35 |
| 3.1. Présentation de la région d'étude..... | 35 |
| 3.2. Contexte climatique | 38 |
| 3.3. L'échantillonnage..... | 40 |
| 3.3.1. L'échantillonnage de l'eau | 40 |
| 3.3.2. L'échantillonnage du sol | 41 |
| 3.3. L'échantillonnage des plantes | 42 |
| 3.4. Protocoles d'analyses..... | 42 |
| 3.4.1. Protocoles des analyses d'eau | 42 |
| 3.4.2. Méthodologie..... | 43 |
| 3.4.2.1. L'évaluation de la qualité de l'eau d'irrigation | 43 |
| 3.4.2.2. Indices de la qualité de l'eau | 43 |
| 3.4.2.3. Les diagrammes | 45 |
| 3.4.2.3.1. Diagramme de Piper | 45 |
| 3.4.2.3.2. Diagramme de Richards Riverside | 46 |
| 3.4.2.3.3. Diagramme de Wilcox..... | 47 |
| 3.4.3. Protocoles des analyses du sol | 48 |
| 3.4.4. Protocoles des analyses des plantes | 49 |
| 3.5. Analyses statistiques | 50 |

Chapitre III : Résultats et Discussions

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4. Résultats et discussions..... | 52 |
| 4.1. Résultats et discussions des eaux d'irrigation..... | 52 |
| 4.1.1. Variation spatiotemporelle des paramètres physicochimique des eaux d'irrigation du Barrage de Béni Haroun | 52 |
| 4.1.1.1. pH..... | 54 |
| 4.1.1.2. Conductivité électrique (CE) et Salinité (TDS Total des Sels Dissouts)..... | 56 |
| 4.1.1.4. Chlorures..... | 62 |
| 4.1.1.5. Bicarbonates..... | 65 |
| 4.1.1.6. Les nitrates | 67 |
| 4.1.1.7. Sodium Adsorption Ratio (SAR) | 69 |
| 4.1.1.8. Sulfates..... | 72 |
| 4.1.1.9. Phosphates..... | 74 |
| 4.1.1.10. Demande biologique en oxygène DBO ₅ et demande chimique en oxygène DCO | 77 |
| 4.1.1.13. Evaluation des ETM | 82 |
| a. Plomb | 87 |
| b. Cadmium..... | 88 |
| c. Zinc | 89 |
| d. Fer | 91 |
| e. Chrome..... | 92 |
| f. Cuivre | 93 |
| 4.1.2. Les indices de la qualité de l'eau..... | 95 |
| 4.1.2.1. Diagramme de Piper | 96 |
| 4.1.2.3. Diagramme de Wilcox | 97 |
| 4.1.2.4. Diagramme de Richards Riverside..... | 98 |
| 4.1.3. Typologie spatio-temporelle de la qualité des eaux du barrage Béni Haroun.. | 100 |
| 4.1.4. Corrélations entre les mesures physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et les paramètres de pollution de l'eau d'irrigation du Barrage de Béni Haroun..... | 103 |
| 4.2. Sols irrigués | 105 |
| 4.2.1. Granulométrie | 110 |
| 4.2.2. pH..... | 110 |
| 4.2.3. Conductivité (CE)..... | 113 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| 4.2.4. Matière organique (MO%)..... | 116 |
| 4.2.5. Calcaire Total (CT%)..... | 118 |
| 3.2.6. Calcium (Ca ⁺²)..... | 121 |
| 4.2.7. Magnésium (Mg ⁺²)..... | 123 |
| 4.2.8. Potassium (K ⁺)..... | 125 |
| 4.2.9. Sodium (Na ⁺)..... | 127 |
| 4.2.10. Sodium adsorption ratio (SAR)..... | 129 |
| 4.2.11. Capacité d'échange cationique (CEC)..... | 132 |
| 4.2.11. Pourcentage de sodium échangeable (ESP)..... | 134 |
| 4.2.12. Métaux lourds..... | 138 |
| a. Cadmium (Cd)..... | 138 |
| b. Plomb (Pb)..... | 140 |
| c. Fer (Fe)..... | 142 |
| d. Zinc (Zn)..... | 144 |
| e. Chrome (Cr)..... | 146 |
| f. Cuivre (Cu)..... | 148 |
| 4.2.13. Facteur d'enrichissement (FE)..... | 149 |
| 4.2.14. Discussion des ETM du sol..... | 150 |
| 4.2.15. Typologie spatiale de la qualité des sols irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun..... | 155 |
| 4.2.16. Corrélations entre les paramètres physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et les métaux lourds des sols irrigués par les eaux du Barrage Béni Haroun..... | 158 |
| 4.3. Plantes irriguées..... | 160 |
| 4.3.1. Résultats des ETM des plantes..... | 160 |
| a. Plomb..... | 161 |
| b. Cadmium..... | 163 |
| c. Zinc..... | 164 |
| d. Fer..... | 166 |
| e. Crome..... | 167 |
| f. Cuivre..... | 169 |

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| g. Teneur totale en ETM..... | 171 |
| 4.3.3. Typologie spatiale des ETM des plantes irriguées par les eaux du barrage Béni Haroun..... | 172 |
| 4.3.4. Corrélations entre les paramètres physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et les métaux lourds des sols irrigués par les eaux du Barrage Béni Haroun..... | 173 |
| 4.3.5. Facteur de Transfer (FT)..... | 174 |

Conclusion générale et perspectives

| | |
|-------------------------------------------|-----|
| Conclusion générale et perspectives | 181 |
| Références bibliographiques..... | 185 |
| Annexes. | |

A decorative border of blue bird silhouettes, likely swallows, arranged in a rectangular frame around the page. The birds are facing outwards from the center.

Introduction générale

1. Introduction générale

La qualité de l'eau de surface est affectée par des processus naturels tels que le processus d'altération et le transport des sédiments, les activités anthropiques y compris le développement urbain, l'expansion des pratiques industrielles et agricoles. Les ruisseaux traversant les villes reçoivent une grande quantité de contaminants rejetés par les effluents industriels, domestiques, d'eaux usées et agricoles (Qadir et *al.*, 2007).

Plusieurs options ont été adoptées afin de satisfaire la demande croissante des populations à savoir le dessalement de l'eau de mer, l'utilisation de l'eau de drainage, les eaux de qualité marginale à salinité élevée ; les eaux usées peuvent être aussi valorisées pour l'irrigation afin de préserver les ressources en eau de bonne qualité pour la potabilisation (FAO, 2003).

La qualité de l'eau d'irrigation influe directement sur la qualité des sols et des cultures qui sont cultivées. La mauvaise qualité a un effet négatif sur la qualité de la productivité des cultures, la santé publique des consommateurs et les agriculteurs qui entrent en contact direct avec l'eau d'irrigation (Listkas et *al.*, 2010 ; Muthanna, 2011).

L'eau polluée peut introduire une énorme quantité de contaminants inorganiques et organiques, y compris les métaux lourds. Par conséquent, l'utilisation continue de l'eau marginale sur de longues périodes peut avoir des effets néfastes sur la qualité du sol et des plantes qui y poussent (Madyiwa et *al.*, 2002 ; Sinha et *al.*, 2006).

L'irrigation s'accompagne de phénomène de dégradation des sols par salinisation, alcalinisation et sodisation pour lesquels les mécanismes mis en cause et les effets sur la dégradation des sols sont très variées (Cheverry et Bourrie, 1998), l'irrigation extensive par de l'eau potentiellement polluée peut non seulement lessiver le sol, mais aussi détériorer la qualité de l'eau souterraine (Mouassa et *al.*, 2017).

Selon les normes mondiales, où le seuil critique de rareté de l'eau se situe à 1000 m³/an/habitant, l'Algérie est un pays pauvre en eau (Saghir et *al.*, 2000).

L'agriculture en Algérie est la première consommatrice d'eau : plus de 50 % des eaux mobilisée (Dekhil, 1991). La superficie irriguée actuellement dans notre pays est de l'ordre de 712 000 ha dont 200 000 ha dans les régions sahariennes, et ce, sur une superficie agricole utile de 8 265 259 ha soit près de 8,6 % de la surface agricole utile (SAU). Les 520000 ha irrigués dans le Nord du pays (soit 6,3 % de la SAU) (Messahel et *al.*, 2005).

La réutilisation des eaux usées brutes en agriculture, quoi qu'interdite par la loi, est devenue une réalité. Selon Hartani (2004), 8 % des terres irriguées, notamment en petite et moyenne hydraulique, reçoivent des eaux usées non traitées. Cette pratique ne cesse de se développer en aval des centres urbains, des grandes et petites agglomérations (Tamrabet et *al.*, 2007).

La pratique d'irrigation n'est pas faite dans des conditions convenables, soumettant ainsi le consommateur des produits agricoles et l'agriculteur à des risques de contamination chimiques et microbiologiques considérables (Medkour, 2002 ; Lehtihet, 2005).

Le barrage de Béni Haroun avec une capacité de 960 m³/an, situé à une quarantaine de km au Nord de Constantine, mobilise les eaux superficielles de l'oued Kébir-Rhumel. Il est le plus grand barrage du pays, (Mebarki et *al.*, 2008), il s'alimente par les précipitations, les eaux usées domestiques et industrielles, les eaux usées épurées (station de traitement des eaux usées de Sidi Merouane) et les oueds (Rhumel, Enedja). Il est conçu pour fournir de l'eau potable à plus de deux millions d'habitants, irriguer quatre périmètres d'environ 102 000 ares (Teleghma, Remila, Ouled Fadel et Batna) (Marouf et Remini, 2016).

L'utilisation des eaux usées brutes dans la région de Mila est une pratique réelle. Ainsi, le recours à ces eaux polluées soulève de nombreux problèmes sanitaires et environnementaux.

Le souci qui nécessite une réponse claire réside dans le pouvoir de ces eaux à être toujours utilisées pour l'irrigation, sachant que les eaux usées industrielles, les eaux usées domestiques ainsi que les huiles et autres déchets sont déversés directement dans le barrage sans aucun traitement préalable. Parce que la pollution

environnementale et la sécurité alimentaire sont deux des défis les plus importants de notre temps.

Sur le plan scientifique, les travaux envisagés dans le cadre de cette thèse ont pour objectif d'évaluer l'aptitude à l'irrigation des eaux du barrage de Béni Haroun dans la région de Mila (nord-est de l'Algérie) et de déterminer leurs impacts sur l'état des sols en termes de salinisation et fertilité, d'accumulation et de phyto-disponibilité des éléments métalliques aux plantes cultivées dans cette région.

La méthodologie adoptée dans ce travail est la suivante :

Le premier axe de cette étude vise à mettre en évidence : l'Evaluation de l'aptitude des eaux du barrage de Béni Haroun (Mila, Nord-est de l'Algérie) à l'irrigation, par le suivi des variations spatio-temporelles des paramètres physico-chimiques des eaux, mesurés in situ et au laboratoire, ainsi que les variations des teneurs en métaux lourds (Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, Fe) dans les eaux.

Le deuxième axe visera à déterminer les impacts de l'irrigation par les eaux du barrage de Béni Haroun sur les propriétés des sols irrigués : salinisation, sodisation, structure, fertilité, accumulation des éléments traces métalliques (ETM).

Le troisième axe visera à déterminer le taux d'accumulation des ETM dans les plantes étudiées : Melon, Tomate, Laitue, au niveau de quatre organes : Racine, Tige, Feuille, Fruit.

A decorative border of blue birds, possibly swallows, arranged in a rectangular frame around the page. The birds are facing outwards from the center.

CAPITRE I :

Synthèse Bibliographique

2. Synthèse bibliographique

L'utilisation des eaux usées pour l'irrigation dans l'agriculture a été pratiquée pendant des années dans les zones arides, industrialisées ainsi que les pays en voie de développement. Cela est dicté par plusieurs facteurs tels : la diminution de la disponibilité des ressources en eau pour l'irrigation résultant de la demande croissante en eau potable dans les agglomérations urbaines, coût élevé des engrais artificiels, et la réalisation que les éléments nutritifs dans les eaux usées peuvent augmenter la production agricole (Habbari et *al.*, 2000).

L'irrigation avec ces eaux soulève des problèmes sanitaires (risque d'infection virale et bactérienne tant pour les agriculteurs que pour les cultures) et des problèmes de nature agronomique, en raison de la présence de substances toxiques (Pereira et *al.*, 2002).

La connaissance de la composition des eaux usées est une étape primordiale pour la prévention des risques inhérents à leurs diverses utilisations.

2.1. Composition des eaux usées

Les eaux usées sont produites à la suite des multiples activités humaines, les usages domestiques, commerciaux et industriels. La quantité et la composition des eaux usées urbaines sont déterminées par plusieurs facteurs, notamment le mode de vie et le niveau de vie de l'habitant, la proportion des effluents domestiques et industriels, ou même la conception des égouts et des systèmes de traitement (Henze et Comeau, 2008). Les eaux usées urbaines traitées sont principalement composées de matières organiques particulaires et dissoutes et de substances inorganiques (N, P, K, Na, Ca, Mg, Cl), qui contiennent également des microorganismes, y compris des pathogènes et des bactéries résistantes aux antibiotiques (Rizzo et *al.*, 2013 ; Varela et Manaia, 2013). De plus, des produits chimiques toxiques, récalcitrants et/ou bioaccumulables (métaux traces).

Bien que l'application des eaux usées fournisse des effets positifs sur les propriétés du sol et la productivité des cultures en raison de la matière organique et du contenu en macro et

micronutriments, les polluants dans les eaux usées peuvent causer des problèmes dans le sol et les cultures (Tunc et Sahin, 2015).

2.1.1. Microorganismes

Les eaux usées contiennent une forte concentration d'agents pathogènes excrétés comme les virus, bactéries, de l'helminthes et des coliformes fécaux (Abu-Ashour et Lee, 2000). Les nématodes intestinaux, y compris le ver rond humain (*Ascaris lumbricoides*), l'ankylostome humain (*Ancylostoma duodenale* et *Necator americanus*), et les vers à fouet humains (*Trichuris*), présentent le risque le plus élevé. Les maladies transmissibles telles que le choléra et la fièvre typhoïde peuvent être transmises par l'irrigation avec les eaux usées des cultures végétales, si elles sont consommées crues (Hanjra et *al.*, 2012).

Pour protéger la santé publique, les lignes directrices de l'OMS (1989) recommandaient pas plus d'un œuf viable de nématode intestinal humain par litre pour une irrigation restreinte ; pas plus de mille coliformes fécaux/100 ml pour une irrigation illimitée.

2.1.2. Potentiel Hydrométrique (pH)

Le pH de l'eau n'est généralement pas un problème en soi, mais il est un indicateur d'autres problèmes comme le sodium et les carbonates. L'eau d'irrigation a tendance à être alcaline, généralement de l'ordre de 7,2 à 8,5. À mesure que le pH de l'eau d'irrigation dépasse 8,2, le potentiel de problèmes de sodium augmente. Il s'agit d'une expression quantitative de l'acidité ou de l'alcalinité de l'eau. La plupart des processus biologiques et des réactions biochimiques dépendent du pH (Mohammed et *al.*, 2015).

2.1.3. Conductivité électrique (CE)

La CE est très importante dans la classification de l'eau d'irrigation. Les sels présents dans l'eau, en plus d'affecter directement la croissance des plantes à cause de l'incapacité des plantes à concurrencer les ions dans la solution de sol pour l'eau, une condition connue sous le nom de sécheresse osmotique (sécheresse physiologique) (Lee, 2012). Affectent également la structure du sol, la perméabilité et l'aération, et qui affectent indirectement la croissance des plantes. La concentration totale de sels solubles dans

l'eau d'irrigation peut donc être exprimée aux fins de la classification de l'eau d'irrigation comme étant faible ($EC = 250 \mu\text{S/cm}$), moyenne ($250 - 750 \mu\text{S/cm}$), élevée ($750 - 2\ 250 \mu\text{S/cm}$) et très élevée ($2\ 250 - 5\ 000 \mu\text{S/cm}$) (Taak et Singh, 2014).

2.1.4. Total des sels dissout (TDS)

Dans l'eau naturelle, les solides dissous sont composés de carbonates, de bicarbonates, de chlorures, de sulfate et de phosphate. Les sels sont présents dans l'eau d'irrigation ; ils proviennent de la dissolution ou de l'altération des roches et du sol. Dans le cas de l'irrigation, les sels appliqués par l'eau d'irrigation restent après évaporation. L'accumulation de sel dans la zone racinaire rend la culture incapable d'extraire suffisamment d'eau, ce qui cause un stress hydrique pendant une longue période (Modi, 2000). Ce paramètre indique la nature générale de la salinité de l'eau ou les eaux de surface dont les TDS sont inférieure à 450mg/l sont considérées comme bonnes pour l'irrigation et celles dont les TDS sont supérieure à $450 - 2000\text{mg/l}$ sont légère à modérée et supérieure à 2000mg/l ne convient pas pour l'irrigation (FAO, 2006).

2.1.5. L'azote (N)

Les activités humaines sont la cause du rejet en excès de nitrate dans les divers compartiments de la biosphère. L'essentiel de la pollution des eaux par les nitrates provient à l'heure actuelle des activités agricoles : élevages industriels et surtout sur fertilisation azoté dans les grandes cultures (Ramade, 2000).

L'azote est impliqué dans la synthèse des acides aminés (constituants de base des protéines). Il favorise la croissance des tissus végétaux, ce qui en fait un facteur de rendement important. Il est présent dans les eaux usées sous forme minérale (NO_3 et NH_4) ou organique, mais il est absorbé par les plantes uniquement sous forme minérale, essentiellement nitraté (NO_3). Une carence en azote entraîne des baisses de rendement importantes (Gaye et Niang, 2002).

Si des quantités excessives d'azote sont présentes ou appliquées, la production de plusieurs cultures courantes peut être perturbée en raison d'une stimulation excessive de

la croissance, d'une maturation retardée ou d'une mauvaise qualité. La sensibilité des cultures varie avec le stade de croissance. Des niveaux élevés d'azote peuvent être bénéfiques aux premiers stades de croissance, mais ils peuvent causer des pertes de rendement aux derniers stades de floraison et de fructification (Tak et *al.*, 2010)

2.1.6. Les Phosphates (PO_4^{3-})

Les phosphates ont été identifiés comme l'élément clé de l'eutrophisation dans les eaux usées par un grand nombre de chercheurs (Cornaz, 2004).

On le trouve principalement dans les eaux usées domestiques. Il y est présent sous forme minérale, constituée essentiellement par les orthophosphates (HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) et, en plus faible quantité, sous forme organique. Le plus souvent leurs présences dans les eaux naturelles résultent de leur utilisation en agriculture sous forme d'engrais chimiques ou de pesticides (Aissaoui et *al.*, 2017).

Dans le cycle de végétation, Le phosphore joue un rôle régulateur : il favorise tous les phénomènes concernant la fécondité, la mise à fruit et la maturité des organes végétatifs (Soltner, 1996). Le phosphore est assimilé par les plantes sous la forme d'orthophosphates (Guivarch, 2001), le phosphore apporté par les eaux usées est biodisponible dans de grandes proportions, allant jusqu'à 60 à 70% (El Halouani et *al.*, 1993).

2.1.7. Le Calcium (Ca^{2+})

C'est un métal alcalino-terreux extrêmement répandu dans la nature et en particulier dans les roches sous forme des carbonates, composant majeur de la dureté de l'eau et qui est généralement l'élément dominant des eaux. Sa teneur est liée directement à la nature géologique des terrains traversés (Rodier, 1996), soit la dissolution de formations gypseuses CaSO_4 et la dissolution des formations carbonatées CaCO_3 (Saadali, 2007).

Le calcium (Ca) fait flocculer le sol et neutralise donc les effets négatifs de Na (Vyas et Jethoo, 2015).

en agriculture, une eau riche en calcium aide le sol à conserver une bonne structure par les ponts calciques, d'autre part le calcium est un élément principale qui cause des

problèmes d'eau incrustante et qui peuvent progressivement obstruer les goutteurs par des dépôts calcaires (Couture, 2006).

2.1.8. Le Magnésium (Mg^{2+})

C'est l'un des éléments les plus répandus dans la nature. Il constitue environ 2,1% de l'écorce terrestre. La plupart de ses sels sont très solubles dans l'eau (Rodier, 1996). Ses origines sont comparables à celle du calcium, car il provient de la dissolution des formations carbonatées à fortes teneurs en magnésium (Magnésite et dolomites) (Debieche, 2002).

Les carences en magnésium ont de graves conséquences sur la croissance de la plante. Plusieurs fonctions essentielles de la plante ont besoin d'un apport suffisant en magnésium; son rôle est particulièrement visible dans la photosynthèse et dans la formation des racines et de la chlorophylle (Cakmak et Yazici, 2010).

Si la quantité de magnésium est excessive, cela entraîne des effets nocifs sur les sols, ce qui se traduit par un faible rendement des cultures (Taak et Singh, 2014).

2.1.9. Le Sodium (Na^+)

C'est un élément constant de l'eau, toutefois, les concentrations peuvent être extrêmement variables allant de quelques dizaines de milligrammes à 500 mg/l et même au-delà. Indépendamment de la lixiviation des formations géologiques contenant du chlorure de sodium, le sel peut provenir :

- De l'altération des minéraux silicatés, échanges de cations avec les minéraux argileux ou des substances organiques.
- Des rejets des eaux usées, ainsi que l'épandage des engrais qui augmentent aussi les concentrations en sodium.
- Des nombreux usages industriels (Rodier *et al.*, 2005).

L'irrigation avec des eaux riches en sodium entraîne sa fixation sur le milieu adsorbant du sol, avec ses conséquences éventuelles pour les propriétés du sol : tendance à la dispersion des argiles, à la dégradation de la structure, à la perte de perméabilité et à l'asphyxie des plantes (Gouaidia *et al.*, 2013).

La « sodicité » résulte d'une accumulation excessive de sodium dans le sol, elle provoque le gonflement et la dispersion des argiles du sol, la formation de croûtes superficielles et le colmatage des pores. Cette dégradation de la structure du sol entrave l'infiltration et peut augmenter le ruissellement. La sodicité provoque donc une diminution du mouvement vers le bas de l'eau dans le sol et à travers le sol, et les racines des plantes qui poussent activement peuvent ne pas obtenir l'eau adéquate, malgré l'accumulation d'eau à la surface du sol après l'irrigation (Lee, 2012).

2.1.10. Le Potassium (K^+)

Il provient de l'altération des formations silicatées (gneiss, schistes), des argiles potassiques, de certains rejets industriels et de la dissolution des engrais chimiques (NPK). Sa présence à peu près constante dans les eaux naturelles ne dépasse pas habituellement 10 à 15 mg/l, Il se présente sous forme minérale K^+ dans les eaux usées (Rodier et *al.*, 2005). La concentration du potassium dans les effluents de traitement secondaire varie en moyenne de 10 à 40 mg/l (Herpin et *al.*, 2007).

Le potassium est nécessaire à la photosynthèse et à la synthèse des protéines. Il permet également à la plante de mieux résister à la sécheresse. Une carence ou un excès en potassium augmente la sensibilité de la plante au parasitisme (Sou, 2009).

2.1.11. Les chlorures (Cl^-)

Les teneurs en chlorures des eaux usées sont extrêmement variées et liées principalement à la nature des terrains traversés et à la nature des activités humaines (FAO, 2003).

L'excès de chlorure déposé sur les feuilles cause des brûlures foliaires. Certaines plantes sont plus sensibles au chlorure que d'autres (Hopkins et *al.*, 2007).

Présent dans les eaux d'irrigation, les chlorures peuvent être absorbés par les racines des plantes et s'accumuler dans les feuilles pour les endommager en provoquant des brûlures. Lorsque l'irrigation se fait par aspersion, les chlorures peuvent endommager les feuilles par absorption directe par celles-ci (Lauzon et *al.*, 2008).

Le degré de dommage dépend de l'absorption et de la sensibilité des cultures. Les dommages se produisent souvent à des concentrations d'ions relativement faibles pour les cultures sensibles. Il est d'abord mis en évidence comme la brûlure marginale des feuilles et la chlorose intraveineuse. Si l'accumulation est assez grande, résultat de rendements réduits. Les cultures annuelles les plus tolérantes ne sont pas sensibles à de faibles concentrations, mais presque toutes les cultures seront endommagées ou tuées si les concentrations sont amplement élevées (Lee, 2012).

2.1.12. Les sulfates (SO_4^{2-})

Les sulfates sont des composés naturels des eaux. Ils sont liés aux cations majeurs tels que le calcium, le potassium et le sodium. Ils proviennent de certains minéraux, en particulier du gypse ou apparaissent à partir de l'oxydation des minéraux sulfureux.

Les teneurs en sulfates des eaux naturelles sont variables, de 5 à 200 mg/l.

Les eaux usées de nombreuses industries peuvent également contenir des sulfates.

Ce sont surtout les changements brusques et importants des teneurs en sulfates qui se révèlent néfastes (Karrouch et Chahlaoui, 2009).

Même s'il n'y a aucune recommandation des sulfates pour l'eau d'irrigation, certains auteurs tels que Couture (2006) et Doucet (2006) soulèvent quelques problématiques associées à la présence ou l'absence des sulfates dans les eaux d'irrigation. Couture (2006) indique que l'irrigation des cultures avec des eaux ayant des concentrations en sulfates inférieures à 48 mg/l peut entraîner des carences en soufre (Lauzon et *al.*, 2008).

Des concentrations excessives de sulfates peuvent causer des brûlures sur le bout des feuilles du gazon et voire même entraîner la mort des plants. Des concentrations de 250 à 400 ppm sont considérées comme indésirables pour l'irrigation des plantes sensibles aux sels. Heureusement, les sels de sulfate sont rapidement solubles, Ils peuvent donc être lessivés dans les sols qui se drainent bien (Morin, 2009).

2.1.13. Les bicarbonates (HCO_3^-)

L'alcalinité des eaux naturelles est due aux sels de carbonate, de bicarbonates, de borates, de silicates et de phosphates ainsi qu'aux ions hydroxydes à l'état libre. La principale source d'ions carbonate et bicarbonate dans les eaux est le dioxyde de carbone dissous; l'eau chargée de dioxyde de carbone dissout les minéraux carbonatés, lorsqu'elle traverse le sol et les roches, pour donner des bicarbonates (Mohammed et *al.*, 2015).

Selon Murtaza et *al.* (2010), les eaux usées contiennent une forte concentration de carbonate et bicarbonate et l'utilisation continue de ces eaux usées pendant un long temps augmente la concentration en CO_3^{2-} et HCO_3^- et détériore ainsi la santé du sol.

Dans le cas où l'eau d'irrigation contient un taux élevé de bicarbonates, on constate une tendance à la précipitation du calcium et du magnésium ce qui fait augmenter l'effet négative du Sodium sur le sol et augmente le pH (Ashraf et *al.*, 2017).

On considère que l'eau d'irrigation est inadéquate pour l'irrigation lorsque la concentration résiduelle de NaHCO_3 est supérieure à 2,5 meq/l (Morin, 2009).

2.1.14. Les éléments traces métalliques (ETM)

Les sources de métaux pour les milieux aquatiques sont naturelles et anthropiques. En effet, les métaux sont présents naturellement dans les sols, et interviennent, pour certains, en qualité d'oligo-éléments dans la croissance des plantes (Horckmans et *al.*, 2005). Le trafic automobile, principalement dans les zones urbaines et les rejets miniers constituent, une source importante de métaux lourds (Figueira et Ribeiro, 2005).

Les eaux usées urbaines sont une des principales voies d'apport de métaux vers les écosystèmes aquatiques (Buzier et *al.*, 2006). Les pratiques agricoles sont aussi à l'origine des métaux lourds suite à l'utilisation des produits chimiques ou organiques, pour maintenir ou améliorer le potentiel de fertilité (les engrais chimiques, les effluents d'élevage, les boues de station d'épuration et les composts d'ordures ménagères), pour lutter contre l'acidité des sols (amendements des carbonates riches en : Sr, F, Mn, et Zn),

et pour lutter contre les ennemis des cultures (pesticides à base des métaux lourds (Burnol et *al.*,2006).

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément concerné et le chimisme de la phase aqueuse qui interagisse avec la composition de cette phase. L'hydrosolubilité de nombreux métaux est fortement accrue par l'acidité (Lemière et *al.*, 2000).

Selon Behbahaninia et Mirbagheri (2008), l'irrigation par des eaux usées non traitées provoque l'accumulation de métaux lourds dans les sols jusqu'à des niveaux qui peuvent poser des problèmes, à long terme liés à l'environnement et à la santé, entraînant des concentrations en ETM dans le sol qui pourraient dépasser des niveaux dangereux; Cependant, leur accumulation dans les plantes n'est pas beaucoup plus importante probablement en raison des caractéristiques physicochimiques des sols qui empêchent leur déplacement vers les racines des plantes (Khan et *al.*, 2008).

Cependant, les concentrations de certains de ces éléments, Pb et Zn sont plus élevés que les limites maximales autorisées dans le sol indiquant un certain degré de contamination et les cultures cultivées sur ces sols montrent des niveaux plus élevés de ces concentrations maximales admissibles (Qishlaqi et Moore, 2007).

Cependant, l'absorption et l'accumulation de ces éléments par les cultures dépendent de la source des eaux usées, de la nature des cultures et des caractéristiques du sol, et habituellement n'atteint pas le niveau que l'on trouve dans les eaux usées ou le sol dans lequel ces cultures sont cultivées (Ashraf et *al.*, 2017).

2.2. Risques associés à la réutilisation des eaux usées

2.2.1. Risque sanitaire

Les problèmes sanitaires liés à la consommation des cultures irriguées avec des eaux usées demeurent préoccupants, car ces eaux contiennent des agents biologiques pathogènes et des substances chimiques nocives. Les contaminants biologiques sont responsables de pathologies graves, telles que le choléra, la fièvre typhoïde ou les maladies diarrhéiques. Ils sont également associés à des maladies chroniques plus

insidieuses comme les hépatites virales. Les polluants chimiques sont plus divers, ils agissent généralement sur le long terme, par ingestion progressive de petites quantités contenues dans les produits agricoles. Plusieurs de ces substances sont reconnues comme mutagènes et cancérigènes (Aleem et Malik, 2003).

Les études de Franco et *al.* (1997) et Shuval (1993), signalent des cas de choléra et de fièvre typhoïde décelés chez des patients ayant consommé des légumes crus (notamment de la laitue) irrigués avec des eaux usées. De même, Ensink et *al.* (2007) concluent à forte prévalence de giardiose parmi les maraîchers utilisant des eaux usées non traitées pour l'irrigation.

2.2.2. Effets sur le sol

Dans les zone aride et semi-aride les effets physico chimiques des eaux usées sur le sol peuvent être accéléré par l'évaporation qui concentre rapidement les constituants minéraux et les autres contaminants ajouté par les eaux d'irrigation (Leal et *al.*, 2009 ; Sandri et *al.*, 2009). Les impacts majeur sont la salinisation, sodisation , alcalinisation, changement structurales (Sebastian et *al.*, 2009 ; Sou et *al.*, 2013), une diminution du pH est observée dans certains sols basique (Herpin et *al.*, 2007), Cette diminution est expliquée par un lessivage par les eaux d'irrigation des calcaires actifs qui sont responsables de l'alcalinité du sol (Solis et *al.*, 2005).

Les composants des eaux usées affectent aussi : la porosité du sol et ces propriété hydrologique (Coppola et *al.*, 2004), texture, minéralogie, densité, agglomération des agrégat, stress mécanique (Leal et *al.*, 2009).

Nadav et *al.*, (2013) indique que les propriété physico chimique du sol sont altéré par l'irrigation par les eaux usées puisque l'application à long terme des eaux usées cause l'accumulation des matières organique donc les matière en suspension des eaux usées affect négativement la porosité des sols (Tunc et Sahin, 2015).

2.2.2.1. Risque de salinité

La salinisation est l'accumulation excessive de sels solubles (chlorures, sulfates, etc.) dans la partie superficielle des sols (Cheverry et Bourrie, 1998).

La salinisation du sol s'apprécie généralement sur la base de la valeur de la conductivité électrique d'un extrait de pâte saturée. Des chutes de rendement s'observent à partir de 2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ sur certaines cultures sensibles telles que les cultures fruitières et certaines cultures maraîchères. Au-delà de 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, la plupart des cultures voient leur rendement diminuer (Legros, 2007).

Dans le désert saharien (Nord de l'Algérie) ou dans certaines régions de la zone sahélienne (Bassin versant du Niger par exemple), on observe au contraire une accumulation des sels d'une année à l'autre, imputable sans doute à un déficit pluviométrique et à un lessivage naturel insuffisant des sols (Bertrand et *al.*, 1994 ; Daoud et Halitim, 1994).

La distribution horizontale de la salinité est fonction du système d'irrigation. Sur un périmètre irrigué par aspersion, la salinité du sol augmente au fur et à mesure que l'on s'éloigne des asperseurs (Nakshabandi et *al.*, 1997). La principale conséquence de la salinité est une baisse de la fertilité des sols. Cependant, le phénomène est généralement réversible et peut être traité par lessivage des sols (Sou, 2009).

En Algérie, plus de 20 % des sols irrigués sont concernés par le problème de salinité (Douaoui et Hartani, 2007).

L'étude d'un cas d'irrigation avec des eaux usées traitées, dont la charge en sel est de 1,8 g/l, a montré, après deux années de suivi, une augmentation de la conductivité électrique du sol de 0,92 $\mu\text{S}/\text{m}$ à 1,93 $\mu\text{S}/\text{m}$ sur les 40 premiers centimètres du sol, ce qui correspond à un apport en sel de l'ordre de 6,2 T/ha (Zekri et *al.*, 1997).

Cette augmentation de la salinité du sol suite à l'irrigation par des eaux usées est également signalée par d'autres auteurs (Nakshabandi et *al.*, 1997 ; Yadav et *al.*, 2002).

2.2.2.2. Risques liés au sodium

Les processus d'alcalinisation et de sodisation ont été longtemps considérés comme un même phénomène. Le terme de sol sodique a finalement été retenu. Il est défini comme « un sol non salin, contenant suffisamment de sodium échangeable pour entraîner des dommages sur la production agricole et la structure du sol de manière générale » (FAO, 2003).

Les risques de sodisation et/ou d'alcalinisation sont généralement évalués au moyen de deux paramètres : l'ESP le pourcentage de sodium échangeable du sol ou (Exchangeable Sodium Percentage), SAR (Sodium Adsorption Ratio), qui caractérise le risque sodique lié à une teneur excessive en sodium (facteur de dispersion) dans la solution par rapport aux concentrations en calcium et magnésium (agents de floculation) (Sumner, 1993).

Le terme alcalinisation est désormais employé pour caractériser l'augmentation du pH du sol. Souvent associé à la sodisation, l'alcalinisation peut se produire sur des sols au demeurant sodiques, tout comme les deux phénomènes peuvent se manifester simultanément

Le tableau 1 présente de façon synthétique différentes classes de sols salés. Il est adapté des critères d'évaluation de l'USDA (cité par la FAO, 1989) et des compléments d'informations rapportés par Sumner (1993) et Legros (2007). Les paramètres caractéristiques de ces sols varient quelque peu selon le contexte géo climatique et le type de sol.

Tableau 1 : Différentes classes de sols salés (Sou, 2009).

| Classification | Caractéristiques Sol |
|----------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Sol salin | Sol non sodique, dont l'ESP est inférieur à 15 et la CE de la solution de sol saturé est supérieure à 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Le pH du sol (pHs) est généralement inférieur à 8,5. |
| Sol alcalin/sodique, non salin (ou Solonetz) | Sols riches en Na_2CO_3 , ESP > 15% (sauf exceptions) - souvent peu salés avec une faible CE sol (< 4000 $\mu\text{S}/\text{cm}$) -pH sol basique, compris entre 8.5 et 10 qui entraîne la dissolution de la matière organique et l'apparition d'humâtes sodiques (salant noir visible à la surface du sol) -aspect de sols lessivés imputable à la dispersion des argiles entraînées vers les horizons inférieurs. |
| Sol alcalin/sodique et salin (ou salsodique) | Sol à la fois salé et sodique (sodium occupant plus de 60% de la CEC), fortement alcalin (pH, pouvant atteindre 10) et présentant une structure plus ou moins dégradée. |
| Sol sodique salin | Sol à la fois sodique et riche en sels solubles, mais non alcalin. |

2.2.2.3. Risques liés aux métaux lourds

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

En effet la forme chimique des métaux va dépendre des conditions intrinsèques du sol tels que le pH, la matière organique, le taux d'argile, la CEC... (Mapanda et *al.*, 2005).

D'autres ETM non essentiels comme le Cadmium (Cd), le Mercure (Hg) et le Plomb (Pb) sont des contaminants stricts et n'ont pas d'utilité connue pour les êtres vivants (Tremel-Schaub et Feix, 2005) et ils sont toxiques même en petites quantités, pour les plantes, les animaux et les humains. Ils s'accumulent dans le sol en raison de leur longue demi-vie biologique (Matech et *al.*, 2014).

D'après Madyiwa et *al.*, (2002), il existe une forte corrélation entre le stockage des métaux lourds dans le sol, la concentration en matières organiques et la CEC. Lorsque ces deux derniers paramètres sont élevés, la distribution verticale des métaux lourds exogènes se limite aux 10-20 premiers centimètres du sol où se trouve l'essentiel de la matière organique.

Luo et *al.*, (2003) rajoutent que si la concentration du cuivre est importante dans le sol, il se présente sous différentes formes physico-chimiques en association avec d'autres éléments tels que les composés organiques ou les oxydes de fer et de manganèse ce qui conditionnent la mobilité (stockage dans le sol ou lessivage) et la biodisponibilité des métaux lourds.

L'accumulation d'éléments métalliques suite à l'irrigation avec des eaux usées brutes est souvent constatée. Ainsi, Mapanda et *al.*, (2005) ont constaté une augmentation des teneurs en EM dans les horizons de surface des sols irrigués par des eaux usées brutes durant des périodes de temps plus ou moins importantes. Les teneurs trouvées dans les horizons de surface sont largement supérieures à celles trouvées dans les horizons de

subsurface et dans le sol témoin, Les auteurs ont signalé qu'au bout de 5 à 60 ans, les teneurs des éléments métalliques dans les sols de toutes les parcelles irriguées vont dépasser les limites exigées par les normes anglaises de teneur en métaux lourds dans les sols agricoles.

De nombreuses recherches confirment une accumulation importante de telles substances dans les sols irrigués pendant une période prolongée avec des eaux usées (Huerta et *al.*, 2002 ; Wong et *al.*, 2002 ; Yadav et *al.*, 2002 ; Mireles et *al.*, 2004 ; Dère et *al.*, 2006).

2.2.3. Effets sur les cultures

2.2.3.1. Phytotoxicité

L'eau usée peut créer une toxicité due à une concentration élevée de certains éléments comme le bore, chlorure, sodium, bicarbonate et quelques métaux lourds. Les nécroses sur les feuilles identifient des symptômes de toxicité au bore chez les cultures sensibles de bore (FAO, 2003).

Des études sur le potentiel fertilisant des eaux usées débouchent sur le constat de fréquents déséquilibres entre les concentrations en azote, souvent excessives, et celles en phosphore et potassium, généralement plus faibles (Chiou, 2008). A long terme, l'irrigation avec de telles eaux peut entraîner une baisse de rendement sur la plupart des cultures (Sou, 2009).

Des taux nocifs des sels conduisent à une nécrose et une brûlure des feuilles. En outre, les gouttes d'eau avec une haute teneur de chlorure projetées pendant l'aspersion peuvent causer des brûlures aux feuilles dans des conditions d'évaporation élevée. Même le bicarbonate est également toxique dans une certaine mesure. D'autres symptômes de toxicité incluent une chute des feuilles prématurée, une croissance réduite et un rendement diminué.

Certains constituants salins peuvent interférer avec la nutrition normale des plantes. De hautes concentrations en ions de bicarbonate peuvent affecter l'assimilation d'éléments minéraux nutritifs et leur métabolisme dans la plante. Des symptômes chlorotiques dans

les plantes sensibles peuvent être dus aux effets directs ou indirects du bicarbonate, comme par exemple un accroissement du pH du sol (da Fonseca et *al.*, 2005a).

Une concentration excessive en nitrates, supérieure à 100 mg/l, peut affecter les greffes et les cultures sensibles au stade initial de croissance (Phocaidés, 2008).

2.2.3.2. Accumulation des métaux dans les plantes

Certains éléments traces (bore, fer, manganèse, zinc, cuivre et molybdène), sont reconnus nécessaires au développement des végétaux en très faibles quantités. L'irrigation, à partir d'eaux usées, va apporter ces éléments, mais aussi d'autres oligo-éléments, non indispensables à la plante, La biodisponibilité de ces éléments dans le sol peut engendrer leur accumulation dans les tissus des plantes et dans certains cas, les teneurs en ces éléments peuvent atteindre des seuils de phytotoxicité (Faby et Brissaud, 1997).

Cependant, Yadav et *al.*, (2002) ont constaté que les teneurs en métaux lourds au niveau des plantes irriguées par des eaux usées depuis 30 ans sont au-dessous de seuil de toxicité pour les plantes.

Les métaux lourds posent des problèmes de écotoxicité et pourraient être impliqués dans de nombreuses pathologies, atteintes du système nerveux central, du foie, des reins, mais aussi cancers et malformations embryonnaires (Abrahams, 2002).

2.3. La réutilisation des eaux usées

2.3.1. Bilan mondial

Environ 70% des ressources en eau de la planète, y compris la totalité de l'eau souterraine et redirigée des rivières, sont utilisés pour l'irrigation agricole. La réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation agricole et paysagère réduit à la fois la quantité d'eau à extraire des ressources naturelles, les sources d'eau et le rejet incontrôlé des eaux usées dans l'environnement (Pedrero et *al.*, 2010).

Ainsi, les eaux usées traitées constituent une source d'eau précieuse pour le recyclage et la réutilisation, en particulier dans les pays méditerranéens et d'autres régions arides et

semi-arides, où les pénuries d'eau sont de plus en plus importantes (Farahat et Linderholm, 2015). Le tableau 2 résume la quantité d'eaux usées générées et réutilisées chaque année dans certains pays. Par exemple, 88% de l'eau recyclée en Espagne, est utilisés à des fins agricoles (Lallana et *al.*, 2001).

Tableau 2 : Eaux usées générées et réutilisées chaque année dans certains pays
(Kunhikrishnan et *al.*, 2012)

| Pays | Eaux usées générées (Milliard L) | Eaux usées réutilisées (Milliard L) | % de réutilisation |
|------------------------|-------------------------------------|----------------------------------------|--------------------|
| Argentine | 200,3 | 90,7 | 45,28 |
| Australie | 1634 | 262,9 | 16,09 |
| Bahreïn | 45 | 8 | 17,77 |
| Bolivie | 135,8 | - | - |
| Chili | 295,6 | - | - |
| Grèce | - | 0,7 | - |
| Egypte | 10,01 | 200 | 1,99 |
| Inde | 13,87 | 1460 | 10,53 |
| Jordan | 82 | 64,9 | 79,15 |
| Koweït | 119 | 52 | 43,69 |
| Libye | 546 | 40 | 7,33 |
| Mexique | 13,34 | 280 | 2,1 |
| Nouvelle-Zélande | 67 | 16 | 23,88 |
| Oman | 78 | 8,6 | 11,03 |
| Pérou | 34,7 | 18,6 | 53,6 |
| Arabie Saoudite | 730 | 122,6 | 16,79 |
| Espagne | 24,09 | 1100 | 4,57 |
| Syrie | 825 | 550 | 66,67 |
| Tunisie | 240 | 33,8 | 14,08 |
| Etats-Unis | - | 2271 | - |
| Émirats arabes unis | 881 | 185,3 | 21,03 |
| Algérie | 0,6 | 0,2 | 33,3 |

Les pays arides et semi-arides, tels que la Jordanie et la Tunisie, récupèrent la grande majorité des eaux usées municipales pour l'irrigation agricole. Les eaux usées ont été recyclées dans l'agriculture pendant des siècles comme moyen d'élimination dans des villes telles que Berlin, Londres, Milan et Paris (Australian Academy of Technological Sciences and Engineering) (AATSE, 2004). Au Pakistan, 26% de la production nationale de légumes est irriguée avec des eaux usées (Ensink et *al.*, 2004), le pourcentage des eaux usées traitées avant l'irrigation n'est que de 2% (Almas et *al.*, 2013).

Au Ghana, une irrigation impliquant des eaux usées diluées provenant de rivières et de ruisseaux a été signalée (Keraita et Drechsel, 2004). Au Mexique, environ 260 000 ha sont irrigués avec des eaux usées (Mexico CAN, 2004). L'agriculture, principale utilisatrice d'eau recyclée en Australie, compte pour environ 66% (280 Milliard L) de toute l'eau recyclée utilisée (ABS, 2006).

La Tunisie a lancé un programme national de réutilisation de l'eau au début des années 80 pour accroître les ressources en eau utilisables. La plupart des eaux communales sont d'origine domestique et reçoivent un traitement biologique secondaire. Plusieurs stations d'épuration sont réparties le long de la côte pour protéger les stations balnéaires et prévenir la pollution marine. 187 millions de m³ (soit 78%) des 240 millions de m³ d'eaux usées collectées en Tunisie ont été traités. Environ 30 à 43% des eaux usées traitées étaient utilisées pour l'irrigation agricole et paysagère (Qadir et *al.*, 2010).

La Jordanie dépasse les limites de son approvisionnement en eau douce renouvelable disponible, Selon le ministère de l'eau, le déficit atteindra 408 Mm³ / an en 2020. Pour combler l'écart entre l'offre et la demande, des ressources en eau non conventionnelles sont utilisées, notamment la récupération de l'eau et les eaux usées traitées (Al-Ansari et *al.*, 2013).

La Tanzanie dispose de ressources en eau insuffisantes mais dispose d'un potentiel d'irrigation énorme avec quelque 44 millions d'hectares (M ha) jugés aptes à l'irrigation ; mais seuls 10 M ha (23%) sont réellement cultivés et de ce nombre, seuls 227 000 hectares (ha) sont irrigués (Kuslu et *al.*, 2014).

La Jordanie est classée parmi les dix plus pauvres pays du monde en termes de ressources en eau (Raschid-Sally et Parkinson, 2005). Les eaux usées traitées représentent un autre élément essentiel dans la stratégie de l'eau du pays, environ 95% du volume total des eaux usées traitées ont été utilisés pour l'irrigation (Labaran et *al.*, 2018)

La quantité d'eaux usées au Maroc était d'environ 600 106 m³ en 2008, et cette quantité est estimée à environ 900106 m³ en 2020 (Hirich et *al.*, 2012).

Le Chili a mené à bien plusieurs projets de réutilisation, tels que ceux de Maipo et Maipocho, dans lesquels 130 000 ha sont irrigués (Jiménez, 2005) ; Antofagasta où environ 20 000 m³ d'eau traitée sont produits et 65 ha sont irrigués ; et Santiago du Chili, avec 110 000 ha, qui utilisent de l'eau de récupération mélangée à de l'eau de première utilisation (Jimenez et Asano, 2008).

Au Mexique, le centre et le nord du pays, où vivent 80% de la population, sont considérés comme arides ou semi-arides, et des villes comme Ciudad Juarez irriguent 26 000 ha avec environ 400 000 m³/j d'eau récupérée. De plus, la vallée du Mezquital, qui couvre plus de plus de 90 000 ha, est l'une des plus grandes régions du monde où la réutilisation des eaux usées en agriculture est pratiquée (Jiménez et Navarro, 2009).

De nombreux pays, dont la Corée, souffrent d'un approvisionnement en eau limité en raison de la croissance démographique, La réutilisation des eaux usées pour l'irrigation a été recommandée comme solution alternative, car l'eau d'irrigation ne requiert généralement pas la même qualité d'eau que l'eau potable (Jeong et *al.*, 2016).

En Algérie, la réutilisation des eaux usées à des fins agricoles est une pratique qui se répand de plus en plus du fait de la rareté croissante des ressources en eau. En particulier dans les zones arides et semi- arides où les eaux conventionnelles sont en constante diminution à cause du changement climatique. Néanmoins, dans ces espaces, des volumes en eaux usées mobilisables peuvent être exploités aisément dans le domaine agricole (Hannachi, 2016).

2.3.2. Les différentes réglementations et normes des eaux d'irrigation

2.3.2.1. Les recommandations microbiologiques de l'OMS

Les recommandations de l'OMS (2000), sont les seules à l'échelle internationale (Tableau 3). Elles ne concernent que l'usage agricole et sont ciblées sur des paramètres exclusivement microbiologiques. Elles sont source d'inspiration pour de nombreux pays à travers le monde (Lazarova et Brissaud, 2005).

Cette approche a fixé la norme « œufs d'helminthes » à 0.1 œuf/l (Blumenthal et *al.*, 2000). Les normes d'usage agricole concernent uniquement les quantités de microorganismes. Les protozoaires ne sont pas inclus directement car il est considéré qu'ils sont éliminés en même proportion que les helminthes. Les virus ne sont pas considérés non plus, leur présence étant difficile à détecter lors des contrôles de routine (Baumont et *al.*, 2004). Ces normes sont destinées à une utilisation internationale, et sont donc adaptées aux pays en voie de développement (Tamrabet et *al.*, 2009).

Tableau 3 : Recommandations microbiologiques de l'OMS (1989) pour le traitement des eaux usées destinées à l'irrigation (Blumenthal et *al.*,2000).

| Catégorie | Conditions de réutilisation | Groupe exposé | Nématodes intestinaux (Nombre d'œufs par litre - moyenne arithmétique) | Coliformes intestinaux (Nombre par 100 ml - moyenne géométrique) | Procédé de traitement susceptible d'assurer la qualité microbiologique voulue |
|-----------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| A | Irrigation de cultures destinées à être consommées crues, des terrains de sport, des jardins publics | Ouvriers agricoles, Consommateurs, public | ≤1 | ≤1000 | Une série de bassins de stabilisation conçus de manière à obtenir la qualité microbiologique voulue ou tout autre procédé de traitement équivalent |
| B | Irrigation des cultures céréalières, industrielles et fourragères des pâturages et des plantations d'arbres | Ouvriers agricoles | ≤1 | Aucune norme n'est recommandée | Rétention en bassins de stabilisation pendant 8-10 jours ou tout autre procédé d'élimination des helminthes et des coliformes intestinaux |
| C | Irrigation localisée des cultures de la catégorie B, si les ouvriers agricoles et le public ne sont pas exposés | Néant | Sans objet | Sans objet | Traitement préalable en fonction de la technique d'irrigation, mais au moins sédimentation primaire |

* Dans certains cas il faut tenir compte des conditions locales épidémiologiques, socio-culturelles et environnementales et modifier les directives en conséquence.

*Espèces d'helminthes (*Ascaris trichuris* et *Ankylostomes*).

*Une directive plus stricte (≤ 200 coliformes intestinaux par 100 ml) est justifiée pour les pelouses avec lesquelles le public peut avoir un contact direct, comme les pelouses d'hôtels.

*Dans le cas des arbres fruitiers l'irrigation doit cesser deux semaines avant la cueillette et les fruits tombés ne doivent jamais être ramassés. Il faut éviter l'irrigation par aspersion.

2.3.2.2. Les recommandations microbiologiques de l'USEPA

L'USEPA (United States Environmental Protection Agency) a publié en 1992 ses propres recommandations sur la réutilisation des eaux usées traitées intitulées "Guidelines for Water Reuse" (Tableau 4). Contrairement à l'OMS, ces recommandations ne sont pas basées sur des études épidémiologiques ni sur une estimation du risque, mais sur un objectif de zéro pathogène dans les eaux réutilisées. Ces normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes (Belaid et *al.*, 2010).

Les normes microbiologiques sont donc beaucoup plus strictes. Dans les normes de l'USEPA, plusieurs paramètres sont pris en compte : le pH, la DBO, la turbidité ou les MES et microbiologiquement seul le coliforme fécal permet de juger la qualité de l'eau (Tamrabet et *al.*, 2009).

Tableau 4 : Recommandations de l'USEPA concernant la réutilisation des eaux usées (Tamrabet et *al.*, 2009).

| Type d'utilisation | Qualité de l'eau exigé | Traitement |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Utilisations urbaines, cultures crues, bassins récréatifs | pH=6-9 ; DBO≤10 mg/L NTU≤2 ; 0 coliforme/100 mL Cl ₂ résiduel 1 mg/L | <input type="checkbox"/> Secondaire <input type="checkbox"/> Filtration <input type="checkbox"/> Désinfection |
| Irrigation de zones d'accès restreint, cultures vivrières transformées, cultures non alimentaires, bassins esthétiques, utilisations de construction, refroidissement industriel, réutilisation environnementale | pH= 6-9 ≤30 mg/L DBO ≤30 mg/L TDS ≤200 coliforme/100 mL 1 mg/L Cl ₂ résiduel | <input type="checkbox"/> Secondaire <input type="checkbox"/> Désinfection |
| Recharge des eaux souterraines des aquifères non potables par épandage | Spécifique au site et dépendant de l'utilisation | <input type="checkbox"/> Spécifique au site et dépendant de l'utilisation <input type="checkbox"/> Primaire (minimum) |
| Recharge des eaux souterraines des aquifères non potables par injection | Spécifique au site et dépendant de l'utilisation | <input type="checkbox"/> Spécifique au site et dépendant de l'utilisation <input type="checkbox"/> Secondaire (minimum) |
| Recharge des eaux souterraines des aquifères potables par épandage | <ul style="list-style-type: none"> • Spécifique au site • Répondre aux normes d'eau potable après percolation | <input type="checkbox"/> Secondaire <input type="checkbox"/> Désinfection <input type="checkbox"/> peut nécessiter la filtration |

| Suite de tableau | | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Type d'utilisation | Qualité de l'eau exigé | Traitement |
| Alimentation en eau souterraine des aquifères potables par injection, augmentation des apports en surface. | <input type="checkbox"/> pH =6.5 -8.5 <input type="checkbox"/> ≤2NTU <input type="checkbox"/> 0 coliforme fécaux/100 mL <input type="checkbox"/> 1 mg/l Cl ₂ résiduel <input type="checkbox"/> Respecter les normes relatives à l'eau potable | <input type="checkbox"/> Secondaire <input type="checkbox"/> Filtration <input type="checkbox"/> Désinfection <input type="checkbox"/> Traitement avancé des eaux usées |

2.3.2.3. Les recommandations physicochimiques de la FAO

La FAO établit en 1976 des directives concernant la qualité physicochimique et d'éléments traces métalliques de l'eau d'irrigation dans lesquelles l'accent était mis sur l'influence à long terme de la qualité de l'eau, sur la production agricole, sur les conditions du sol et les techniques culturales (Ayers et Westcot, 1994). Ces directives générales sont présentées dans les tableaux 5 et 6.

Tableau 5 : Directives pour l'évaluation de la qualité d'une eau d'irrigation d'après la FAO (Ayers et Westcot, 1994).

| Problèmes potentiels en irrigation | Unités | Restriction pour l'irrigation | | |
|--------------------------------------------------------------------------|--------|-------------------------------|----------|-------|
| | | PP | PC | PG |
| CE | mS/m | <0.7 | 0.7-3.0 | >3.0 |
| TDS | mg/l | <450 | 450-2000 | >2000 |
| Infiltration : SAR = 0-3 et CE = | mS/m | >0.7 | 0.7-0.2 | <0.2 |
| SAR = 3-6 et CE = | | >1.2 | 1.3-0.3 | <0.3 |
| SAR = 6-12 et CE = | | >1.9 | 1.9-0.5 | <0.5 |
| SAR = 12-20 et CE = | | >2.9 | 2.9-1.3 | <1.3 |
| SAR = 20-40 et CE = | | >5.0 | 5.0-2.9 | <2.9 |
| Toxicité de certains ions (affectent les cultures sensibles) | | | | |
| Sodium : Irrigation de surface | SAR | 3 | 3-9 | >9 |
| Sodium : Irrigation par aspersion | méq/l | <3 | >3 | |
| Chlore : Irrigation de surface | méq/l | <4 | 4-10 | >10 |
| Chlore : Irrigation par aspersion | méq/l | <3 | >3 | |
| Bore | mg/l | <0.7 | 0.7-3.0 | >3.0 |
| Effets divers | | | | |
| Azote (NO ₃ -N) | mg/l | <5 | 5-30 | >30 |
| Bicarbonate (HCO ₃) | méq/l | <1.5 | 1.5-8.5 | >8.5 |
| pH | | Zone normale : 6.5-8.4 | | |
| SAR : ratio d'absorption du sodium | | | | |
| PP : pas de problèmes ; PC : problèmes croissants ; PG : problèmes grave | | | | |

Tableau 6 : Concentrations maximales recommandées (CMR) dans l'eau d'irrigation de quelques métaux et métalloïdes sélectionnés (Pescod, 1992).

| Élément | CMR mg /l | Remarques |
|-----------|-----------|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Aluminium | 5,00 | Peut bloquer la productivité dans les sols acides (pH 5,5), mais des sols plus alcalins au pH 7,0 précipiteront les ions et élimineront toute toxicité. |
| Arsenic | 0,10 | La toxicité pour les plantes varie énormément, allant de 12 mg par litre pour le fourrage au Soudan à moins de 0,05 mg par litre pour le riz. |
| Béryllium | 0,10 | La toxicité pour les plantes varie énormément, allant de 5 mg par litre pour le chou vert à 0,5 mg par litre pour les haricots nains. |
| Cadmium | 0,01 | Toxique à des concentrations aussi faibles que 0,1 mg par litre dans la solution nutritive pour les haricots, les betteraves et les navets. On recommande des limites prudentes. |
| Chrome | 0,10 | Généralement pas reconnu comme élément essentiel de la croissance végétale. |
| Cobalt | 0,05 | Toxique pour les plants de tomates à 0,1 mg par litre dans la solution nutritive. Il a tendance à être inactivé par les sols neutres et alcalins. |
| Cuivre | 0,20 | Toxique pour un certain nombre de plantes de 0,1 à 1,0 mg par litre dans la solution nutritive. |
| Fer | 5 | Non toxique pour les plantes dans des sols aérés, mais peut contribuer à l'acidification des sols et à la perte de disponibilité du phosphore et du molybdène. |
| Lithium | 2,5 | Toléré par la plupart des cultures jusqu'à 5mg par litre. Mobile dans le sol. Toxique pour les agrumes à de faibles concentrations avec une limite recommandée de 0,075 mg par litre. |
| Manganèse | 0,2 | Toxique pour un certain nombre de cultures, de quelques dixièmes à quelques mg par litre dans les sols acides. |
| Molybdène | 0,01 | Non toxique pour les plantes à des concentrations normales dans le sol et l'eau. |
| Nickel | 0,2 | Toxique pour certain nombre de plantes, de 0,5 à 1,0 mg par litre ; toxicité réduite à un pH neutre ou alcalin. |
| Plomb | 5 | Peut inhiber la croissance des cellules végétales à des concentrations très élevées. |
| Sélénium | 0,02 | Toxique pour les plantes à de faibles concentrations et toxique pour le bétail. Si le fourrage est cultivé sur des sols présentant des niveaux relativement élevés de sélénium. |
| Zinc | 2 | Toxique pour de nombreuses plantes à des niveaux très variés de concentrations, cette toxicité est réduite à pH 6,0 et dans des sols à texture fine ou organiques. |

La concentration maximale repose sur un taux d'épandage de l'eau qui respecte les bonnes pratiques d'irrigation (10000 m³/ha/an). Si le taux d'épandage de l'eau dépasse de beaucoup ce chiffre, les concentrations maximales devraient être ajustées en conséquence. Il n'y a pas lieu de faire un ajustement pour des taux d'application inférieurs à 10000 m³/ha/an. Les valeurs données concernent l'eau utilisée à long terme dans un site.

2.4. Aspect législatif

Le décret exécutif n° 07-149 de 20 mai 2007 publié dans le Journal Officiel (JO) de la République Algérienne n° 35, 23 mai 2007, fixe les modalités d'utilisation des eaux usées épurées à des fins d'irrigation sous forme de concession ainsi que le cahier des charges-type y afférent (JO, 2007). Ce décret règle tous les processus d'utilisation des eaux usées épurées par les stations d'épurations, par une demande adressée par un concessionnaire au Wali (premier responsable de la Wilaya ou département) de la région, cette demande comporte une convention avec la station d'épuration qui fournit les eaux usées épurées. Le contrôle technique, la gestion des périmètres irrigués et le contrôle sanitaire ainsi que la qualité de l'eau épurée et des produits agricoles est assurée par les directions territoriales de chaque wilaya sous tutelle de différents ministères : ressources en eau, agriculture, santé, environnement et commerce (Hannachi *et al.*, 2014).

2.5. Situation de l'irrigation en Algérie

Dans les conditions déficitaires en ressources en eau, le secteur de l'agriculture est le plus gros demandeur en eau, rapporte qu'en 2006, 900000 hectares soit 10,5% de la SAU sont irrigués, et 78% de cette superficie l'est avec des eaux souterraines et 13% avec des eaux superficielles (Tamrabet *et al.*, 2009).

L'extension des surfaces irriguées en PMH (petites et moyennes hydrauliques) à provoquer un accroissement considérable des forages individuels et des surexploitations dangereuses de certaines nappes souterraines, la tarification sur l'eau agricole est faible (Benblidia, 2011).

Deux types d'exploitations agricoles irriguées : les grands périmètres irrigués (GPI) relevant de l'État et gérés par l'ONID. Ces périmètres sont irrigués par des barrages et

des forages dans le nord du pays, dans le sud l'irrigation est assurée à partir des forages profonds dans les grandes nappes de l'albien (Benblidia, 2011).

Leur superficie est de l'ordre de 200000 ha, les cultures pratiquées dans les GPI (en 2008) l'arboriculture (64,6 %), le maraîchage (28,5 %), les cultures industrielles (6,1 %) et le reste en céréales et fourrages. Les petites et moyennes hydrauliques (PMH) constituées de petits périmètres et aires d'irrigation (productions privées) (Hannachi et al., 2014).

2.6. Réutilisation des eaux usées en agriculture en Algérie

Devant la rareté de la ressource en eau conventionnelle, l'Algérie ne peut plus se permettre de tourner le dos à la possibilité de réutiliser les énormes quantités d'eaux usées rejetées dans la nature ou à la mer. Les pluies, les eaux des barrages et des forages ne suffiront plus pour la satisfaction des besoins, ce qui explique aujourd'hui, l'ambition de l'Algérie de traiter un milliard de mètres cube d'eaux usées pour l'irrigation de 100000 hectares. Pour le moment, l'Algérie, qui dispose d'un volume d'eau traité de 560 000 m³, consacre 65% de ses ressources hydriques au secteur de l'agriculture (MRE, 2012).

Le réseau national d'assainissement totalise un linéaire de 27000 kilomètres. Le taux de recouvrement est, hors population éparsée, de 85%. Le volume global d'eaux usées rejetées annuellement est évalué à près de 600 millions de m³, dont 550 pour les seules agglomérations du nord. Ce chiffre passerait à près de 1150 millions de m³ à l'horizon 2020 (Hannachi et al., 2014).

Le potentiel de la réutilisation des eaux usées épurées à des fins agricoles évoluera d'une manière significative d'environ 17 millions de m³ en 2011 à environ 200 millions de m³ en 2014, et le nombre de stations concernées sera de 25 stations d'épurations à l'horizon 2014 (MRE, 2012).

A decorative border consisting of a repeating pattern of blue bird silhouettes, likely swallows, arranged in a rectangular frame around the central text.

CAPITRE II

Matériels et Méthodes

3-Matériels et méthodes

3.1. Présentation de la région d'étude

La wilaya de Mila se compose de 32 communes s'étend sur une superficie de 3478.4 km² et elle compte 779 300 habitants. Son territoire est constitué par plusieurs entités géographiques : les massifs telliens, les bassins intra telliens, les collines et les Hautes Plaines (Soukehal et Cherrad, 2011).

Mila fait partie de la chaîne alpine au Nord-est de l'Algérie, ces formations géologiques comprend essentiellement un ensemble de roches carbonatées du Crétacé de l'Éocène et couverture discordante qui se compose de Mio-Pliocène et de quaternaire dépôts continentaux. Ces formations Mio-Pliocène couvrent les principales parties du bassin de Mila, représentées principalement par les dépôts de détritiques (conglomérats, gravier, sable, argile), les dépôts de l'évaporation (gypse, roche salée) et des pierres de chaux. Les formations quaternaires occupent les vallées des oueds Rhumel et Endja, ces graviers et blocs de laminés sont couverts par une croûte feuilletée de calcaire (Atmania et al, 2011).

Dans la majorité des communes existent des noyaux urbains, des villages agricoles qui accueillent la grande majorité de la population et 80 % des habitants résident dans les agglomérations chefs-lieux (ACL). Dans ces conditions, gérer la pénurie d'eau n'est pas une tâche aisée (Soukehal et Cherrad, 2011).

La wilaya de Mila est parcourue au nord par un réseau hydrographique dense, constitué de petits cours d'eau alimentant les oueds : Oued-Bousselah, Oued El-Maleh, Oued El-Kebir et Oued-Rhumel qui déversent leurs eaux dans le barrage de Béni Haroun. Quant au sud de la Wilaya, il est marqué par sa richesse en ressources hydriques souterraines selon le Ministère des Ressource en eau (MRE, 2018).

Le barrage Béni Haroun, situé à une quarantaine de km au Nord de Constantine, contrôle les eaux du bassin de l'oued Kébir-Rhumel. Il est le plus grand barrage du pays, érigé dans la région bien arrosée du Tell oriental, au Sud de laquelle se situent de grands centres urbains (Constantine, Batna, Khenchela...) et de vastes terres irrigables.

(Hautes Plaines semi-arides) Qui ne peuvent être satisfaites par les ressources locales et bénéficient du transfert des eaux du barrage (Djeddi et al., 2018).

Il reçoit les eaux d'un bassin-versant de 8 815 km². Son volume mobilisable est de 795 millions de mètres cube (M.m³) dont 588 M.m³ en volume régularisable et utilisable. La superficie inondée par l'eau de ce gros équipement hydraulique est de l'ordre de 3 640 ha, dont le périmètre irrigué d'Ouled Hamla (Oum-El-Bouaghi) totalisant 2 272 ha réservés principalement aux céréales en plus de la culture de légumes (Agence Nationale des Barrages et Transfert ANBT, 2017).

Le montant à régulariser est destiné à satisfaire : L'irrigation d'une superficie agricole de 40 000 ha dans les Hautes Plaines de Constantine avec 333 M.m³/an. Et les besoins en eau potable des wilayas de Constantine (717 646 habitants), Jijel (391 096), Mila (69 052), Oum El Bouaghi (644 364), Khenchela (449 220) et Batna (768 444) à 255 M.m³/année (Soukehal et Cherrad, 2011).

Tableau 7 : situation de la petite et moyenne hydraulique (PMH) arrêtée au 31/12/2018 par la Direction des Ressources en eau de la Wilaya de Mila.

| Réparation des superficies irriguée par nature de ressources en eau (total 15 000 ha) | |
|---------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| • A partir des barrages | Nombre de barrages : 02 BBH+BHG |
| | Superficie irriguée : 422 ha |
| | Volume exploité en 2018 : 1.26 hm ³ |
| • A partir des petits barrages | Nombre de petits barrages : 03 |
| | Superficie irriguée : 61 ha |
| | Capacité : 1.282 hm ³ |
| • A partir des retenues collinaires | Nombre de retenues collinaires : 00 |
| | Superficie irriguée : 00 ha |
| • A partir des forages (débits : 6939 l/s) | Nombre de forages : 443 Superficie irriguée : 6939 ha |
| • A partir des puits (débits : 3461 l/s) | Nombre de puits : 660 Superficie irriguée : 3461 ha |

| Suite de Tableau | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------|
| Données globales : | |
| <ul style="list-style-type: none"> • A partir des prises au fil de l'eau (débits 3152 1/s) | Nombre : 374 Superficie irriguée : 3152 ha |
| <ul style="list-style-type: none"> • Autres (débits : 664 1/s) | Nombre : 245 Superficie irriguée : 664 ha |
| Réparation de la superficie irriguée par systèmes d'irrigation (TOTAL 14699 ha) | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Gravitaire | 2063 ha |
| <ul style="list-style-type: none"> • Aspersion | 301-12-440 ha |
| <ul style="list-style-type: none"> • Goutte à goutte | 196 ha |
| Réparation de la superficie irriguée par types de cultures (TOTAL 14.699 ha) | |
| <ul style="list-style-type: none"> • Maraichages | 6499 ha |
| <ul style="list-style-type: none"> • Arboriculture | 1953 ha |
| <ul style="list-style-type: none"> • Grands cultures (céréales + fourrages) | 6242 ha |
| <ul style="list-style-type: none"> • Cultures industrielles | 5 ha |
| <ul style="list-style-type: none"> • Autres cultures | 00 ha |

La ressource en eau connaît dans la wilaya de Mila une dégradation continue et de plus en plus préoccupante, selon l'ANBT (2014), l'idéal dans les études d'impact des écosystèmes est de signaler les sources de pollution :

- Les activités de récréation et du tourisme.
- Implantation des formes d'élevage et des abattoirs.
- Une décharge publique est implantée à environ 4Km du barrage.
- L'activité agricole dans la zone de servitude (200 à 270 m) presque autour de cuvette de barrage.
- L'utilisation des pompes illicites (100 à 200 pompes) installées juste au bord du barrage, ils dégagent des huiles qui provoquent une pollution chimique des eaux.

Selon la direction Hydraulique de Wilaya (2018), il faut signaler que les eaux usées de la wilaya de Mila sont évacuées vers les stations des épurations :

- La STEP de Chelghoum Laid avec une capacité de 45 000 équivalents habitats (9 000 m³/j) qui transfèrent vers le barrage de Hammam Grouz.

- L'autre STEP est de Sidi Merouane avec une capacité de 137 711 équivalents habitants (20 657 m³/j) destinée à épurer des effluents urbains des villes de Mila, Grarem Gouga et Sidi Merouane. Cette station fait partie des installations de protection de grand barrage de Béni Haroun de la Wilaya de Mila.
- Les eaux usées des agglomérations de Aanouche Aali et Sibari ne sont pas épurées.
- En outre, sur une dizaine d'huileries dénombrées, seuls les rejets liquides des unités de Grarem, Mila et Sidi Merouane passent par la STEP.
- Les liquides résiduels, appelés dans le jargon technique "marginent" émanant d'autres unités similaires, déversés dans la nature, sont aussi polluants que dangereux dès lors qu'ils sont directement charriés via les cours d'eau dans le lac du barrage. Cette matière toxique, dissout des métaux lourds hautement cancérigènes.
- Le danger de la lixiviation (lessivage). C'est une espèce de jus secrété par les décharges non contrôlées se trouvant en amont du lac. Cette matière suit, à la faveur du ruissellement des eaux pluviales, son cheminement naturel et se dépose dans le barrage.
- L'entreposage de monticules d'ordures et de carcasses d'ovins dans les cours d'eau.

Le phénomène de l'irrigation des cultures maraîchères au moyen des eaux usées ne cesse de prendre de l'ampleur dans la wilaya de Mila, au grand détriment de la santé publique. Des dizaines de cultivateurs, aux quatre coins de la wilaya, recourent désormais systématiquement aux eaux usées pour irriguer leurs cultures. Circonscrit au départ dans la seule commune de Chelghoum Laïd, le procédé est désormais adopté un peu partout le phénomène est également observé du côté de Téléghma, de Grarem Gouga et Ouled Khlouf, où les eaux infectes déversées dans les ravins de la région sont détournées vers les champs de culture.

3.2. Contexte climatique

Le climat varie légèrement du Nord au Sud, passant d'un domaine sub-humide à un domaine semi-aride, mais d'une manière générale, c'est le climat méditerranéen qui y règne : humide et tempéré, caractérisé par un hiver doux et un été chaud, avec d'assez riches ressources hydriques d'origine déférentes (pluie, grêle neige). Généralement, la neige fait son apparition sur les massifs de hautes altitudes. Les précipitations constituent le facteur essentiel qui gouverne l'écoulement des cours d'eau. En effet, ils

ont un effet direct sur le débit. La précipitation moyenne inter-annuelle sur le bassin de Béni Haroun est estimée entre 500 à 630 mm (Ounissi et Bouchareb, 2013).

Tableau 8 : donné météorologique de la wilaya de Mila entre Mai 2014 et Avril 2015 (station Hamala, 2015)

| | mai-14 | juin-14 | juil-14 | aot-14 | sept-14 | oct-14 | nov-14 | déc-14 | jan-15 | févr-15 | mar-15 | avr-15 |
|--------------------|--------|---------|---------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|
| Température (°C) | 17,7 | 23,6 | 26,1 | 27 | 27 | 20,5 | 15,4 | 12,8 | 6,1 | 6,4 | 8,4 | 12,2 |
| Précipitation (mm) | 53,3 | 26,4 | 0 | 0,9 | 5,7 | 27,2 | 34,1 | 48,4 | 216 | 191,5 | 65,7 | 9,5 |
| Humidité (mm) | 61,9 | 54,8 | 44,5 | 51,7 | 48,9 | 56,1 | 47,2 | 59,6 | 80,1 | 57,2 | 65,7 | 75,2 |
| Vent (m/s) | 2,3 | 2,2 | 1,8 | 1,5 | 2,1 | 2,4 | 1,8 | 2,6 | 3,1 | 3,5 | 3,9 | 1,6 |

Les années 2014 et 2015 sont caractérisées par des précipitations irrégulières, et marquée par deux saisons bien distinctes : une saison des pluies courte (janvier-mars) et une longue saison sèche (avril-décembre) (Kherief Nacereddine et *al.*, 2018).

3.3. L'échantillonnage

3.3.1. L'échantillonnage de l'eau

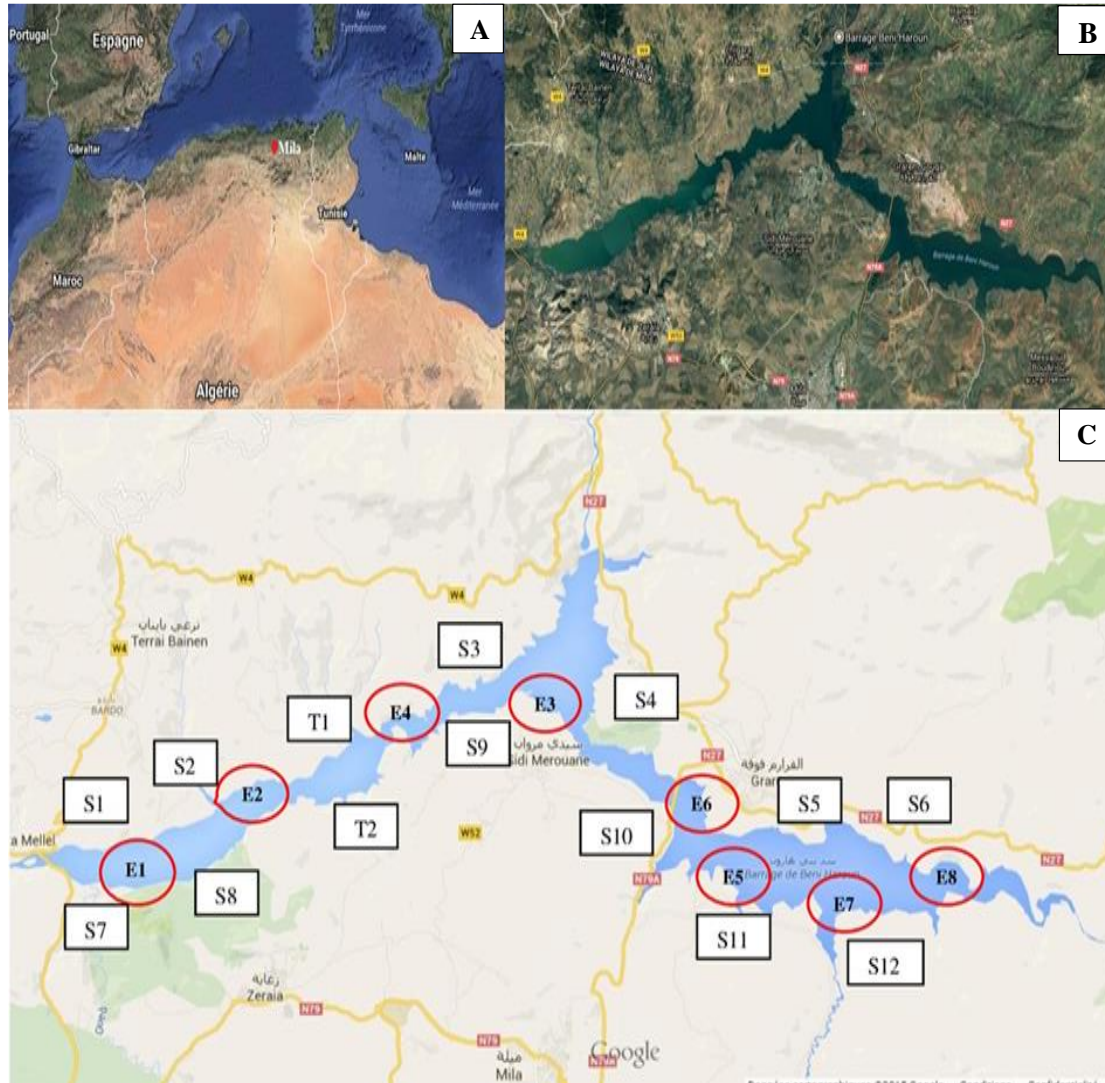


Figure 1 : Zone d'étude (fig. A= la situation de la province de Mila en Algérie ; fig. B = photo satellite du Barrage de Béni Haroun ; fig. C = stations de prélèvements de l'eau et du sol du Barrage de Béni Haroun, Mila, Algérie (E= Stations de prélèvements d'eau, S= station de prélèvements du sol et des plantes, T= témoin).

Pour évaluer la qualité des eaux du barrage, huit (08) stations de prélèvements sont échantillonnées mensuellement durant la période d'étude allant de mai 2014 jusqu'à avril 2015 :

- **E1** (36°29'26.12"N, 6° 7'32.79"E) situé à Kribssa au Sud-Ouest du barrage de Béni Haroun et considéré comme un aval d'Oued Endja.
- **E2** (36°30'4.67"N, 6° 8'4.06"E) situé à Armassen au Sud-Ouest du barrage en face à la station1.
- **E3** (36°31'48.13"N, 6°15'39.11"E) localisée à Sidi Mérouane en face de la digue du barrage près de la station d'épuration des eaux usée.
- **E4** (36°32'39.88"N, 6°15'14.74"E) situé à Chigara au Nord proche de la digue.
- **E5** (36°29'3.33"N, 6°19'42.75"E) localisé au voisinage de la station de pompage d'eau destiné à la potabilité au Sud Est du barrage.
- **E6** (36°30'19.21"N, 6°19'42.80"E) localisé à Grarem Gouga au Sud-Est du barrage de Béni Haroun.
- **E7** (36°29'6.42"N, 6°21'26.86"E) situé à Kikaya au Sud-Est du barrage après la station de pompage en aval d'Oued a Rhumel.
- **E8** (36°29'44.35"N, 6°23'27.14"E) situé entre Grarem et Constantine près de la route nationale numéro 27 qui relie Grarem et Constantine (Figure 01).

A chaque site, les échantillons d'eau sont prélevés dans des flacons en polyéthylène, préalablement désinfectés avec l'acide nitrique et rincés avec de l'eau distillée. L'eau est prise à une profondeur de 15 à 30 cm de la surface de l'eau, en évitant la pénétration de l'air. Le port des flacons au laboratoire est effectué dans une glacière sous 4°C de température (Rodier *et al.*, 1996).

Les prélèvements d'eau destiné à quantifier le taux des ETM sont échantillonné saisonnièrement 4 fois durant l'année 2015 pendant les mois suivants (avril, juin, septembre, décembre).

3.3.2. L'échantillonnage du sol

Les prélèvements de sol sont effectués pendant trois (03) mois juin, juillet et août 2015 dans douze (12) stations irriguées et deux (02) stations non irriguées prises comme témoin (Figure 1). Ce type consiste en un échantillonnage systématique à la tarière par tranche de 0,10,20 et 30 cm de profondeur.

Les différents prélèvements sont réunis, la quantité de terre obtenue est étalée pour écarter les éléments grossiers (cailloux, feuilles, racines, coquilles d'escargots, etc.). La notion de sol sec est basée sur la référence d'un séchage effectué à l'air, en couche mince, à une température ambiante et à l'abri de la lumière, tout en remuant journallement la terre. Et pour éliminer toute l'eau, il sera nécessaire de procéder par un séchage à l'étuve à 105 °C durant 24 h (Lozet et Mathieu, 2002).

On mist à part la partie des échantillons destinés aux analyses de granulométries qui est un mélange des quatre niveaux de profondeur pour chaque station de prélèvements.

Ensuite les sols sont broyés dans un mortier en porcelaine ou en Agate, puis tamisés selon leur destination :

- Les échantillons destinés aux analyses physico-chimiques (pH, CE, Calcaire total, MO, Na⁺ ; Ca⁺² ; Mg⁺² ; K⁺, CEC), où les sols sont tamisés à 2 mm.
- Les échantillons destinés au dosage des métaux lourds sont tamisés à 63 µm.

3.3. L'échantillonnage des plantes

Les prélèvements des plantes sont effectués durant le mois d'août 2015 dans douze (12) stations (trois plantes pour chaque station) irriguées aux bordures du Barrage de Béni Haroun dans les mêmes stations où sont récoltés les échantillons du sol (figure 1). Les légumes testés sont la Tomate *Solanum lycopersicum* ; le Melon *cucumis melo* et la Laitue *Lactuca sativa*.

3.4. Protocoles d'analyses

3.4.1. Protocoles des analyses d'eau

Pour chaque prélèvement, le pH et la conductivité électrique et les TDS sont mesurés sur le site utilisant un pH-mètre (Hanna instrument hi 8314) et un conductimètre (Wtw d812 weilheim).

Le dosage des bicarbonates est réalisé par titrimétrie (Rodier et *al.*, 1996), les chlorures par la méthode volumétrique de MOHR (Rodier et *al.*, 1996), les sulfates et nitrates par spectrophotomètre (Jenway 6305) (Rodier et *al.*, 1996).

Les dosages des cations : Na⁺, K⁺, Ca⁺², Mg⁺², sont déterminés directement par spectrophotométrie à flamme (Jenway PFP7).

La demande chimique en oxygène (DCO), la Demande Biochimique en Oxygène

pendant 5 jours (DBO₅) et les phosphates ont été mesurés selon les protocoles (NF T 90-018, NF T 90-103, NF EN 1189) (AFNOR, 1997).

Les ETM (Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, Fe) ont été déterminés, au laboratoire de pollution et de traitement de l'eau, université Constantine 1, à l'aide d'un spectrophotomètre d'absorption atomique de type Shimadzu AA-7000.

3.4.2. Méthodologie

3.4.2.1. L'évaluation de la qualité de l'eau d'irrigation

La méthodologie qu'on a suivie est basée sur la comparaison de nos résultats avec une série de directives ou valeurs « guides » (tableau 5) FAO (1976) qui a pour objectif de prévenir et de résoudre au niveau du champ du cultivateur les problèmes d'ordre général rencontrés en irrigation en matière de salinité, de perméabilité et de toxicité spécifique par certains ions.

Les directives devraient aider à situer les effets de la qualité de l'eau dans la perspective des autres facteurs influant sur la production agricole et permettre à l'homme de terrain de juger si l'eau utilisée convient ou non à l'irrigation (FAO, 2003).

3.4.2.2. Indices de la qualité de l'eau

Plusieurs méthodes sont disponibles pour garantir la qualité de l'eau utilisée pour l'irrigation dont les indices de qualité de l'eau comme :

- **Salinité Hazard** : des concentrations excessives de CE mS/cm dans l'eau d'irrigation vont entraîner un risque salinité. Si la CE de l'eau d'irrigation est élevée (> 0,7 mS/cm), elle affectera la zone racinaire et l'écoulement de l'eau. Une directive a été établie par le laboratoire de salinité de l'USDA dans Freeze and Cherry (1979) pour déterminer la pertinence de l'eau pour l'irrigation en fonction de la CE.

- **le pourcentage du sodium (Na%)** : la concentration élevée de sodium a un effet profond sur la croissance des plantes.

Il est calculé à partir de la formule (1) comme indiqué ci-dessous (Brindha et Elango, 2014):

$$\text{Na\%} = (\text{Na}^+ + \text{K}^+) \times 100 / (\text{Na}^+ + \text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2} + \text{K}^+) \quad (1)$$

- **Sodium adsorption ratio (SAR)** il est calculé à partir de la formule (2) ci-dessous :

$$\text{SAR} = \text{Na}^+ / ((\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) / 2)^{0.5} \quad (2)$$

Où les concentrations ioniques sont exprimées en milliéquivalents par litre (méq/L) (Zhang et al., 2012a).

- **Magnésium hazard (MH)** : Si le MH est supérieur à 50 méq/L, l'eau n'est pas recommandée pour l'irrigation (Szabolcs et Darab, 1964). MH est calculé par la formule (3) :

$$\text{MH} = [\text{Mg}^{+2} / (\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2})] \times 100 \quad (3)$$

- **Carbonate résiduel de sodium (RSC)** : est fréquemment utilisé pour déterminer la qualité de l'eau d'irrigation (Eaton, 1950), calculée à partir de la formule (4) suivante où tous ses composants sont en meq/L.

$$\text{RSC} = (\text{CO}_3^{-2} + \text{HCO}_3^-) - (\text{Ca}^{+2} + \text{Mg}^{+2}) \quad (4)$$

Si la concentration de carbonate et de bicarbonate est supérieure à la concentration de calcium et de magnésium, cela affectera la fertilité du sol et la croissance des plantes (Brindha et al., 2014).

- **Indice de perméabilité (PI)** : si les carbonates et les bicarbonates sont en forte concentration, ils forment des précipités avec le calcium et le magnésium réduisant la perméabilité. Par conséquent, les ions calcium, magnésium, sodium et bicarbonate sont utilisés pour calculer le PI (Raju et Janardhana, 2007).

Le PI (Doneen, 1964) est calculé par la formule (5) suivante :

$$\text{PI} [\%] = \frac{(\text{Na}^+ + \sqrt{\text{HCO}_3^-})}{\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+} \times 100 \quad (5)$$

Toutes les concentrations sont en (méq/L). Si PI est inférieur à 75 % (classe I), l'eau est appropriée pour l'irrigation ; alors que si elle est supérieure à 75 %, elle ne convient pas à l'irrigation (Bouderbala, 2015).

- **Ratio de Kelly (KR)** : il est également un paramètre important pour l'étude de la qualité de l'eau d'irrigation, il est mesuré à la lumière de la concentration en ions sodium et magnésium (Raju et Janardhana, 2007). KR de plus de 1 indique un excès de Na dans l'eau. L'eau avec $\text{KR} < 1$ est considérée comme acceptable pour l'irrigation, tandis que ceux dont le rapport est supérieur à 1 sont inappropriés pour l'irrigation (Kelly, 1963). KR est calculé en utilisant l'équation (6) suivante :

$$\text{KR} = \text{Na}^+ / (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}) \quad (6)$$

Toutes les concentrations sont en (méq/L).

3.4.2.3. Les diagrammes

Les composantes hydrochimiques globales de l'eau d'irrigation sont expliquées avec les diagrammes graphiques le report des différents paramètres et indices sur les diagrammes permet une interprétation qui conduira à localiser le type d'eau. Le logiciel (hydrochimiques, Rockwork version 16 et Aquachem 2014.2) était utilisé pour tracer ces diagrammes.

3.4.2.3.1. Diagramme de Piper

Le diagramme de Piper (Figure 2) est le plus utilisé pour évaluer l'évolution hydrochimiques de l'eau (Bouderbala, 2015), dans ce diagramme les concentrations des anions principaux (Cl^- , SO_4^{2-} , et HCO_3^-) et cations (Ca^{2+} , Na^+ K^+ , et Mg^{2+}) sont tracés en deux triangles, qui étaient alors prévu plus loin dans un champ diamanté et l'inférence est tirée pour la composition chimique de l'eau (Piper, 1944) .

Le diagramme triangulaire de Piper permet d'estimer les pourcentages des éléments chimiques et leur classification (El Hammoumi et al, 2012),

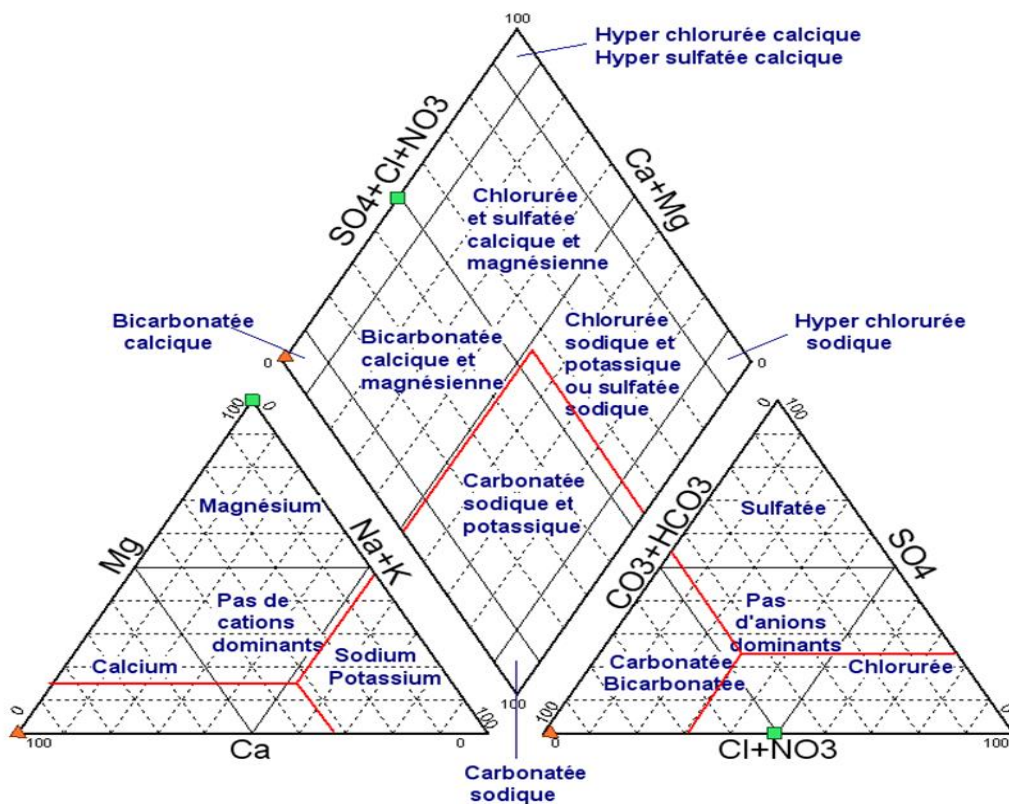


Figure 2 : Diagramme de Piper

3.4.2.3.2. Diagramme de Richards Riverside

Dans cette classification de Richards Riverside (Figure 3), deux facteurs sont pris en compte : la CE $\mu\text{S/cm}$ et le pourcentage du sodium (SAR) qui sont convertis en quatre sections (tableau 9) que le résultat global est l'émergence des 16 groupes (tableau 10).

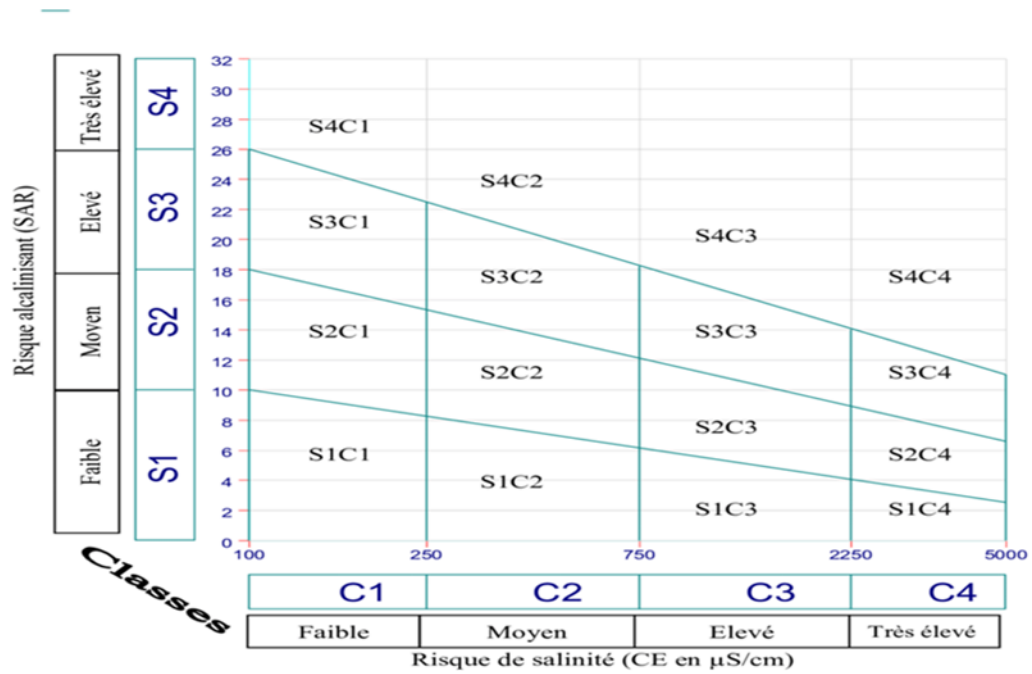


Figure 3 : Diagramme de Richards Riverside

Tableau 9 : Critères de classification de l'eau de culture selon la classification de Wilcox Eau (Salarian et al., 2015)

| Qualité de l'eau | CE | Classes | SAR | Catégorie |
|------------------|----------|---------|-------|-----------|
| Excellente | <250 | C1 | <10 | S1 |
| Bonne | 250-750 | C2 | 10-18 | S2 |
| Moyenne | 750-2250 | C3 | 18-26 | S3 |
| Inappropriée | <2250 | C4 | >26 | S4 |

Tableau 10 : Différentes classifications et différents types de qualité de l'eau selon la classification de Wilcox (Salarian et al., 2015)

| Catégorie d'eau | Qualité de l'eau | Irrigation |
|-------------------------------------------|------------------|-------------------------------------|
| C1S1. | Eau douce | Complètement inoffensif |
| C1S2, C2S2, C2S1. | Peu salé | Presque approprié |
| C1S3, C2S3, C3S1, C3S2, C3S3. | Salé | Application des mesures nécessaires |
| C1S4, C2S4, C3S4, C4S4, C4S3, C4S2, C4S1. | Très salé | Domageable pour l'agriculture |

3.4.2.3.3. Diagramme de Wilcox

Dans le diagramme de Wilcox (Figure 4) les valeurs du Na% sont reportées par rapport à CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$) du diagramme de salinité (Vyas et Jethoo, 2015).

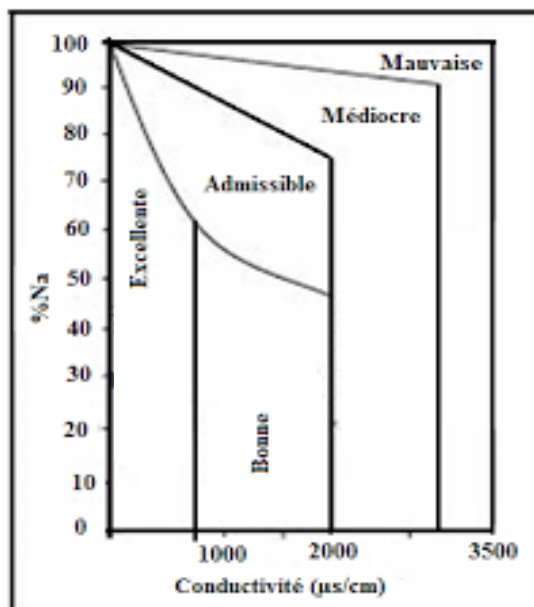


Figure 4 : Diagramme de Wilcox

3.4.3. Protocoles des analyses du sol

Les protocoles des analyses des sols sont représentés dans le tableau (11)

Tableau 11 : méthodes d'analyses des paramètres physicochimiques du sol

| Paramètre | Méthode d'analyse |
|------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Granulométrie | La granulométrie est déterminée d'après la norme NF X 31-107 (AFNOR 1996 dans Martinez Chois, 2012). |
| pH | Il est mesuré par pH mètre selon les protocoles NF X 31-117(AFNOR 1996). |
| CE | Elle est mesurée par conductimètre selon le protocole NF ISO11256 (AFNOR 1996). |
| CT (Calcaire total) | Le dosage des carbonates est effectué par le calcimètre de Bernard (AFNOR 1996). |
| MO (Matière organique) | Elle est dosée par la méthode de Walkly et Black modifiée (1965). |
| Na ⁺ , Ca ⁺² , Mg ⁺² , K ⁺ | Dosage à l'aide du spectrophotomètre d'absorption atomique (NF X 31-130 et NF X 31-108) (AFNOR 1996). |
| CEC (capacité d'échange cationique) | Dosage selon (NF X 31-130) (AFNOR 1996). |
| Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, Fe | Les ETM échangeables sont mesuré par un spectrophotomètre a Absorption atomique à flamme (Rodier, 2005). |

Et l'ESP (Pourcentage de sodium échangeable) est calculé suivant la formule (7) selon

Tarchouna et *al.* (2010) :
$$ESP = 100x (Na/ CEC) \quad (7)$$

3.4.4. Protocoles des analyses des plantes

Lavage : cette étape est délicate, car elle doit éliminer les dépôts en surface sans altérer le contenu du végétal. On utilisera un système de trempage rapide dans l'eau pure.

Stabilisation de l'échantillon : la méthode habituelle est le séchage en étuve. Le séchage ne devra pas dépasser 50 °C pour éviter les pertes.

Broyage : le broyeur utilisé dans ce cas du type moulin à café qui permet d'incorporer la bourre à la poudre végétale.

Minéralisation, mise en solution : c'est l'opération par laquelle la matière organique est détruite libérant ainsi les matières minérales que l'on peut alors mettre en solution. La procédure qu'on a suivie est : la minéralisation par attaque acide oxydante.

Minéralisation par attaque acide oxydant : l'échantillon est placé dans une solution acide et oxydante puis chauffé jusqu'à destruction de la matière organique. La mise en solution est concomitante de la minéralisation. Cette méthode est utilisable pour les éléments volatils moyennant certaines précautions : attaque en milieu fermé (bombes utilisées notamment par chauffage par microondes) ou semi fermé (ballons munis de réfrigérants). Cette méthode permet le dosage de l'ensemble des éléments en traces minéraux.

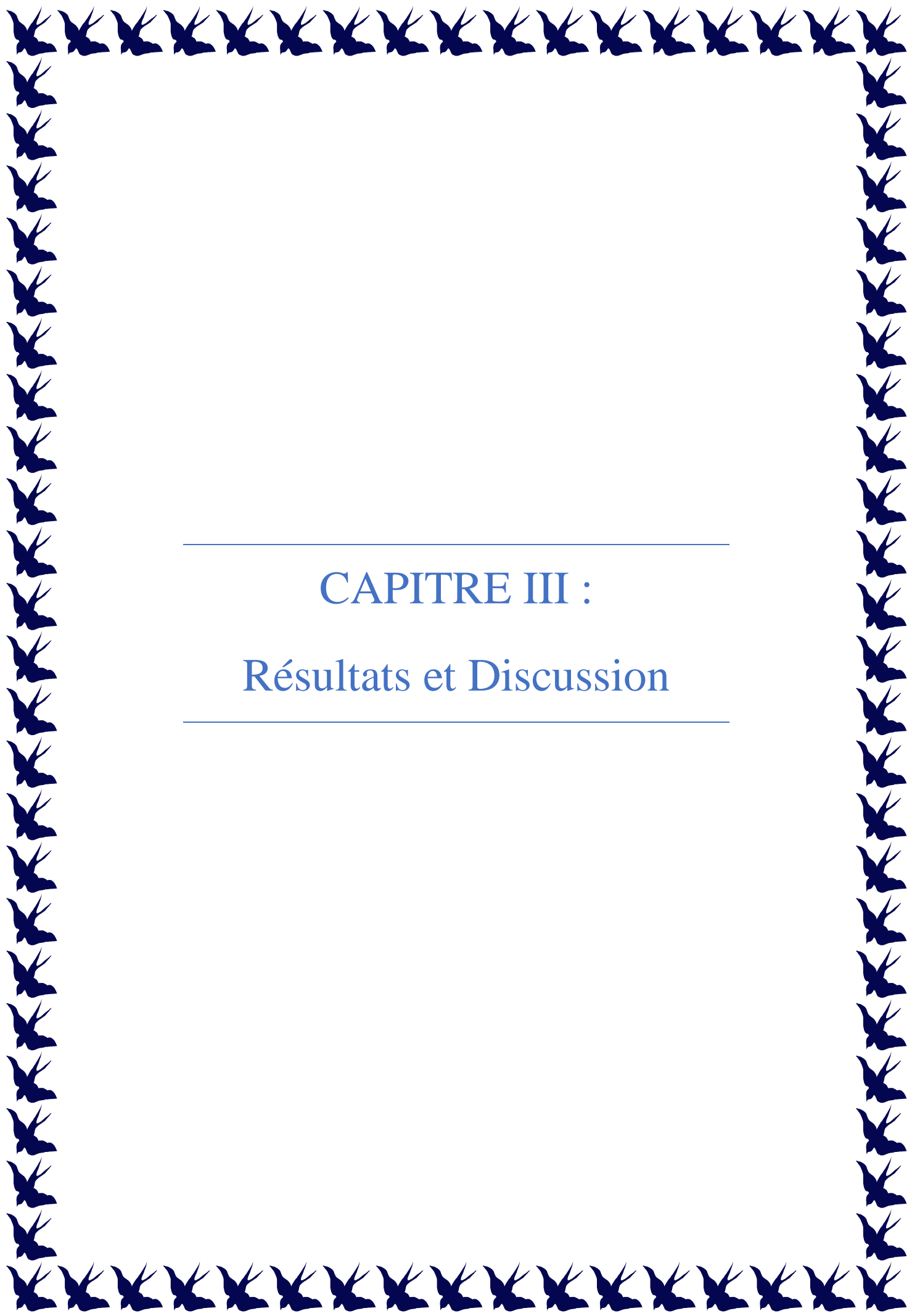
Mode opératoire : les métaux lourds : (Pb, Cd, Cr, Cu, Fe et Zn) sont extraits avec l'eau régale (solution sulfonitrique-eau oxygénée). Pour cela 1 ml d'acide sulfurique, 3 ml d'acide nitrique, 3 ml d'eau oxygénée, sont ajoutés à 1 g de l'échantillon des plantes séchées et broyées en fines particules.

Dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, fixé à un réfrigérant, l'ensemble est chauffé à 75 °C, jusqu'à l'ébullition pendant 15 minutes, après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques millilitres d'eau déminéralisée, le contenu est filtré sur papier filtre Wattman n°42 (diamètre 42.5 mm) à vitesse moyenne de filtration dans une fiole de 50 ml à 100 ml selon les besoins.

Dosage : les échantillons ainsi mis en solution ont été dosés par spectrophotomètre atomique à flamme (Allen, 1986).

3.5. Analyses statistiques

Nos paramètres étudiés sont soumis à un test statistique effectuée par l'analyse de la variance. Ceci est suivi du test de Bonferroni avec un seuil de confiance de 95 % et une Analyse multi variée en composantes principales (ACP) à l'aide du logiciel Excel Stat version 2014.



CAPITRE III :

Résultats et Discussion

4. Résultats et discussions

4.1. Eaux d'irrigation

4.1.1. Variation spatiotemporelle des paramètres physicochimique des eaux d'irrigation du Barrage de Béni Haroun

Les résultats des analyses physicochimiques des eaux du barrage Beni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie (Moyennes (Moy) \pm écarts types (Et), Minimum (min), Maximum (max), coefficient de variation (C.V%), n=3, sont représentés dans le tableau 12.

Tableau 12 : Variations spatiales des Paramètres physicochimiques des eaux d'irrigation du barrage de Beni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie (Moy \pm Et, Min, Max, C.V%, n=3).

| Stations | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E7 | E8 |
|--------------------------------------|---------------------------------------------------|------------------------------------------------------|-------------------------------------------------|------------------------------------------------------|------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------|------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------|
| Paramètres | Moy \pm Et [Min-Max] C.V | Moy \pm Et [Min-Max] C.V | Moy \pm Et [Min-Max] C.V | Moy \pm Et [Min-Max] C.V | Moy \pm Et [Min-Max] C.V | Moy \pm Et [Min-Max] C.V | Moy \pm Et [Min-Max] C.V | Moy \pm Et [Min-Max] C.V |
| pH | 7,82 \pm 0,56 [6,96–8,7] C.V=7,16 | 7,69 \pm 0,54 [6,96 – 8,4] C.V=7,02 | 7,57 \pm 0,43 [6,98–8,17] C.V=5,68 | 7,52 \pm 0,48 [6,9–8,37] C.V=6,38 | 7,54 \pm 0,45 [6,81-8,09] C.V=5,96 | 7,52 \pm 0,33 [7,03–7,97] C.V=4,38 | 7,8 \pm 0,42 [6,98– 8,3] C.V=5,38 | 7,74 \pm 0,44 [6,89–8,23] C.V=5,68 |
| CE (mS/cm) | 3,2 \pm 2,84 [1,45 –11,49] C.V=88,75 | 3,63 \pm 3,39 [1,42– 11,64] C.V=93,38 | 1,68 \pm 0,88 [1,02–3,07] C.V=52,38 | 1,7 \pm 0,9 [1,03–3,06] C.V=52,94 | 1,74 \pm 0,87 [1,06–3,08] C.V=50 | 1,7 \pm 0,85 [1,05– 3,06] C.V=50 | 2,03 \pm 0,82 [1,17–3,08] C.V=40,39 | 2,04 \pm 0,84 [1,16–3,15] C.V=41,17 |
| TDS (g/l) | 1,52 \pm 0,69 [0,79– 2,58] C.V=45,39 | 1,44 \pm 0,67 [0,88– 2,61] C.V=46,52 | 0,98 \pm 0,16 [0,75– 1,25] C.V=16,32 | 0,96 \pm 0,16 [0,75 – 1,2] C.V=16,66 | 1, 02 \pm 0 ,27 [0,78 – 1,49] C.V=26,47 | 1,05 \pm 0,21 [0,85– 1,43] C.V=20 | 1,06 \pm 0,28 [0,76– 1,77] C.V=26,41 | 1,03 \pm 0,26 [0,78–1,66] C.V=25,24 |
| Cl ⁻ (mg/l) | 474,23 \pm 350,05 [159,75–1102] C.V=73,81 | 453,4 \pm 353,36 [167,1–1203] C.V=77,93 | 193,83 \pm 64,93 [120–337,2] C.V=33,49 | 197,82 \pm 58,68 [127,2– 307,4] C.V=29,66 | 188,08 \pm 79,74 [100–402,7] C.V=42,39 | 187,03 \pm 78,6 [109,2– 410,7] C.V=42,02 | 202,42 \pm 98,72 [98,72– 134,9] C.V=48,76 | 201,54 \pm 90,51 [131,35– 441] C.V=44,90 |
| HCO ₃ ⁻ (mg/l) | 187,78 \pm 72,89 [118,34–396,5] C.V=38,81 | 193,32 \pm 73,98 [142,5– 406,3] C.V=38,26 | 144,88 \pm 22,6 [113,7–177,2] C.V=15,59 | 137,68 \pm 18,72 [110,3– 167,2] C.V=13,59 | 157,79 \pm 32,39 [112,4– 219,6] C.V=20,52 | 161,77 \pm 32,72 [110,12– 225,3] C.V=20,22 | 156,89 \pm 20,1 [123,22– 195,2] C.V=12,81 | 162,02 \pm 24,66 [118,34– 200,08] C.V=15,22 |

| Suite de tableau | | | | | | | | |
|-----------------------------------------------------|----------------------------------------------|-----------------------------------------------|---------------------------------------------|------------------------------------------------|------------------------------------------------|------------------------------------------------|-------------------------------------------|--------------------------------------------|
| Stations | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E7 | E8 |
| Paramètres | Moy±Ecart type [Min-Max] C.V | Moy±Ecart type [Min-Max] C.V | Moy±Ecart type [Min-Max] C.V | Moy±Ecart type [Min-Max] C.V | Moy±Ecart type [Min-Max] C.V | Moy±Ecart type [Min-Max] C.V | Moy±Ecart type [Min-Max] C.V | Moy±Ecart type [Min-Max] C.V |
| NO₃ (mg/l) | 1,9±1,65 [0,5–6,08] C.V=86,84 | 1,67± 1,56 [0,4– 6,05] C.V=93,41 | 1,41 ±0,58 [0,66– 2,3] C.V=41,13 | 1,45±0,55 [0,74– 2,3] C.V=37,93 | 2,21 ±1,71 [0,65–6] C.V=77,37 | 2,43± 1,72 [0,51–6,3] C.V=70,78 | 2,07±1,67 [0,35–6] C.V=80,67 | 2,07±1,64 [0,3–5,7] C.V=79,22 |
| SO₄²⁻ (mg/l) | 232,98±71 [148– 343] C.V=30,47 | 226,73±88,99 [69– 352] C.V=39,24 | 164,37±34,23 [106– 217,3] C.V=20,82 | 164,76±31,2 [120,8–214,9] C.V=18,98 | 262,6±182,9 [64– 627] C.V=69,64 | 295,62±162,6 [111– 635] C.V=54,99 | 234,95±147,8 [107– 641] C.V=62,9 | 238,36±95,14 [169–499] C.V=39,91 |
| PO₄³⁻ (mg/l) | 1,11 ± 0,67 [0,05 –2,4] C.V=60,36 | 1,58 ± 0,57 [0,3 –2,2] C.V=36,07 | 1,45 ± 1,13 [0,7 –4,8] C.V=77,93 | 1,72 ± 1,23 [0,4 –4,8] C.V=71,51 | 0,22 ± 0,15 [0 –0,5] C.V=68,18 | 0,72±0,34 [0,13– 1,3] C.V=47,22 | 2, 2±1,11 [0,62– 4,51] C.V=50,45 | 1,95±1,07 [1 – 3,54] C.V=54,87 |
| Na⁺ (mg/l) | 265,86±179,6 [132 –578] C.V=67,53 | 260,3 ±172,4 [141 – 552] C.V=66,23 | 108,02± 7,6 [92,7 –121,2] C.V=7,03 | 106,23± 7,71 [90,3 –118,2] C.V=7,25 | 110,53 ± 12,3 [86 –122] C.V=11,12 | 112,98± 12,79 [89 – 135] C.V=11,32 | 108,81±13,45 [79,3–132] C.V=12,36 | 107,23±12,5 [78,4–130] C.V=11,265 |
| K⁺ (mg/l) | 6,11±1,65 [3,1– 8,5] C.V=27 | 6,18±1,43 [4– 8,3] C.V=23,13 | 5,36±0,43 [4,7– 6,1] C.V=8,02 | 5,21±0,44 [4,5–6] C.V=8,44 | 5,75±0,49 [5–6,4] C.V=8,52 | 5,67±0,55 [4,9–6,8] C.V=9,7 | 5,48±0,64 [4,5–6,7] C.V=11,67 | 5,27±0,64 [4,3–6,5] C.V=12,14 |
| Ca⁺² (mg/l) | 244,76±126,63 [102,5– 407,3] C.V=51,73 | 217,93±84,3 [110,3– 373,1] C.V=38,68 | 256,87±100,66 [112,3–406,4] C.V=39,18 | 248,33±92,75 [117,2– 402,2] C.V=37,34 | 203,11±120,9 [90,7– 444,48] C.V=59,52 | 204,57±112,6 [91,3– 416,43] C.V=55,03 | 232,52±120,4 [91,4–401,2] C.V=51,8 | 224,18±127,2 [87,4–441,28] C.V=56,74 |
| Mg⁺² (mg/l) | 103,17±56,5 [37,8– 164,32] C.V=54,76 | 84,64±45,37 [36,8–187,4] C.V=53,6 | 103,39± 45 [32–189,5] C.V=43,52 | 100,01±39,82 [33,5–160,6] C.V=39,81 | 94,58±52,67 [33,2– 168,6] C.V=55,68 | 83,83±36,56 [40,7–150,8] C.V=43,61 | 116,36±70,16 [37,1–237,9] C.V=60,29 | 94,26±60,28 [34–227,6] C.V=63,95 |
| SAR (meq/l) | 3,55±1,66 [1,51-6,08] C.V=46,76 | 3,62±1,75 [2–6,9] C.V=48,34 | 1,53±0,4 [1–2,57] C.V=26,14 | 1,52±0,4 [1–2,45] C.V=26,31 | 1,76±0,5 [1,2–2,75] C.V=28,4 | 1,81±0,5 [1,2–2,92] C.V=27,62 | 1,65±0,6 [1–2,91] C.V=36,36 | 1,71±0,6 [1–2,9] C.V=35,08 |
| DBO₅ (mg O₂/L) | 31,83±7,06 [21– 45] C.V=22,18 | 40 ± 5,8 [30 –49] C.V=14,5 | 18,23 ± 8,03 [6–28,7] C.V=45,52 | 14,33 ± 4,54 [7–20] C.V=31,68 | 33,08 ± 5,85 [23 –41] C.V=17,68 | 28,79±8,39 [16– 40] C.V=29,14 | 48,33±16,4 4 [32– 80] C.V=34,01 | 37,33±8,94 [24– 52] C.V=23,94 |
| DCO (mg O₂/L) | 118,1 ± 2,38 [38– 195] C.V=0,02 | 91,17±37,9 [23– 165] C.V=41,65 | 71,25± 13,4 [51– 93] C.V=18,8 | 70,8 ± 13,4 [50– 95] C.V=18,93 | 41,5± 7,37 [30–52] C.V=17,75 | 74,08±18,2 [40– 100] C.V=24,56 | 120,8±37,2 [69– 200] C.V=30,83 | 106,7±17,2 [80– 137,5] C.V=16,11 |

4.1.1.1. pH

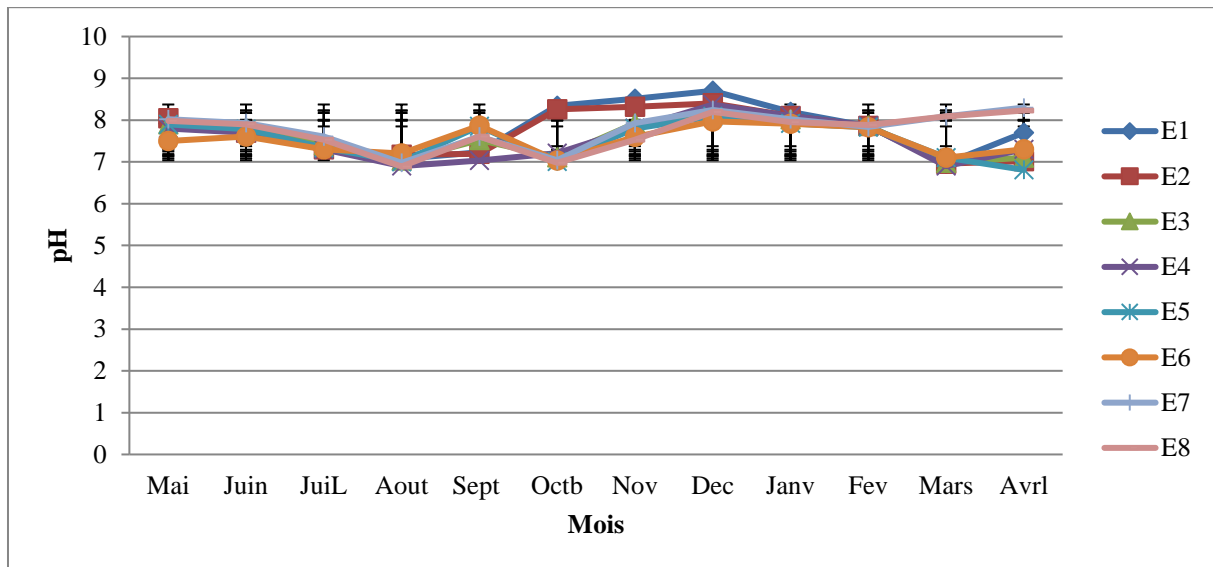


Figure 5 : Variations spatio-temporelle des teneurs en pH de l’eau du barrage de Beni Haroun.

Les valeurs du pH des eaux d’irrigation du Barrage de Béni Haroun (BBH) montrent une variation de ces teneurs qui oscillent entre 6,81 et 8,7 enregistrées au niveau de E5 et E1 respectivement indiquant une légère alcalinité du milieu.

La station E1 a la plus grande moyenne de pH (7,82) ou il n’y a pas un déversement des eaux usées et les impacts des activités anthropiques, alors que les stations E4 et E6 ont la plus faible valeur (7,52). La valeur moyenne maximale du pH (8,27) a été enregistrée durant la période de décembre 2014, Les valeurs les plus alcalines sont enregistrées en saisons froide.

Pour l’ensemble des prélèvements (97,9%) on se trouve dans la gamme normale d’irrigation sauf pour deux prélèvements de la station E1 (8,51 à novembre et 8,7 à décembre).

le pH est un facteur important pour définir le caractère agressif ou incrustant d’une eau, il influence la forme et la disponibilité des éléments nutritifs dans l’eau d’irrigation, il dépend de la diffusion du gaz carbonique à partir de l’atmosphère, du bilan des métabolismes respiratoires et photosynthétiques, ainsi que de l’origine des eaux, la nature géologique du milieu traversé, les rejets des eaux usées (Jeong et al., 2016) .

La FAO recommande que le pH des eaux d’irrigation soit entre 6,5 et 8,4 la solubilité de la plupart des microéléments soit optimal dans cet intervalle, un pH plus bas que dans la plage habituelle peut entraîner une corrosion accélérée du système d’irrigation (Roy et al., 2015).

Certaines eaux d’irrigation ayant un pH hors cette plage peuvent encore donner satisfaction, mais il faut s’attendre à d’autres problèmes de nutrition ou de toxicité (OMS, 2006 ; Tak et al.,

2012), donc l'eau doit être soigneusement évaluée pour d'autres constituants chimiques (Labaran *et al.*, 2018). Le pH diminue en présence des teneurs élevées en matière organique et augmente en période d'étiage, lorsque l'évaporation est importante (Haddad et Ghoualem, 2014).

Un pH élevé de l'eau d'irrigation est associé à des concentrations élevées de carbonate, bicarbonates et sodium qui peuvent modifier la croissance des plantes par micronutriments (Ashraf *et al.*, 2017). L'eau alcaline peut faire monter le pH du sol à des niveaux inacceptables provoquant un appauvrissement continu de fer. Ceci est aggravé par un mauvais drainage et l'accumulation de sel (Plauborg *et al.*, 2010).

Quand le pH de l'eau d'irrigation augmente au-dessus de (8,2), les problèmes de sodium augmentent aussi. Il peut affecter les performances et la persistance de certains herbicides, peut réduire l'efficacité de certains engrais d'azote, l'irrigation à long terme avec de l'eau à pH élevé peut augmenter le pH du sol (Hopkins *et al.*, 2007).

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du pH pour le facteur "stations" (F= 1,98 ; P≤0,06), alors qu'il y a une différence très hautement significative pour le facteur "temps" (F= 10,95 ; P≤ 0,0001).

Le test de Bonferroni (Tableau 13) révèle selon les mois la présence de 8 groupes différents ou le mois de décembre a le pH le plus alcalin.

Tableau 13 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en pH selon les mois

| Modalité Mois | Moy ± Et | Groupes |
|---------------|-----------|---------|
| Décembre | 8,27±0,21 | A |
| Janvier | 8,03±0,09 | |
| Novembre | 7,93±0,31 | B |
| Mai | 7,88±0,16 | C |
| Février | 7,85±0,02 | |
| Juin | 7,78±0,1 | D |
| Septembre | 7,49±0,29 | E |
| Avril | 7,47±0,52 | |
| Juillet | 7,40±0,11 | F |
| Octobre | 7,37±0,54 | |
| Mars | 7,27±0,48 | J |
| Aout | 7,03±0,11 | H |

Le pH est un facteur dépendant des conditions naturelle du milieu telle la nature des roches et du substrat pédologique, Il diminue en présence des teneurs élevées en matières organiques et augmente en période d'été, lorsque l'évaporation est assez importante (Reggam *et al.*, 2015) Le pH moyen des eaux d'irrigation du BBH est neutre à légèrement alcalin, ce qui reflète clairement l'influence de la nature géologique du bassin versant sur la composition chimique des eaux. En effet le bassin versant drainer est formé essentiellement par des roches sédimentaires et calcaires Ces résultats corroborent ceux rapportés dans l'étude de Djeddi *et al.* (2018) et Kherief Nacereddine *et al.* (2018) réalisé sur la même région du barrage de Béni Haroun ainsi que celle des : Rana *et al.* (2010) dans la ville de Rohtak, Haryana (Inde) ; Bassuony *et al.* (2014) dans la région du delta nord-est-Egypte ; l'étude de Shammi *et al.* (2016a) dans les eaux de surface du Bangladesh.

4.1.1.2. Conductivité électrique (CE) et Salinité (TDS Total des Sels Dissouts)

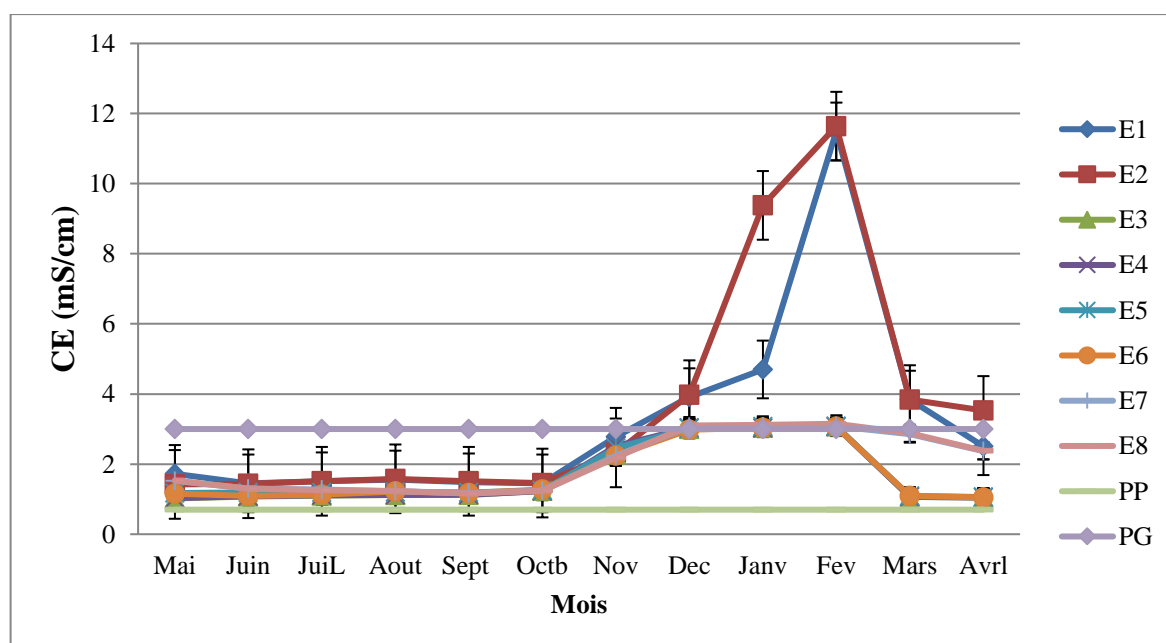


Figure 6 : Variations spatio-temporelle des teneurs en conductivité (CE mS/cm) de l'eau du barrage de Beni Haroun.

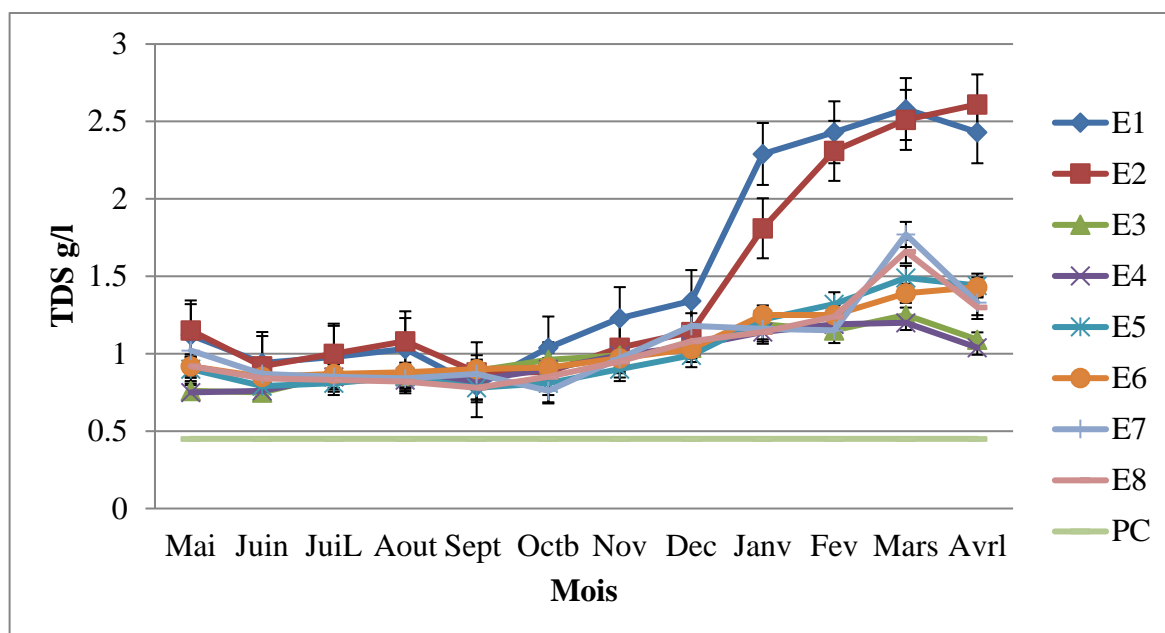


Figure 7 : Variations spatio-temporelle des teneurs en salinité (Total des Sels Dissout TDS g/l) de l'eau du barrage de Beni Haroun.

Les eaux d'irrigation du BBH sont fortement minéralisées, avec des valeurs toujours supérieures à 1 mS/cm (CE), et à 0,45 g/l (TDS) pour les 96 prélèvements, une conductivité élevée traduit le plus souvent une salinité élevée.

La courbe de CE (Figure 6) montrent une stabilité de la conductivités du mois de mai jusqu'à octobre avec des valeurs entre 1 et 2 mS/cm , puis une augmentation jusqu'au mois de décembre pour toutes les stations des valeurs au voisinage de 4 mS/cm pour les E1 et E2 , alors que pour les autres station la conductivité tourne autour 3 mS/cm, de décembre à février on note une stabilisation de la CE puis diminue a mars et avril pour les E3, E4, E5 et E6 (1 mS/cm), E7 et E8 diminue jusqu'à 2,38 mS/cm à avril ; alors que les E1 et E2 marque les plus grandes valeurs (11,49 mS/cm ; 11,64 mS/cm) à février , cette dernière reflète l'altération des eaux par les apports de la matière organique, provenant des différentes activités agricoles, d'élevage et des effluents domestiques rejetés directement dans le barrage, puis diminue jusqu'à mars au voisinage de 3,5 mS/cm à avril.

La courbe de TDS (Figure 7) montre une stabilité des teneurs en sel de mai jusqu'à décembre entre 0,5 et 1,5 g/l pour toutes les stations, à partir de janvier, on note une augmentation des sels arrivant à leurs maximums jusqu'à 2,61 g/l à E2 au mois d'avril et 2,58 g/l a E1 au mois de mars, alors que les sels dans les autres stations ne dépassent pas 2 g/l.

Dans les 8 stations, la teneur globale en sels tend à augmenter de la saison estivale vers la période hivernale, en tenant compte de la pluviométrie cumulée, enregistrée dans cette période et les faibles températures, on devrait s'attendre à une dilution des eaux du barrage de Béni Haroun. Mais c'est le contraire qui est observé : un enrichissement des eaux en électrolytes, principalement en ions calciques ceci laisse penser que cette minéralisation ne peut donc être due qu'à un apport extérieur provoqué par le charriage et le lessivage des terres agricoles. Avoisinantes, fortement calcaires, cette minéralisation vient de la dissolution et de la précipitation de la roche aquifère (El Hammoumi et *al.*, 2012).

L'évolution de la conductivité électrique CE de l'eau est proportionnelle à l'évolution du sodium ($r=0,76$), les TDS ($r=0,67$), chlorure ($r=0,58$), calcium ($r=0,53$), potassium ($r=0,51$) (Annexe 9). Cette salinité de l'eau est surtout contrôlée par les chlorures et le sodium (Djegbe et *al.*, 2018). Cette minéralisation proviendrait de la dissolution, précipitation de la roche aquifère, des évaporâtes et de l'échange de base (Bui, 2013).

La (CE) est proportionnel à la minéralisation de l'eau, ainsi plus l'eau est riche en sels minéraux ionisés, plus la conductivité est élevée (Derwich et *al.*, 2010). Elle est également fonction de la température de l'eau, elle est plus importante lorsque la température augmente (Rejsek, 2002).

Souvent, la CE est multipliée par un facteur pour obtenir des sels solubles totaux comme expression de la salinité, la CE quantifie la quantité de sels dissous (d'ions, de particules chargées) dans un échantillon d'eau. Cela comprend les ions chargés négativement (Cl^- , NO_3^-) et les ions chargés positivement (Ca^{+2} , Na^+) (Lee, 2012).

Les TDS corrélient avec le Chlorure ($r=0,91$), sodium ($r=0,82$), magnésium ($r=0,58$), potassium ($r=0,57$) et les bicarbonates ($r=0,63$) (Annexe 9).

Les TDS sont une mesure directe de toutes les particules dissoutes, organique et inorganique dans l'eau, Le TDS élevé influence les autres qualités de l'eau telles que le goût, la dureté, les propriétés de corrosion, influence l'osmorégulation de l'organisme d'eau douce, et ils ne sont généralement pas éliminés par la méthode conventionnelle et finalement réduire l'utilité de l'eau pour la consommation et l'irrigation (Seth et *al.* 2014). Les valeurs du TDS des eaux évoluent dans le même sens que la conductivité (Djegbe et *al.* 2018).

L'ANOVA révèle une différence significative du CE pour le facteur "stations" ($F=4,69$; $P \leq 0,0002$), alors qu'il y a une différence très hautement significative pour le facteur "temps" ($F=9,24$; $P \leq 0,0001$).

L'ANOVA révèle une différence très hautement significative des TDS pour le facteur "stations" ($F=9,92$; $P \leq 0,0001$) et le facteur "temps" ($F=15,03$; $P \leq 0,0001$).

À partir du test Bonferroni (Tableau 14), la comparaison des moyennes de la CE selon les stations fait sortir 2 groupes ou la station E2, E1 sont les plus salines ; alors que selon les mois, le test a révélé la présence de 5 groupes ou le mois de février est classé le premier.

Pour les TDS, le test de Bonferroni pour les stations (Tableau 15) révèle la présence de 2 groupes, alors que pour les mois, il révèle la présence de 6 groupes.

Tableau 14 : test de Bonferroni des teneurs moyennes en CE selon les mois et les stations.

| Modalité Station | Moy \pm Et | Groupes | Modalité Mois | Moy \pm Et | Groupes |
|---------------------|-----------------|-----------|------------------|-----------------|---------|
| E2 | 3,63 \pm 3,25 | A | Février | 5,20 \pm 0,02 | A |
| E1 | 3,20 \pm 2,73 | | Janvier | 4,06 \pm 2,08 | B |
| E8 | 2,05 \pm 0,81 | B | Décembre | 3,26 \pm 0,4 | C |
| E7 | 2,03 \pm 0,79 | | Novembre | 2,38 \pm 0,19 | D |
| E5 | 1,75 \pm 0,84 | | Mars | 2,21 \pm 1,19 | |
| E6 | 1,71 \pm 0,82 | | Avril | 1,87 \pm 0,89 | E |
| E4 | 1,71 \pm 0,87 | | Mai | 1,32 \pm 0,24 | |
| E3 | 1,68 \pm 0,85 | | Octobre | 1,29 \pm 0,09 | |
| | | | Aout | 1,28 \pm 0,17 | |
| | | | Juillet | 1,26 \pm 0,16 | |
| | | Septembre | 1,24 \pm 0,15 | | |
| | | Juin | 1,24 \pm 0,15 | | |

Tableau 15 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en TDS selon les mois et les stations.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes | Modalité | Moy ± Et | Groupes |
|------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------|
| E1 | 1,52±0,66 | A | Mois | | |
| E2 | 1,44±0,64 | | Mars | 1,73±0,5 | A |
| E7 | 1,06±0,27 | B | Avril | 1,58±0,56 | |
| E6 | 1,05±0,21 | | Février | 1,51±0,5 | B |
| E8 | 1,03±0,25 | | Janvier | 1,40±0,4 | C |
| E5 | 1,03±0,26 | | Décembre | 1,11±0,11 | D |
| E3 | 0,98±0,16 | | Novembre | 1,01±0,09 | E |
| E4 | 0,96±0,16 | | Mai | 0,94±0,14 | F |
| | | | Aout | 0,90±0,09 | |
| | | | Octobre | 0,89±0,08 | |
| | | Juillet | 0,88±0,07 | | |
| | | Juin | 0,84±0,07 | | |
| | | Septembre | 0,84±0,05 | | |

La comparaison des résultats de la conductivité avec les directives de la FAO (1976) montre que pour les prélèvements de la période de mai à novembre, la CE est comprise entre 0,7 et 3 mS/cm, où les eaux sont classées dans la catégorie PC et pour les prélèvements de novembre à avril en reste dans le même intervalle sauf pour les deux station E1 et E2 ou on a passé dans la catégorie PG (CE > 3 mS/cm). Pour les TDS, tous les prélèvements se trouve dans PC (0,45 g/l > TDS > 2 g/l), sauf la période de janvier à avril dans les deux stations E1 et E2 qui sont classé à PG (TDS > 2 g/l).

En plus du contexte géologique de la région, cette minéralisation qui dépasse 0,7 mS/cm est liée à la nature et à la concentration de substances dissoutes du milieu (Zinsou et al., 2016), elle a tendance à s'accroître suite aux rejets polluants d'origine domestique et agricole, généralement observés aux alentours des stations de prélèvements.

La mesure de la conductivité permet d'apprécier rapidement la minéralisation de l'eau et suit son évolution, c'est un facteur vital à suivre lorsqu'on est intéressé par une réutilisation des eaux usées en agriculture (Singh et al., 2018). L'aptitude de l'eau à l'irrigation peut être jugée non seulement à

partir de la concentration totale en sels, mais aussi par le type de sels et les ions qui la constituent (Rouabhia et Djabri, 2010).

Pour tous les échantillons utilisés pour l'irrigation ces résultats s'accordent avec l'étude menée par Etteieb et *al.* (2015) en Tunisie, l'irrigation continue avec ces eaux peut causer des problèmes de salinité du sol, la même chose est survenue à Oued Righ, en Algérie, en raison de l'irrigation avec de l'eau salée (Koull et *al.*, 2013).

Une salinité importante des eaux d'irrigation engendre des effets indésirables sur la croissance et les rendements des cultures, elle pourra augmenter la pression osmotique dans les sols et diminuer l'efficacité des racines à absorber l'eau et les éléments nutritifs (Lazarova et Bahri, 2005), qui causent la sécheresse osmotique (sécheresse physiologique) (Lee, 2012). Ce qui peut entraîner un flétrissement des plantes et possiblement des brûlures racinaires même si les plants sont cultivés dans des sols avec un taux d'humidité adéquat (Al-Shujairi, 2013).

Le phénomène de l'évaporation de l'eau peut entraîner la précipitation des sels dissous et permettre leur accumulation dans les sols, ce qui peut entraîner des baisses de rendement pour les plantes sensibles aux sels solubles (Moammed Saleh, 2016).

Naz et *al.* (2013) ont utilisé des eaux usées ayant une CE de 2,86 ds/m pour irriguer les plantes de tomates et ont constaté que les eaux usées sans stratégie de gestion adéquate non seulement diminuaient la croissance et le rendement des tomates, mais aussi augmentaient l'accumulation de sel dans le sol.

La salinité peut entraîner des effets nocifs conséquents en raison de la fixation du sodium des sels de chlorures de sodium par les colloïdes du sol, de par cette action, les sols deviennent compacts et asphyxiants pour les plantes (Paul et *al.*, 2016).

D'après la classification des eaux d'irrigation rapportée par Richards (1954), les eaux du BBH appartiennent aux classes C3 pour 59 prélèvements (61.45 %), C4 pour 34 prélèvements (35.41 %) et C5 pour 3 prélèvements (3.12 %). Cette classe (C5) se caractérise par une très forte salinité et un risque élevé, en cas d'exploitation en agriculture, l'exploitation reste toujours possible sous certaines conditions (Tamrabet et *al.*, 2009).

Le risque encouru par les cultures est fonction de la nature des sels minéraux contenus dans l'eau d'irrigation, leurs teneurs et la texture du sol (Bazza, 2002).

L'eau d'irrigation se situant dans la classe C3 ne devrait pas être utilisée dans les sols où le drainage est faible. De plus, ce type d'eau ne doit pas servir à irriguer les plantes sensibles aux

sels même sur les sols ayant un bon drainage. La classe C4 comprend les eaux qui ne sont pas propres à l'irrigation (Morin, 2009).

Les résultats de la conductivité électrique et de la salinité des eaux de la zone d'étude sont en accord avec ceux rapportés par Djeddi et *al* (2018) et Kherief Nacereddine et *al* (2018) mené sur le barrage de Béni Haroun.

4.1.1.3. Chlorures

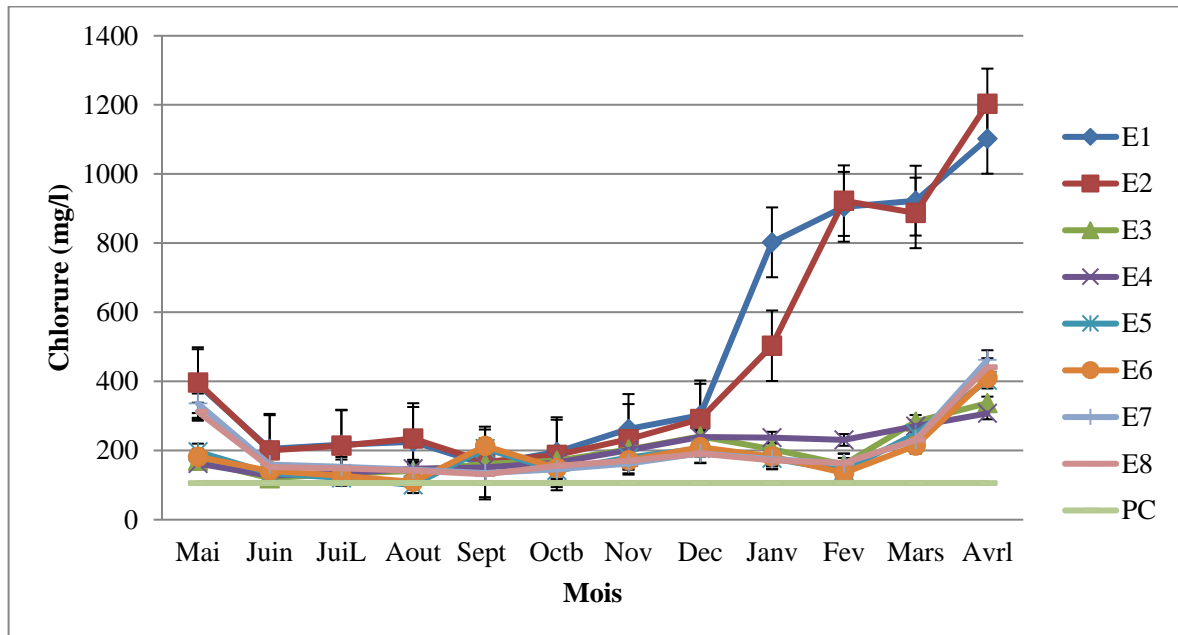


Figure 8 : Variations spatio-temporelle des teneurs en chlorures de l'eau du barrage de Beni Haroun.

L'analyse des résultats des chlorures (Figure 8) montre que les concentrations oscillent entre 100 mg/l en E5 au mois d'août et 1203 mg/l en E2 au mois d'avril. Les teneurs en chlore des eaux du BBH sont extrêmement variées et liées principalement à la nature des terrains traversés à la nature des activités humaines.

Le profil temporel des chlorures montre des teneurs stables pendant la période de juin jusqu'à décembre pour toutes les stations, alors que du mois de décembre jusqu'à avril on a une augmentation remarquable des teneurs on chlore surtout les deux station E1(1102 mg/l) et E2 (1203 mg/l), pour E5, E6, E7 et E8 a avril ils ont des teneurs entre 402,7 mg/l et 462 mg/l et les faibles teneurs sont marqué à E3 (337,2 mg/l) et E4 (307,4 mg/l), Ceci explique que les fluctuations significatives détectées au cours des différentes campagnes pourraient être attribuées à une pollution par des eaux usées véhiculé par Oued Endja qui reçoit des effluents urbains non épurés.

La variabilité des chlorures influence plusieurs paramètres comme les : TDS ($r = 0,91$), la CE ($r = 0,58$), sodium ($r = 0,85$), potassium ($r = 0,58$), les bicarbonates ($r = 0,56$) (Annexe 9).

La teneur en chlorure dans l'eau, est due à l'altération et à la dissolution des dépôts de sel, à l'infiltration d'eau de mer et au ruissellement d'irrigation. Une concentration excessive de chlorure donne un goût salé à l'eau (Mccarthy, 2004).

L'ANOVA révèle une différence très hautement significative du Cl pour les deux facteurs "stations" ($F=9$; $P \leq 0,0001$) et "temps" ($F=6,82$; $P \leq 0,0001$).

Selon le test de Bonferroni (Tableau 16), la comparaison des moyennes du Cl selon les stations fait sortir 2 groupes le premier contient les deux stations E1 et E2, alors que pour la comparaison selon les mois le test révéla la présence de 5 groupes, le premier occupé par le mois d'avril.

Tableau 16 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en Cl selon les mois et les stations.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes | Modalité | Moy ± Et | Groupes |
|------------------|---------------|---------|--------------|---------------|---------|
| E1 | 474,23±335,15 | A | Mois | | |
| E2 | 453,40±338,32 | | Avril | 583,25±333 | A |
| E7 | 205,08±93,73 | B | Mars | 411,19±286,16 | B |
| E8 | 200,96±86,44 | | Février | 353,01±325,1 | C |
| E4 | 197,85±56,17 | | Janvier | 306,71±214,28 | D |
| E3 | 193,83±62,17 | | Mai | 268,80±94,63 | |
| E5 | 188,08±76,34 | | Décembre | 233,91±40,27 | |
| E6 | 187,12±75,29 | | Novembre | 197,89±32,44 | E |
| | | | Septembre | 165,59±27,94 | |
| | | Octobre | 163,85±18,24 | | |
| | | Juillet | 155,94±35,85 | | |
| | | Aout | 155,59±46,01 | | |
| | | Juin | 155,09±29,95 | | |

Les chlorures existent dans toutes les eaux naturelles à des concentrations très variables. L'origine peut en être naturelle de la dissolution des roches salées ou autre telle que la percolation

à travers des terres salées (Gouaidia et *al.*, 2013), rejets humains (en particulier l'urine), industries extractives et dérivées (soudières, salines) (Bouzidi, 2013), ou par des rejets

domestiques surtout riches en détergents ou par l'utilisation des pesticides dans l'agriculture (Harrat et Achour, 2010).

Le taux moyen de chlorures dans les eaux du BBH est supérieur à 106,2 mg/l dans 98,95 % des prélèvements, dépassant le seuil tolérable pour le mode d'irrigation par aspersion donc on est dans la classe PC (Ayers et Westcot, 1994). Ceci suggère la possibilité d'apparition d'effets de toxicité sur les cultures très sensibles irriguées avec ces eaux (Singh et *al.*, 2018).

Selon Allalqua et *al.* (2017) les teneurs élevées en chlorures est dû à la géologie des terrains (lessivage du gypse et des argiles), la contamination agricole (pesticides) et les rejets domestiques.

En fait, l'accroissement des concentrations de chlorure est assez alarmant et peut être dû à une augmentation de la pollution de l'eau industrielle due probablement à des rejets d'eaux usées industrielles non supervisées.

Les chlorures peuvent causer des dommages lorsqu'ils sont en trop grande quantité dans l'eau d'irrigation, à plus forte raison lorsque c'est par aspersion (Couture, 2006).

Le Cl est généralement absorbé par les racines, mais peut également entrer directement dans la plante par les feuilles lorsqu'elles sont humidifiées pendant l'irrigation par aspersion. Surtout dans la période de température élevée et une faible humidité. Cela accélère le taux d'accumulation du chlore et peut être une source primaire de toxicité (Lazarova et Bahri, 2005; Lauzon et *al.*, 2008).

Son accumulation en excès provoque des brûlures des feuilles, la chlorose et le dépérissement des rameaux (Bouzidi, 2013), et parfois des baisses de rendement (Lee, 2012), chute des feuilles prématurée et une croissance réduite.

Les ions de chlorures en concentration élevée sont réputés dangereux pour les agrumes et d'autres plantes ligneuses et feuillues (Phocaidés, 2008), les sels de chlorure sont très solubles, de sorte qu'ils peuvent être lessivés des sols bien drainés avec un bon drainage souterrain. L'eau d'irrigation avec un contenu de chlorure supérieure à 355 mg/L est toxique lorsqu'il est absorbé par les racines, tandis que la teneur supérieure à 100 mg/L peut endommager les plantes ornementales sensibles si elle est appliquée sur le feuillage (Harivandi, 1999).

La concentration de chlorure élevée dans le BBH est conforme aux résultats présentés dans les

études de Etteieb et al.(2017), Alcón et al.(2012) et Roy et al.(2015). Supérieurs à celle de Harrat et Achour (2010) dans la région d’El-Tarf, Biskra, 42 (mg/l) de chlorure au barrage de Cheffia et 51 (mg/l) au Barrage de Mexa.

4.1.1.4. Bicarbonates

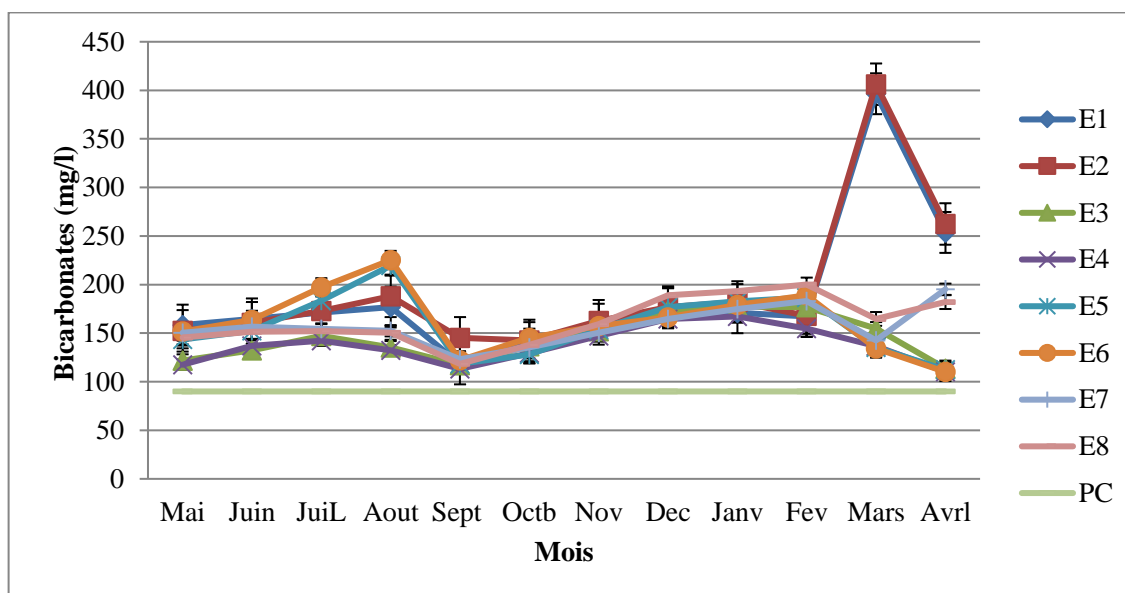


Figure 9 : Variations spatio-temporelle des teneurs en bicarbonates de l’eau du barrage de Beni Haroun.

Les teneurs en bicarbonates (Figure 9) déterminées sur l’ensemble des points d’eaux analysés varient entre un minimum de 110,12 mg/l et un maximum de 406,3 mg/l.

Pour l’ensemble des prélèvements les teneurs en bicarbonates se trouve dans un intervalle de 100 à 200 mg/l sauf pour les E5 (219,6 mg/l) et E6 (225,3 mg/l) au mois d’aout, E1 (396,5 mg/l ; 253,7 mg/l) et E2 (406,3 mg/l ; 262,4 mg/l) respectivement à mars et avril mais généralement c’est la station E2 qui présente la plus grande teneur en bicarbonates avec une moyenne de (193,31 mg/l).

Les HCO_3 corrélient avec les TDS ($r=0,63$) le chlore ($r=0,56$), le sodium ($r=0,5$), le potassium($r=0,5$) (Annexe 9).

L’ANOVA révèle une différence significative des HCO_3 pour le facteur ‘stations’ ($F=2,9$; $P \leq 0,009$), et pour le facteur ‘temps’ ($F=2,76$; $P \leq 0,004$).

Selon le test de Bonferroni (Tableau 17), la comparaison des moyennes des HCO_3 selon les

stations fait sortir 3 groupes, le premier occupé par la station E2, même nombre de groupes pour la comparaison selon les mois le premier est représenté par le mois de mars.

Tableau 17 : test de Bonferroni des teneurs moyennes en HCO₃ selon les mois et les stations.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes | Modalité Mois | Moy ± Et | Groupes |
|---------------------|--------------|-----------|------------------|--------------|---------|
| E2 | 193,32±70,83 | A | Mars | 208,90±111,6 | A |
| E1 | 187,78±69,79 | | Janvier | 178,48±7,51 | |
| E8 | 162,02±23,61 | B | Février | 178,17±13,59 | B |
| E6 | 161,77±31,32 | | Décembre | 173,48±7,74 | |
| E5 | 157,79±31,01 | | Aout | 172,51±33,83 | |
| E7 | 156,96±19,24 | | Avril | 167,48±61,14 | |
| E3 | 144,88±21,63 | | Juillet | 165,08±18 | |
| E4 | 137,68±17,92 | | C | Novembre | |
| | | Juin | | 152,36±11,17 | |
| | | Mai | | 142,65±13,97 | |
| | | Octobre | | 136,92±5,59 | |
| | | Septembre | | 122,00±9,21 | |

Les bicarbonates résultent de la dissolution des roches calcaires, et à la dissolution des formations carbonatées (Cipolin, Calcaire) par des eaux chargées en gaz carbonique. Selon les directives de la FAO (1976) si les teneurs de bicarbonates dépassent 90 mg/l, ce qui est notre cas pour tous les prélèvements, on est dans la classe de PC.

Des niveaux importants de bicarbonate (> 180-240 mg/L) peuvent augmenter le pH du sol et, en combinaison avec du carbonate, peuvent affecter sa perméabilité (Ingram, 2014 ; Lazarova et Bahri, 2005).

Les bicarbonates peuvent nuire à la fertilité du sol si l'on utilise de l'eau d'irrigation à forte teneur pendant plusieurs décennies (Eaton, 1950). Au fur et à mesure que les bicarbonates se concentrent dans le sol en raison de l'évapotranspiration, le calcium et le magnésium ont de plus en plus tendance à précipiter sous forme de carbonates insolubles et laisser le sodium dominer, avec le temps, le coefficient d'adsorption du sodium (SAR) augmente et des problèmes dus à la présence d'un excès de sodium commencent à apparaître (Ashraf et *al.*, 2017).

L'eau contenant un excès de bicarbonate peut laisser la chaux blanche en dépôts sur les feuilles de plantes irriguées avec aspersion durant les périodes chaudes. Ces formations blanches réduisent la qualité esthétique des plantes et certainement leurs perspectives de

commercialisation (Lazarova et Bahri, 2005).

De hautes concentrations en ions de bicarbonate peuvent affecter l'assimilation d'éléments minéraux nutritifs et leur métabolisme dans la plante (Phocaidés, 2008).

Les concentrations en bicarbonates du barrage Béni Haroun, sont supérieures à celle de : Orou *et al.* (2016) dans les eaux du département d'Agboville, l'étude de Wimbaningrum *et al.* (2015) à Jember, Indonésie. Elles sont inférieures à celle notée dans l'étude de (Hamid *et al.* 2013) à Lahore, Pakistan. Et l'étude de Rana *et al.* (Rana *et al.*, 2010) à Rohtak, Haryana, Inde.

4.1.1.5. Les nitrates

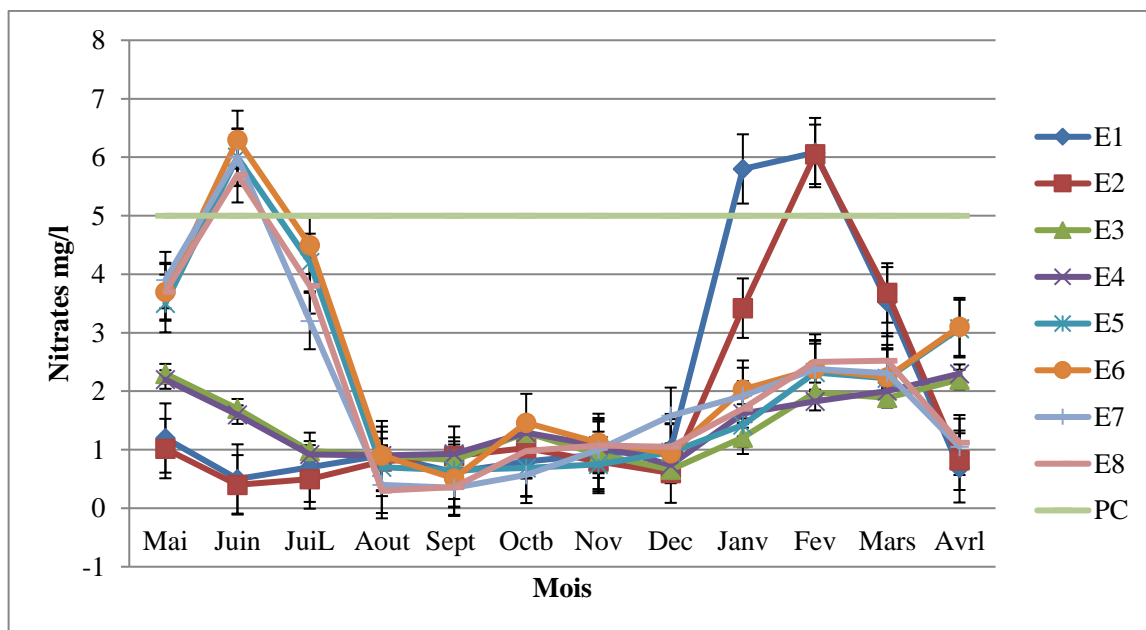


Figure 10 : Variations spatio-temporelle des teneurs en nitrates de l'eau du barrage de Beni Haroun.

Les valeurs des nitrates (figure 10) obtenues dans la zone du BBH oscillent entre 0,3 à 6,3 mg/l, la courbe représente deux pics importantes la première au mois de juin pour les stations E5, E6, E7 et E8 entre 6,3 mg/l et 5,7 mg/l ; alors que le deuxième est enregistré à février pour E1 et E2 (6,08 mg/l ; 6,05 mg/l), cette augmentation subite dans des périodes bien définies de l'année correspond généralement aux périodes d'introduction des engrais dans les terrains agricoles et

sont d'origine principalement agricole et domestique (Marouf et Remini, 2016).

Une concentration maximale en nitrates est enregistrée au mois de mars, d'origine surtout agricole. Cette teneur peut être liée à la période printanière où la végétation serait abondante où l'élévation de la température favorise la minéralisation de l'azote ; alors que le pic durant le mois de juin pour le BBH, Les fortes teneurs enregistrées seraient liées aux eaux de drainage des terrains agricoles du bassin-versant et aux eaux usées des agglomérations urbaines.

Le reste des prélèvements a des teneurs entre 0,3 mg/l et 2,52 mg/l, la faible teneur en nitrates est due au fait que l'azote, se trouve sous ses formes ammoniacales ou organiques, fortement présentes dans les eaux usées domestiques, puis progressivement, ces derniers s'oxydent, générant les nitrates (Rodier et *al.*, 1996 ; Cornaz, 2004).

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative des NO₃ pour le facteur "stations" (F=1,01 ; P≤ 0,42), alors qu'il révèle une différence très hautement significative pour le facteur "temps" (F=5,24 ; P≤ 0,0001).

Selon le test de Bonferroni (tableau 18), la comparaison des moyennes des NO₃ selon les mois a révélé la présence de 3 groupes, la première est occupée par les mois de juin et février.

Tableau 18 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en NO₃ selon les mois.

| Modalité Mois | Moy ± Et | Groupes |
|---------------|-----------|---------|
| Juin | 3,53±2,52 | A |
| Février | 3,19±1,67 | |
| Mai | 2,69±1,09 | B |
| Mars | 2,55±0,64 | |
| Janvier | 2,39±1,43 | |
| Juillet | 2,35±1,62 | |
| Avril | 1,79±0,93 | |
| Octobre | 1,01±0,3 | C |
| Novembre | 0,96±0,12 | |
| Décembre | 0,94±0,29 | |
| Aout | 0,73±0,23 | |
| Septembre | 0,64±0,21 | |

Les nitrates NO₃⁻ représentent l'une des formes d'azote que l'on trouve dans les eaux superficielles et souterraines, résultent de la décomposition naturelle, par des microorganismes,

de matière organique azotée telle que les protéines végétales, animales et les excréments animaux (Kherief Nacereddine et *al.*, 2018). Elles sont la principale forme d'azote présente dans les eaux à teneurs normale en oxygène dissous et peuvent provenir directement de la libération dans les eaux par des sources industrielles, résidentielles et agricoles (Cellamare, 2009). En général, les eaux de surface ne sont pas chargées en nitrates à plus de 10 mg/l (OMS, 1989).

Selon les directives de la FAO (1976) on a des problèmes croissants avec les nitrates lorsque leurs valeurs dépassent 5mg/l et des problèmes graves s'il dépasse 30 mg/l.

Suivant les résultats, on est dans la classe de PC pour 6 prélèvements (6,25 %), pour le reste des prélèvements (93,75 %) on est dans la classe PP. Les teneurs les plus élevées sont enregistrées dans les stations les plus exposées aux apports de lessivage et d'activités anthropiques, en partie dues à l'utilisation intensive d'engrais azotés.

Les eaux d'irrigation du BBH ont des faibles teneurs en nitrates, les concentrations de nitrate dans la rivière Medjerda en Tunisie (Etteieb et *al.*, 2015) variaient de 5,3 à 21,7 mg/l et étaient considérées comme acceptables, plus élevées que la concentration en nitrates du barrage Béni Haroun.

Le problème issu du nitrate est la croissance rapide de la végétation, une maturité retardée ou de mauvaise qualité (Wimbaningrum et *al.*, 2015), en cas de pluie, les ions nitrate non assimilé par les plantes sont traîné par lessivage, vers les barrages (Guergazi et *al.*, 2006), nos résultats sont supérieurs aux teneurs en nitrate dans l'étude mené par (El Guamri et *al.*, 2007) a Kenitra, Maroc ; irrigation par des eaux usées déversé dans un lac ou les teneurs en nitrate varient entre 3,54 mg/l et 2,32 mg/l.

4.1.1.6. Sodium Adsorption Ratio (SAR)

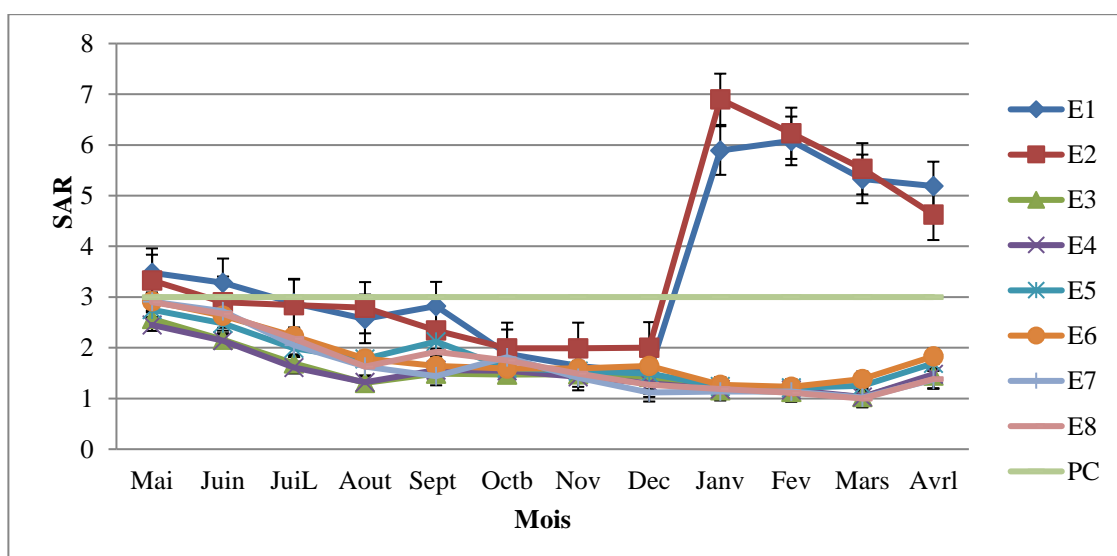


Figure 11 : Variations spatio-temporelle des teneurs en SAR de l'eau du barrage de Beni Haroun.

Le SAR se définit en termes de la concentration relative de sodium (Na) par rapport à la somme du calcium (Ca) et des ions magnésium (Mg) dans un échantillon (Lee, 2012).

Les valeurs du SAR (Figure 11) varient entre 1 meq/l et 6,9 meq/l, on observe une diminution de ces teneurs de la période estivale vers la période hivernale pour toutes les stations, sauf E1 et E2 qui présentent une augmentation remarquable au mois de janvier (5,89 meq/l ; 6,9 meq/l) et persiste jusqu'à avril (5,19 meq/l ; 4,63 meq/l) en déduit que les eaux de ruissellement contribuent à l'enrichissement en Na⁺.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du SAR pour le facteur "temps" (F=1,89 ; P≤ 0,054), alors qu'il révèle une différence très hautement significative pour le facteur "stations" (F=11,46 ; P≤ 0,0001).

Selon le test de Bonferroni (Tableau 19), La comparaison des moyennes des SAR selon les stations fait sortir 2 groupes, le premier occupé par les stations E2 et E1.

Tableau 19 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en SAR selon les stations.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes |
|------------------|-----------|---------|
| E2 | 3,62±1,68 | A |
| E1 | 3,55±1,59 | |
| E6 | 1,81±0,5 | B |
| E5 | 1,76±0,47 | |
| E8 | 1,71±0,58 | |
| E7 | 1,65±0,6 | |
| E3 | 1,53±0,42 | |
| E4 | 1,52±0,39 | |

Selon les directives de la FAO (1976) lorsque le SAR dépasse 3 on est dans la case de problème croissant, pour 11 prélèvements (11,45 %) on est dans la classe PP, alors que pour 85 prélèvements (88,54 %) on est dans la classe de PC.

Le sodium se présente dans les eaux naturelles à des concentrations pouvant varier de quelques dizaines de mg/L à 500 mg/L, le sodium provient de la météorisation des roches, contenant des

silicates de sodium et d'aluminium, des urines et des selles des animaux, mais il peut être également apporté par le lessivage des sols après l'utilisation des fertilisants (Haddad et Ghoualem, 2014).

Le problème principal avec une grande quantité de sodium est son effet sur la perméabilité du sol et sur l'infiltration de l'eau, Le potentiel d'un danger de sodium augmente dans les eaux avec des valeurs SAR plus élevées (Singh et *al.*, 2018).

Le sodium remplace le calcium et le magnésium adsorbés sur les particules d'argile et provoque la dispersion des particules du sol. Il y a donc éclatement des agrégats du sol ce qui provoque un sol dur et compact lorsqu'il est sec et excessivement imperméable à l'eau (Ashraf et *al.*, 2017), Pour une même conductivité, le risque est d'autant plus grand que le coefficient SAR est plus élevé (Rouabhia et Djabri, 2010).

Le sodium contribue aussi directement à la salinité totale de l'eau et peut être toxique pour des cultures sensibles comme : les carottes, les haricots, les fraises, les framboises, les oignons. Si l'eau passe par un système d'aspersion et que le calcium et le magnésium sont bas, des teneurs moyennes à élevées de sodium peuvent défolier les plantes sensibles Murtaza et *al.* (2010), un excès de sodium peut également être à l'origine de la toxicité chez certaines plantes, or le sodium est absorbé par les cultures en même temps que l'eau et celui-ci se concentre dans les feuilles tandis que l'eau s'échappe par transpiration (Morin, 2009). Une fois que la concentration de cet élément atteint le seuil de la tolérance de la culture, on peut constater des toxicités qui se manifestent par des brûlures et des dessèchements des feuilles qui aboutissent toujours à une mort certaine du végétal (Bouzidi, 2013).

Nos résultats sont similaires à celle de (Hamid et *al.*, 2013 ; Ben Abbou et *al.*, 2014 ;Shammi et *al.*, 2016a ; Brindha et *al.*, 2014), supérieur à celle de (Rana et *al.*, 2010).

4.1.1.7. Sulfates

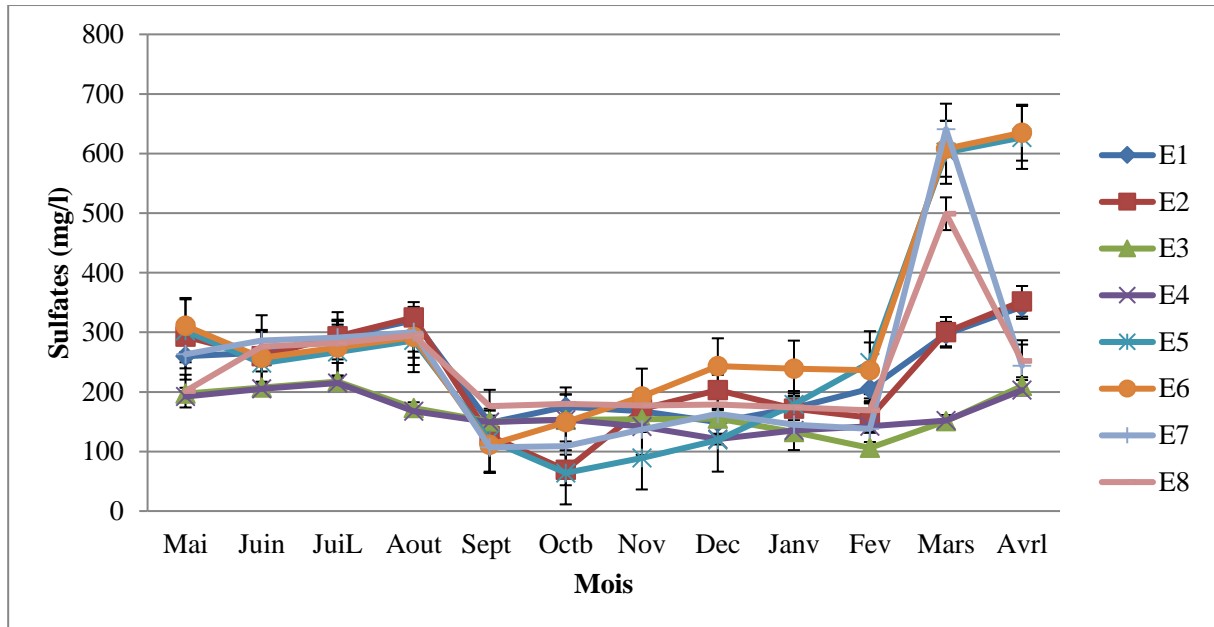


Figure 12 : Variations spatio-temporelle des teneurs en sulfates de l'eau du barrage de Beni Haroun.

Selon la figure (12) on note trois périodes distinctes, la première entre mai et aout ou on observe une stabilité des teneurs en sulfate entre 167,3 mg/l a E4 et 325 mg/l a E2, une diminution allant de septembre jusqu'à février, 106 mg/l a E3 ; 249 mg/l a E5, enfin une augmentation des teneurs pour toutes les stations et surtout E7 de 641 mg/l ; la valeur maximale est notée a E6 de 635 mg/l au mois d'avril cette valeur peut être attribué à une contamination directe de l'eau par des rejets domestiques surtout riches en détergents ou par le lessivage des pesticides utilisés en agriculture (Harrat et *al.*, 2010).

L'ANOVA révèle une différence significative du SO_4 pour le facteur "stations" ($F=3,81$; $P \leq 0,001$), alors qu'il révèle une différence très hautement significative pour le facteur "temps" ($F=10,23$; $P \leq 0,0001$).

Selon le test de Bonferroni (tableau 20), la comparaison des moyennes des SO_4 selon les mois révèle la présence de 8 groupes. Et selon les stations, on a 3 groupes.

Tableau 20 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en SO₄ selon les mois et les stations.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes | Modalité Mois | Moy ± Et | Groupes |
|---------------------|---------------|---------|------------------|---------------|---------|
| E6 | 295,61±155,66 | A | Mars | 406,26±192,26 | A |
| E5 | 262,63±175,19 | B | Avril | 358,25±165,65 | B |
| E8 | 238,35±91,09 | | Aout | 269,76±58,96 | C |
| E7 | 235,36±141,5 | | Juillet | 266,51±30,35 | D |
| E1 | 232,98±67,97 | | Mai | 252,43±46,15 | |
| E2 | 226,72±85,21 | | Juin | 250,68±27,9 | |
| E3 | 167,15±32,78 | C | Février | 175,30±46,97 | E |
| E4 | 164,75±29,89 | | Janvier | 168,73±31,85 | |
| | | | Décembre | 166,48±38,95 | |
| | | | Novembre | 153,65±29,79 | |
| | | | Septembre | 135,81±22,3 | |
| | | | Octobre | 131,54±42,51 | |

Les sulfates sont présents dans les eaux de surface sous forme de SO₄⁻², les principales sources de sulfate dans les eaux sont la dissolution des roches sulfatées (le gypse), la pyrite (Fe S) et des roches volcaniques magmatiques (Abboudi et *al.*, 2014).

Même s'il n'y a aucune recommandation des sulfates pour l'eau d'irrigation, certains auteurs tels que Doucet (2006) soulève quelques problématiques associées à la présence ou l'absence des sulfates dans les eaux d'irrigation. Couture (2006) indique que l'irrigation des cultures avec des eaux ayant des concentrations en sulfates inférieures à 48 mg/l peut entraîner des carences en soufre (Lauzon et *al.*, 2008).

L'analyse des résultats montre des teneurs élevés des sulfates pourraient s'expliquer par la géologie des terrains de la région ou par une contamination directe de l'eau par des rejets domestiques surtout riches en détergents ou par l'utilisation des pesticides dans l'agriculture.

Cela signifie que les terres voisines contiennent des proportions importantes de sulfate (Haddad et Ghoualem, 2014).

La présence de sulfates supérieure à 300 mg/l, peut également conduire, dans certaines conditions, à la destruction du béton et à l'accélération de la corrosion du fer (Marouf et Remini, 2016).

Les teneurs en sulfate de nos eaux sont supérieures à celles enregistrées par : Chahboun et *al.*, (2013) au niveau du barrage Hassan II (la valeur maximale est de l'ordre de 101,67 mg/l), l'étude de (Harrat et Achour, 2010), dans la région d'El-Tarf, Biskra 39(mg/l) au Barrage de Cheffia, 59(mg/l) au Barrage de Mexa ; et avec celle de Hamid et *al.* (2013) ou les teneurs en sulfates varient entre 63 mg/l et 264 mg/l ; dans l'étude de Rana et *al.*(2010) les teneurs en sulfate est 125,68 mg/l ; similaire à celle de l'étude de El Kbir Lhadi et *al.*(1998).

4.1.1.8. Phosphates

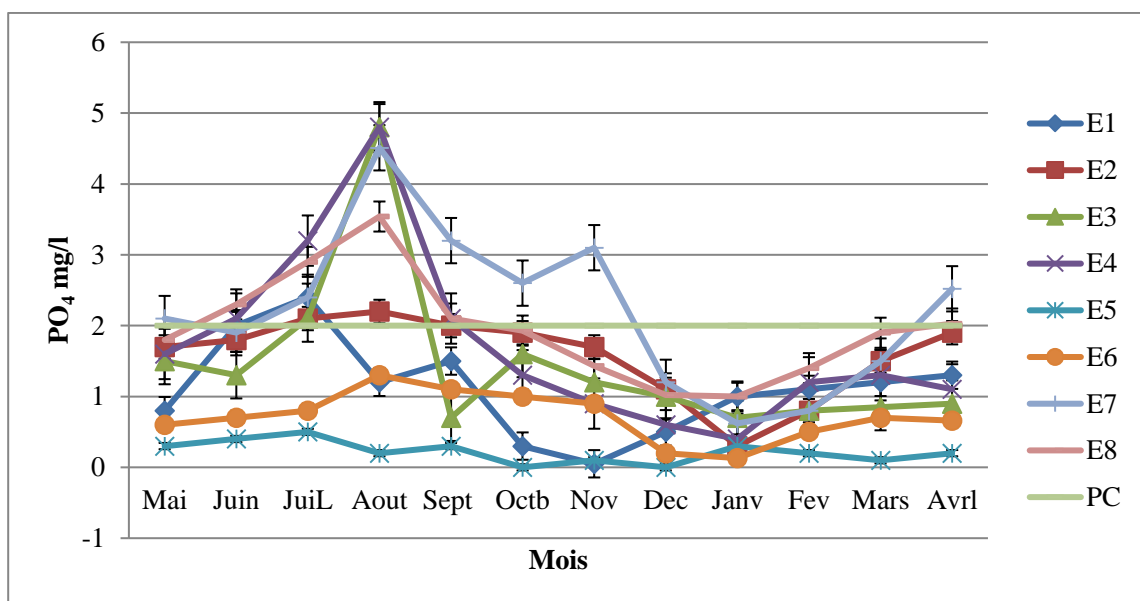


Figure 13 : Variations spatio-temporelle des teneurs en phosphates de l'eau du barrage de Beni Haroun.

On note une certaine stabilité des teneurs en phosphate (figure 13) pour les stations E2, E1, E5 et E6 dans la période de mai à décembre, à janvier une diminution est survenue pour toutes les stations puis les teneurs augmentent jusqu'à avril, la même chose est observée pour les autres stations sauf un pic important au mois d'août pour E3, E4, E7 et E8, la station ayant la plus grande teneur moyenne en sulfates est E7 avec 2,2 mg/l, la plus faible est E5 avec 0,22 mg/l.

L'évolution temporelle montre un pic au mois d'août, ceci est dû sans doute au phénomène de concentration. Le mois d'août note la plus grande moyenne (2,82 mg/l), les concentrations accrues de phosphate proviennent principalement de rejets industriels et domestiques, essentiellement dus à l'utilisation de détergents phosphatés, montrant un développement significatif des algues (prolifération de plancton et algue donnant une couleur verte ou brune à l'eau) qui caractérise le phénomène d'eutrophisation (Marouf et Remini, 2016), ou il est dû à l'augmentation des composés organiques dans l'eau lors des crues, ce qui favorise une minéralisation très poussée de la matière organique (Ouhmidou *et al.*, 2015).

Il existe une relation significative entre la DCO ($r=0,61$) et les PO_4 dans l'eau (Annexe 9).

L'ANOVA révèle une différence très hautement significative du PO_4 pour les deux facteurs 'stations' ($F= 14,7$; $P\leq 0,0001$) et 'temps' ($F= 8,54$; $P\leq 0,0001$). Selon le test de Bonferroni (Tableau 21), la comparaison des moyennes des PO_4 selon les stations fait sortir 6 groupes le premier représenté par la station E7 et E8, alors que pour la comparaison selon les mois, a, révélé la présence de 6 groupes débutés par le mois d'août.

Tableau 21 : Test de Bonferroni des teneurs moyennes en PO_4 selon les mois et les stations.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes | Modalité Mois | Moy ± Et | Groupes |
|------------------|-----------|---------|---------------|-----------|---------|
| E7 | 2,20±1,06 | A | Aout | 2,82±1,71 | A |
| E8 | 1,95±0,7 | | Juillet | 2,05±0,88 | B |
| E4 | 1,72±1,18 | B | Septembre | 1,63±0,86 | C |
| E2 | 1,58±0,55 | | Juin | 1,56±0,65 | |
| E3 | 1,45±1,09 | C | Octobre | 1,33±0,81 | D |
| E1 | 1,11±0,64 | D | Avril | 1,33±0,72 | |
| E6 | 0,72±0,33 | E | Mai | 1,30±0,6 | |
| E5 | 0,22±0,15 | F | Novembre | 1,17±0,91 | |
| | | | Mars | 1,13±0,53 | |
| | | | Février | 0,85±0,36 | E |
| | | | Décembre | 0,70±0,42 | |
| | | | Janvier | 0,55±0,31 | F |

Les phosphates peuvent être d'origine organique ou minérale, le plus souvent leur teneur dans les eaux naturelles résulte de leur utilisation en agriculture, de leur emploi comme additifs dans les détergents comme agents de traitement des eaux de chaudières.

Le phosphore joue un rôle régulateur : il favorise tous les phénomènes concernant la fécondité, la mise à fruit et la maturité des organes végétatifs, il est assimilé par les plantes sous la forme d'orthophosphates (Akatumbila et *al.*, 2016), ce qui permet de dire que le phosphore apporté par les eaux usées est biodisponible dans de grandes proportions, allant jusqu'à 60 à 70 % (Aissaoui et *al.*, 2017).

Des teneurs supérieures à 0,5 mg/l doivent constituer un indice de pollution (Rodier, 2005) ; par des eaux vannes contenant des phosphates organiques et des détergents synthétiques ainsi que par les eaux de ruissellement. L'origine des phosphates est surtout urbaine. Ils proviennent des eaux d'égout domestiques. Une grande partie des apports en phosphore dans les eaux superficielles provient des rejets industriels (industries agro-alimentaires, textiles, laveries, ateliers de traitement de surface...) (Djeddi et *al.*, 2018).

Dans 22 % des échantillons étudiés, les valeurs moyennes des PO_4 dépassent le seuil des eaux destinées à l'irrigation qui est de 2 mg/l, tel que recommandé par l'OMS et par la FAO, l'énorme quantité de polluants industriels et domestiques rejetés dans le réservoir peut expliquer les résultats obtenus (industrie agroalimentaire, atelier de traitement de surface, laveries, sols cultivés lavés fertilisés par des phosphates, et traités par des pesticides) (Marouf et Remini, 2016). Une telle situation peut être attribuée au lessivage des terres agricoles traitées par les engrais. Ou traités par certains pesticides, d'autre part, par les eaux usées urbaines charriées par les Oueds qui alimentent le barrage.

Les polyphosphates sont responsables de nuisances et leur déversement a pour conséquence l'apparition de phénomènes d'eutrophisation résultant d'une croissance exagérée d'algues, de macrophytes et surtout de phytoplancton (Cabridenc, 1980). The Water Environment Research Foundation (1993) recommande qu'il soit préférable de suivre la teneur en phosphore du sol là où la pratique de l'irrigation aux eaux usées est intense. Elle suggère aussi que les quantités d'eau épandues doivent être déterminées en fonction des besoins de la culture en phosphore plutôt qu'en fonction des besoins en azote.

Sous certaines conditions de pH du sol, les phosphates deviennent non biodisponibles pour la plante. Ainsi qu'à des pH basiques, les phosphates se précipitent, en présence d'ions de calcium, formant des complexes plus ou moins stables, polluant le sol (El Halouani, 1993). Nos résultats restent inférieurs à celles trouvées par Otokunefor et Obiukwu (2005) au Nigeria, Rusan *et al.*(2007) en Jordanie, Wimbaningrum *et al* (2015) 0,05mg/l en Indonésie, Guamri *et al.*(2007) 4,7 mg/l à Kenitra, Maroc, Gaye (2002) au Sénégal, Keraita *et al.* (2010) à Kumasi (Ghana), El Halouani, (1995) à Oujda. En revanche, elles sont supérieures à celle de Alparslan *et al.* (2007) au barrage de Ömerli Istanbul, Turquie. Ivanovsky *et al.* (2016) Lille, France. Guidi *et al.* (2015) Montréal (Québec), Canada.

4.1.1.9. Demande biologique en oxygène DBO₅ et demande chimique en oxygène DCO

La DBO₅ est une mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour permettre l'oxydation des matières organiques et minérales par les micro-organismes, tandis que la DCO est une mesure de la quantité d'oxygène nécessaire pour permettre l'oxydation de la matière organique et minérale par les composés chimiques oxydants (Idrissi *et al.*,2015).

La DBO₅ constitue une mesure de la pollution de l'eau par les matières organiques biodégradables. Les eaux des égouts, les eaux résiduaires industrielles et les eaux polluées consomment de l'oxygène par les actions réductrices sans intervention des micro-organismes pour la DCO (Lamhasni *et al.*, 2013).

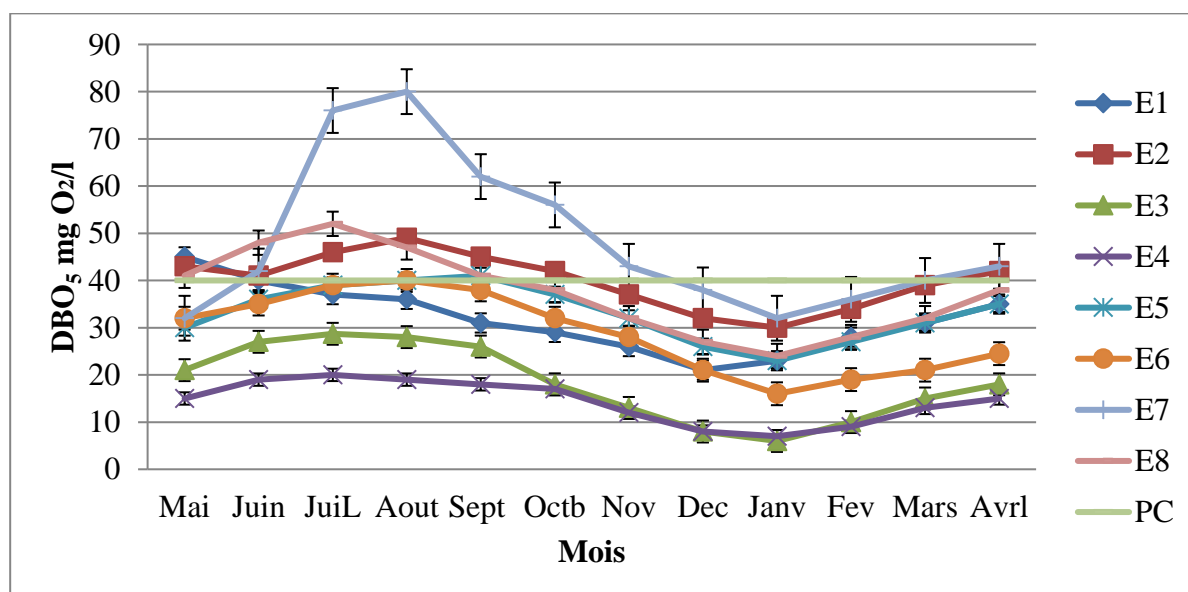


Figure 14 : Variations spatio-temporelle du DBO₅ (mg O₂/l) de l'eau du barrage de Beni Haroun.

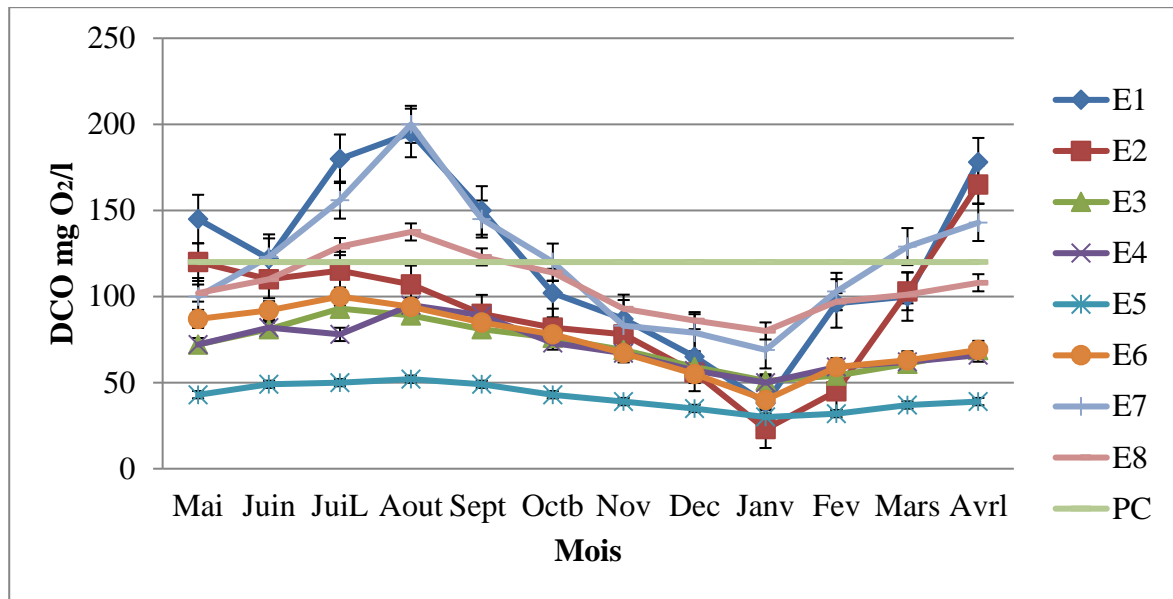


Figure 15 : Variations spatio-temporelle du DCO (mg O₂/l) de l'eau du barrage de Beni Haroun.

La DBO₅ (figure 14) oscille entre 6 mg O₂/l à E3 à janvier et 80 mg O₂/l à E7 à aout ; L'évolution temporelle de la DBO₅ se caractérise par des valeurs plus importantes en période estivale et une diminution durant la période des crues. Ceci peut être expliqué d'une part par le phénomène de concentration, et d'autre part, par la biomasse excessive suite à l'eutrophisation, dans le premier cas, et par le phénomène de dilution suite aux pluies dans le deuxième cas.

La DBO₅ des eaux du barrage dépasse la valeur guide 40 mg O₂/l, fixées par le JO(1993) des eaux rejeté dans les cours d'eau, pour 26 % des prélèvements ce qui peut être expliqué par, l'accumulation de la matière organique issue de la biomasse noyée en amont du barrage, auquel s'ajoute la matière organique issue des eaux usées charriée au barrage, Par conséquent, il existe une consommation potentielle d'oxygène par des moyens biologiques (toute la pollution de la matière organique biodégradable implique une consommation d'oxygène.) (Marouf et Remini, 2016). Les stations dépassant les valeurs guide sont E2 et E7 les deux reçoivent la matière organique charriée par oued Endja et Oued Rhumel, la pollution organique qui résulte de divers rejets urbains diffus de la ville de Constantine et Mila.

La DCO (figure 15) oscille entre 23 mg O₂/l à E2 à Janvier et 200 mg O₂/l à E7 à Aout ; D'un point de vue temporel elle a tendance à évoluer avec la saison ; elle est maximale en périodes des basses eaux suite au phénomène de concentration, et minimale dans la période des hautes eaux qui est due à la dilution suite aux pluies.

Également, un grand pic est observé au mois d'août au niveau de E1 et E7. Une telle observation pourrait être due à une température élevée durant ce mois ainsi qu'à l'apport important de matières organiques. Quant à la chute de la DCO enregistrée au mois de janvier, pourrait être attribuée à une réduction de la charge des matières organiques, accompagnée d'une hausse de la teneur en oxygène qu'on peut probablement rapprocher d'une oxydation des polluants organiques et à l'effet de dilution des eaux du barrage.

La DCO des eaux du barrage dépasse la valeur guide 120 mg/l, fixées par le JO(1993) des eaux rejeté dans les cours d'eau, pour 18,75 % des prélèvements, et les stations ayant des moyennes supérieur au guide sont E1 et E7, Ce qui peut être expliqué par rejets diffus de wilaya de Constantine et Mila.

Cette DCO augmente indiquant une teneur élevée en oxygène de consommation dans les cours d'eau du bassin, montrant la dégradation naturelle de la matière organique de l'eau (développement des micro-organismes aquatiques, qui caractérise également le phénomène d'eutrophisation). Ces micro-organismes ne sont pas dangereux, mais comportent un risque sanitaire (Youbi et *al.*, 2018).

Les valeurs moyennes de la DCO dépassent de loin celles de la DBO₅. Cet état de fait témoigne de la prédominance d'une pollution d'origines diverses (industrielle, agricole, urbaine ...), de telle pollution excessive résulte une situation critique qui, selon Akatumbila et *al.* (2016), se traduit le plus souvent par une forte mortalité piscicole suite à une asphyxie des poissons, de ce fait on peut dire que la charge polluante est très élevée avec la présence des matières non biodégradables.

On note une relation très significative entre la DBO₅ et la DCO ($r=0,64$), alors que la DCO est fortement corrélée avec les PO₄ ($r=0,61$), et l'OD ($r=0,54$) (Annexe 9).

La DBO₅ élevé montre un enrichissement en matières biodégradables (Afri-Mehennaoui et *al.*, 2009). En effet, plus l'eau est polluée en matière organique, plus les micro-organismes demandent de l'oxygène pour la biodégradation, la DCO mesure également la pollution organique, en fait, la DBO représente la portion biodégradable de la matière organique alors que la DCO représente l'ensemble de la matière organique (Dadi, 2010).

L'ANOVA révèle une différence très hautement significative du DCO pour les deux facteurs "stations" ($F=24,02$; $P\leq 0,0001$) et "temps" ($F=10,59$; $P\leq 0,0001$).

L'ANOVA révèle une différence très hautement significative du DBO₅ pour le facteur "stations" ($F=54,02$; $P\leq 0,0001$) et le facteur "temps" ($F=15,56$; $P\leq 0,0001$).

Selon le test de Bonferroni (tableau 22), la comparaison des moyennes des DCO selon les stations fait sortir 5 groupes le premier représenté par les stations E7 et E1, alors que pour la comparaison selon les mois le test révéla la présence de 9 groupes entêtés par le mois d'aout.

Selon le test de Bonferroni (Tableau 23), la comparaison des moyennes des DBO₅ selon les stations fait sortir 8 groupes, le premier occupé par la station E7 alors que pour la comparaison selon les mois le test a révéla la présence de 9 groupes entêtés par les mois d'aout et juillet.

Tableau 22 : Test de Bonferroni pour le facteur DCO selon les stations et les mois

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes | Modalité Mois | Moy ± Et | Groupes |
|---------------------|--------------|---------|------------------|--------------|---------|
| E7 | 120,83±35,67 | A | Aout | 121,19±49,21 | A |
| E1 | 118,17±50,15 | | Juillet | 112,63±39,31 | B |
| E8 | 106,71±16,47 | B | Avril | 104,63±48,54 | C |
| E2 | 91,17±36,37 | C | Septembre | 101,50±32,49 | |
| E6 | 74,08±17,42 | D | Juin | 96,13±23,57 | D |
| E3 | 71,25±12,83 | | Mai | 92,63±29,54 | |
| E4 | 70,83±12,84 | | Octobre | 86,00±23,44 | E |
| E5 | 41,50±7,05 | E | Mars | 82,00±28,64 | |
| | | | Novembre | 72,88±15,67 | F |
| | | | Février | 65,63±23,1 | J |
| | | | Décembre | 59,00±15,53 | H |
| | | | Janvier | 47,62±17,99 | I |

Tableau 23 : Test de Bonferroni pour le facteur DBO₅ selon les stations et les mois.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes | Modalité Mois | Moy ± Et | Groupes |
|---------------------|-------------|---------|------------------|-------------|---------|
| E7 | 48,33±15,74 | A | Aout | 42,38±16,9 | A |
| E2 | 40±5,55 | B | Juillet | 42,21±15,71 | |
| E8 | 37,33±8,56 | C | Septembre | 37,75±12,43 | B |
| E5 | 33,08±5,6 | D | Juin | 36,00±8,6 | C |
| E1 | 31,83±6,76 | E | Octobre | 33,63±11,97 | |
| E6 | 28,79±8,03 | F | Mai | 32,38±9,9 | D |
| E3 | 18,23±7,69 | J | Avril | 31,31±10,08 | E |
| E4 | 14,33±4,35 | H | Novembre | 27,88±10,14 | F |
| | | | Mars | 27,75±9,63 | |
| | | | Février | 23,88±9,56 | J |
| | | | Décembre | 22,63±9,92 | H |
| | | | Janvier | 20,13±9,08 | I |

Étant donné que l’oxygène dissous est nécessaire pour la survie de la faune aquatique, si la DBO₅ et la DCO sont trop élevées, cela signifie qu’il y a compétition pour l’oxygène entre la faune aquatique, les micro-organismes et les composés chimiques oxydants. Ce qui peut conduire à une diminution de l’oxygène dissous et nuire à la respiration des organismes aquatiques Khan et *al.* (2008).

Si la matière organique présente des effets néfastes pour les milieux aquatiques par la surconsommation d’oxygène de ces milieux, elle est d’un grand intérêt en irrigation. Les effets de la matière organique s’exercent principalement sur les propriétés du sol, soient physiques (stabilité structurale, aération, rétention et économie d’eau), chimiques (capacité d’échange) ou biologique (Sparks, 2003).

Nos résultats sont similaires à celle de Youbi et *al.* (2018), réalisé sur trois oueds Boukhmira, Meboudja et Seybouse dans la région de Taref et Annaba, Algérie, (DCO= 95,74 mg/l et DBO₅= 32,68 mg/l). Supérieur à celle de Allalgua et *al.* (2017) Barrage Foug El-Khanga, Region De Souk-Ahras, Algerie (DBO₅=5,33mg/l, DCO= 47 mg/l) ; inférieur à celle de Tamrabet et *al.* (2007), les valeurs sont comprises entre 25,66 mg/let 532 mg/l pour la DBO₅. Elles sont de 212 mg/l à 1070 mg/l pour la DCO ; Ben Abbou (2014), Taza, Maroc, Les valeurs moyennes de la

DBO₅ enregistrées sont comprises entre 225 et 1700 mg d'O₂/l Quant à la DCO, les valeurs moyennes sont de 332 à 2387 mg d'O₂/l pour l'Oued Larbâa. Nos résultats pour la DCO sont inférieurs à celle de N'Diaye (2013), Nouakchott, Mauritanie, les valeurs de la DCO ont une moyenne de 152,9 mg/L.

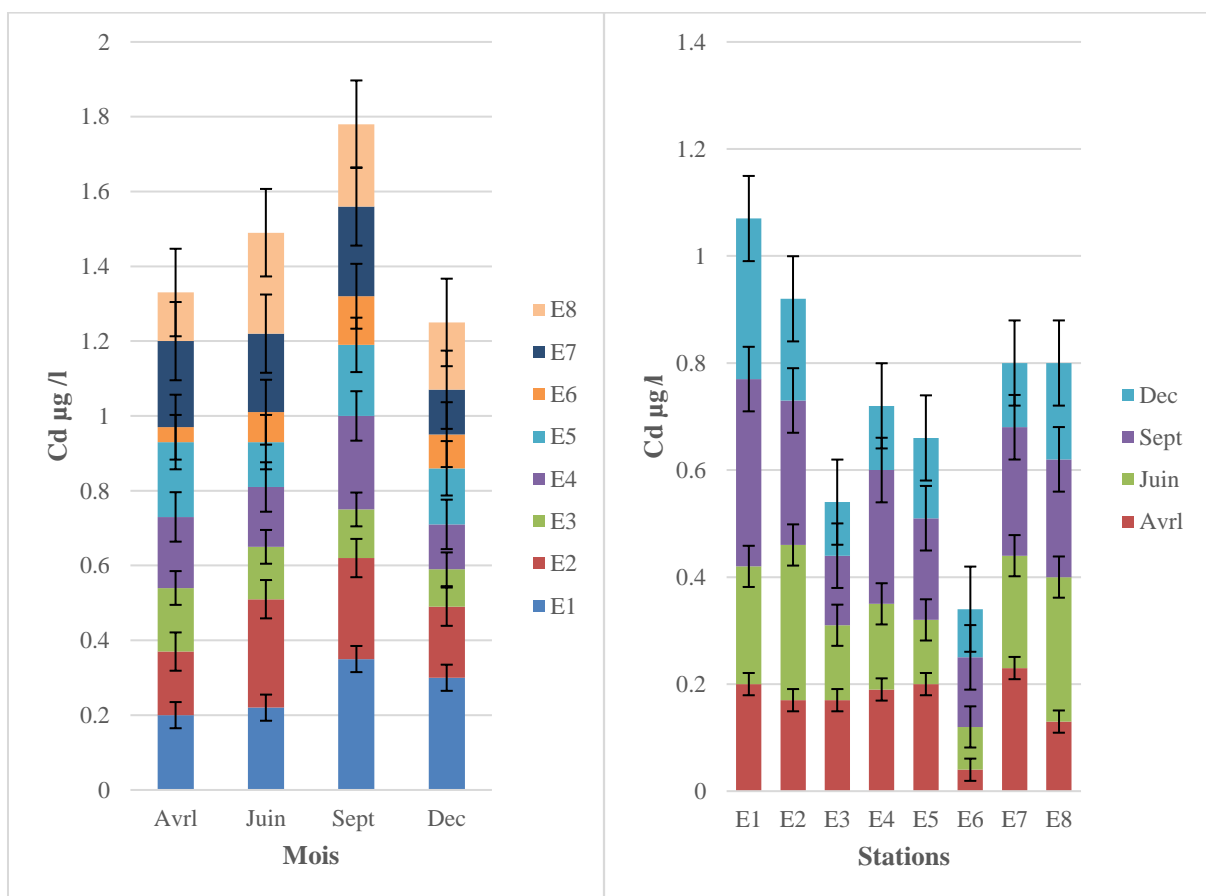
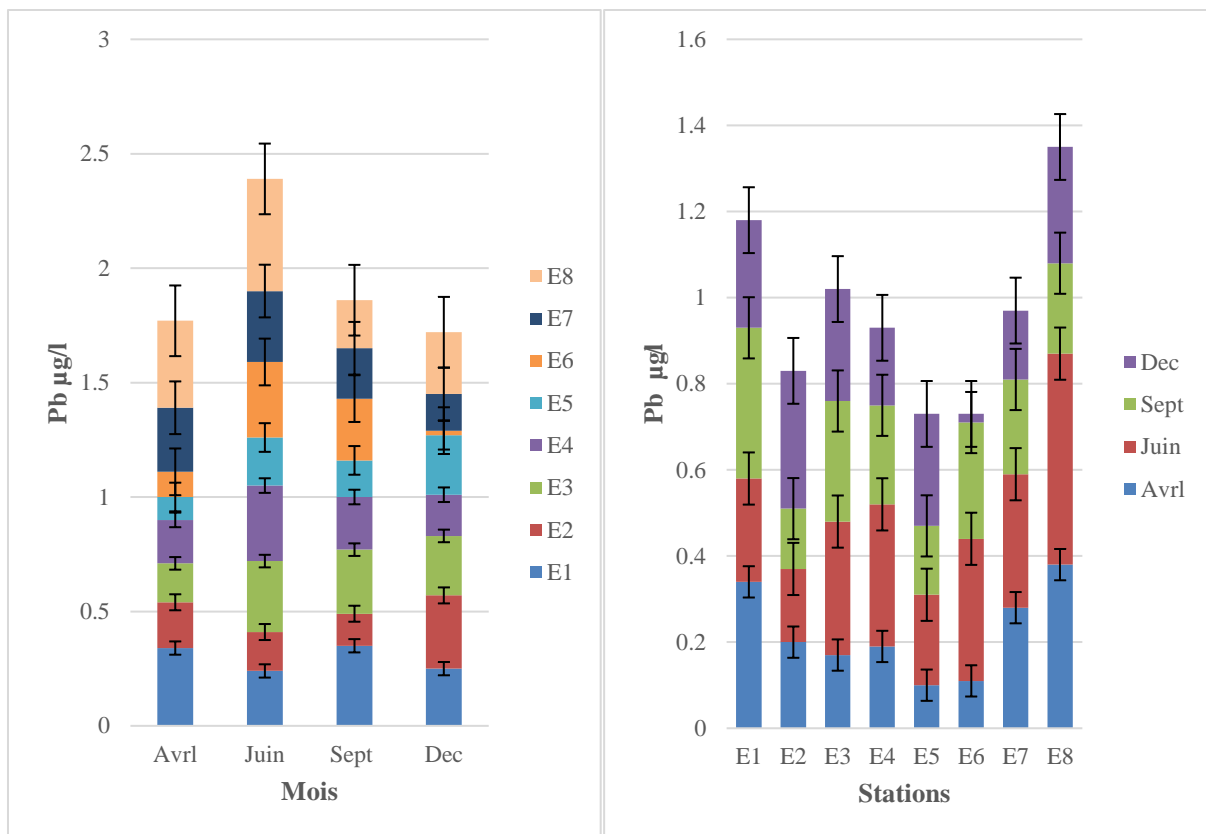
4.1.1.10. Evaluation des ETM

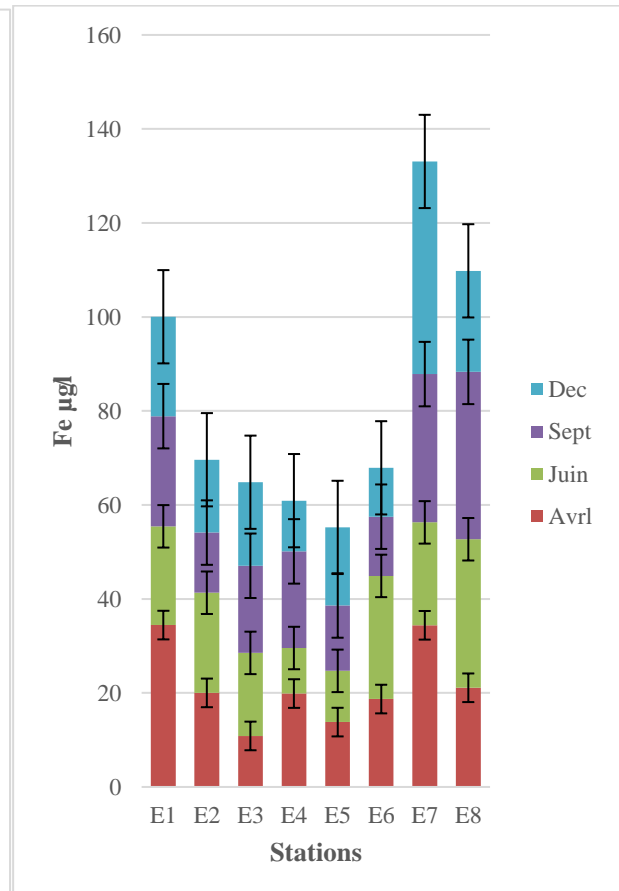
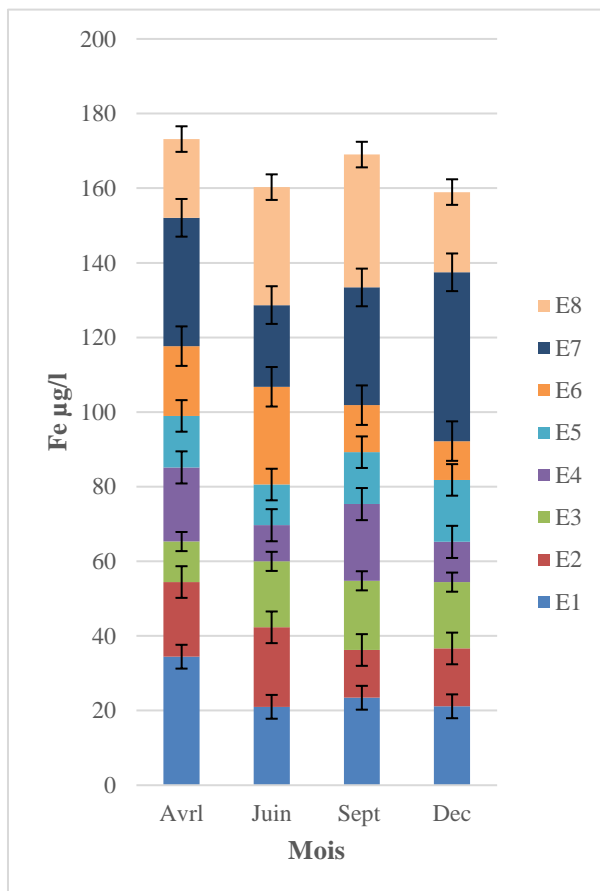
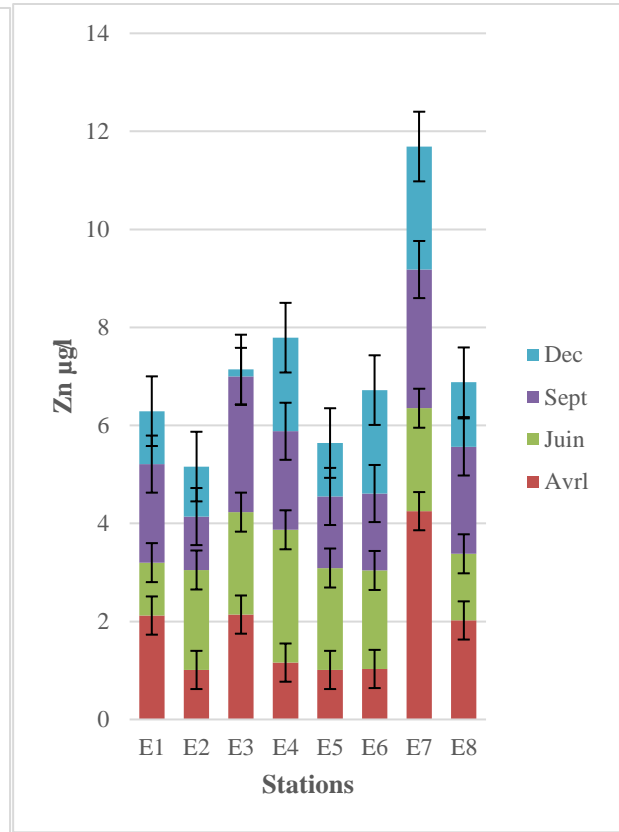
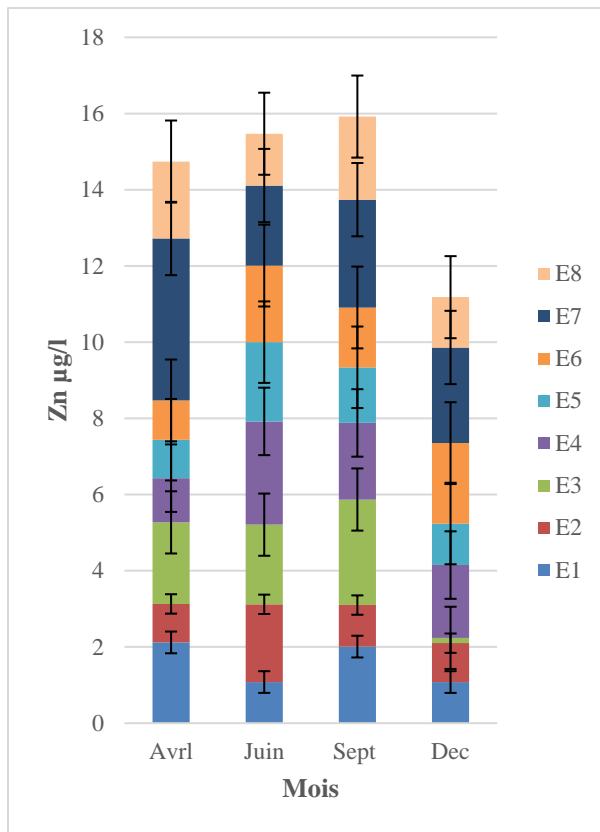
Les teneurs en métaux lourds (Pb,Cd, Zn, Fe, Cr, Cu) des échantillons d'eau d'irrigation du barrage de Beni Haroun sont représentées dans le Tableau 24 et la Figure 16.

Tableau 24 : teneurs en métaux lourds (Pb,Cd, Zn, Fe, Cr, Cu) (µg/l) des échantillons d'eau d'irrigation du barrage de Beni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie, n=3.

| Stations | | Pb | Cd | Zn | Fe | Cr | Cu |
|----------|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| E1 | Moy | 0,30 | 0,29 | 1,57 | 25,01 | 0,71 | 1,03 |
| | Et | 0,05 | 0,01 | 0,49 | 5,53 | 0,04 | 0,19 |
| | Min | 0,24 | 0,28 | 1,08 | 21,01 | 0,65 | 0,85 |
| | Max | 0,35 | 0,30 | 2,12 | 34,44 | 0,75 | 1,35 |
| | CV% | 16,66 | 3,44 | 31,21 | 22,11 | 5,63 | 18,44 |
| E2 | Moy | 0,21 | 0,22 | 1,29 | 17,41 | 0,50 | 0,79 |
| | Et | 0,07 | 0,04 | 0,43 | 3,42 | 0,11 | 0,13 |
| | Min | 0,14 | 0,17 | 1,01 | 12,80 | 0,38 | 0,59 |
| | Max | 0,32 | 0,27 | 2,04 | 21,31 | 0,68 | 0,94 |
| | CV% | 33,33 | 18,18 | 33,33 | 19,64 | 22 | 16,45 |
| E3 | Moy | 0,26 | 0,14 | 1,36 | 16,21 | 0,36 | 0,53 |
| | Et | 0,05 | 0,03 | 0,82 | 3,11 | 0,10 | 0,13 |
| | Min | 0,17 | 0,10 | 0,14 | 10,85 | 0,28 | 0,34 |
| | Max | 0,31 | 0,17 | 2,14 | 18,54 | 0,53 | 0,65 |
| | CV% | 19,23 | 21,42 | 60,29 | 19,18 | 27,77 | 24,52 |
| E4 | Moy | 0,23 | 0,16 | 1,80 | 15,48 | 0,40 | 0,57 |
| | Et | 0,06 | 0,03 | 0,37 | 4,74 | 0,06 | 0,09 |
| | Min | 0,18 | 0,12 | 1,16 | 10,69 | 0,32 | 0,42 |
| | Max | 0,33 | 0,19 | 2,11 | 20,56 | 0,47 | 0,65 |
| | CV% | 26,08 | 18,75 | 20,55 | 30,62 | 15 | 15,78 |

| Suite de tableau | | | | | | | |
|------------------|-----|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Stations | | Pb | Cd | Zn | Fe | Cr | Cu |
| E5 | Moy | 0,18 | 0,15 | 1,06 | 13,81 | 0,38 | 0,60 |
| | Et | 0,06 | 0,03 | 0,03 | 2,02 | 0,12 | 0,14 |
| | Min | 0,10 | 0,12 | 1,01 | 10,90 | 0,27 | 0,41 |
| | Max | 0,26 | 0,20 | 1,09 | 16,61 | 0,57 | 0,74 |
| | CV% | 33,33 | 20 | 2,8 | 14,62 | 31,57 | 23,33 |
| E6 | Moy | 0,18 | 0,09 | 1,56 | 15,73 | 0,25 | 0,38 |
| | Et | 0,12 | 0,03 | 0,51 | 4,39 | 0,05 | 0,16 |
| | Min | 0,02 | 0,04 | 1,03 | 10,40 | 0,19 | 0,14 |
| | Max | 0,33 | 0,13 | 2,11 | 21,20 | 0,33 | 0,58 |
| | CV% | 66,66 | 33,33 | 32,69 | 27,9 | 20 | 42,1 |
| E7 | Moy | 0,24 | 0,20 | 2,98 | 33,27 | 0,57 | 0,75 |
| | Et | 0,06 | 0,05 | 0,76 | 8,32 | 0,10 | 0,19 |
| | Min | 0,16 | 0,12 | 2,31 | 21,90 | 0,42 | 0,43 |
| | Max | 0,31 | 0,24 | 4,25 | 45,24 | 0,68 | 0,92 |
| | CV% | 25 | 25 | 25,5 | 25 | 17,54 | 25,33 |
| E8 | Moy | 0,34 | 0,18 | 1,65 | 26,45 | 0,48 | 0,70 |
| | Et | 0,11 | 0,03 | 0,47 | 5,15 | 0,05 | 0,18 |
| | Min | 0,21 | 0,13 | 1,06 | 21,10 | 0,41 | 0,45 |
| | Max | 0,49 | 0,22 | 2,18 | 31,61 | 0,53 | 0,95 |
| | CV% | 32,35 | 16,66 | 28,48 | 19,47 | 10,41 | 25,71 |





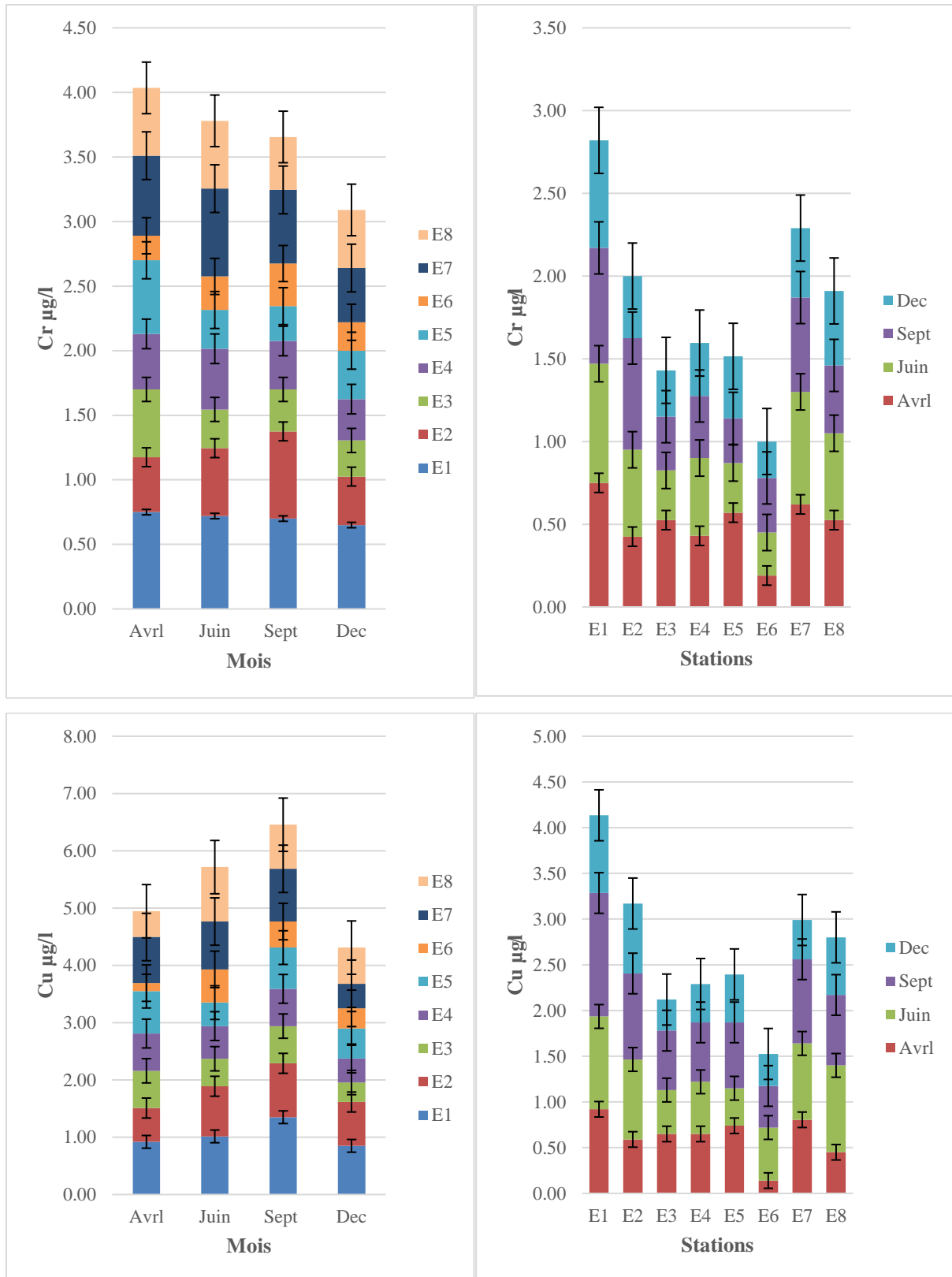


Figure 16 : Variation spatio-temporelle des métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Cr, Zn, Fe) ($\mu\text{g/l}$) des eaux d'irrigation du barrage de Beni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie, selon les Mois et les Stations, $n=3$.

a. Plomb

Les teneurs moyennes en Pb, des eaux du BBH, dont la moyenne totale est de 0,24 µg/l, varient de 0,02 à 0,49 µg/l, la station E8 a noté la moyenne la plus élevée de 0,34 µg/l alors que les stations E6 et E5 ont marqué la plus faible moyenne de Pb avec 0,18 µg/l (Figure 16). Le mois de juin note les plus grandes teneurs en Pb avec une moyenne de 0,3 µg/l.

Les apports naturels de plomb dans l'environnement ne représentent qu'environ 4 % des émissions totales et se font essentiellement sous forme inorganique. Les émissions de cet élément sont donc notamment liées à des activités anthropiques, l'industrie minière, la métallurgie et la sidérurgie représentant environ 80 % des émissions de Pb dans l'environnement (Bouchereau, 1992).

Selon Krystofova et *al.* (2009), les niveaux du Pb dans l'environnement ne sont pas stables, ils sont variables selon la production industrielle, l'urbanisation, les changements climatiques et de nombreux autres facteurs. Les eaux non contaminées en contiennent des concentrations allant de 0,001 à 0,03 g/l (Bardi, 2010).

Le Pb n'est pas un oligo-élément, il possède un caractère toxique bien connu. Les formes organiques et inorganiques du Pb ont des effets toxiques chez l'homme. Son passage, privilégié chez l'homme, l'est par la chaîne alimentaire (Lee, 2012). L'Organisation Mondiale de la Santé signale aussi le risque grave produit par la forme de Pb inorganique introduite dans l'homme par la voie de la consommation de l'eau (OMS, 2013).

Nos résultats corroborent avec celles rapportées par Ben Abbou (2014) dans la ville de Taza au Maroc, et inférieures à celles rapportés par Laaziri et *al.* (2015) dans les eaux d'irrigation de la région de Meknès-Tafilalet, et à celle observé dans l'étude de Surdyk et *al.* (2010) des eaux d'irrigation à Serbie avec une moyenne de 6,5 µg/l ; et aux eaux de surface de la rivière Bara (0,62 mg/l) dans la région d'Akbarpura du district de Nowshera, Pakistan (Waseem et *al.*, 2014) ; mais demeurent inférieures à la valeur seuil fixé par la FAO et qui est de 5 mg/l (Ayers et Westcot, 1994).

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du Pb pour le facteur "temps" ($F=1,64$; $P \leq 0,1$), alors qu'il révèle une différence très hautement significative pour le facteur "stations" ($F=5,91$; $P \leq 0,0001$).

Selon le test de Bonferroni (Tableau 25), La comparaison des moyennes du Pb selon les stations fait sortir 5 groupes débutés par la station E8.

Tableau 25 : Test de Bonferroni pour le Pb selon les stations.

| Modalité Station | Moy \pm Et | Groupes |
|------------------|-----------------|---------|
| E8 | 0,34 \pm 0,11 | A |
| E1 | 0,30 \pm 0,05 | B |
| E3 | 0,26 \pm 0,05 | C |
| E7 | 0,24 \pm 0,06 | |
| E4 | 0,23 \pm 0,06 | D |
| E2 | 0,21 \pm 0,07 | |
| E5 | 0,18 \pm 0,06 | E |
| E6 | 0,18 \pm 0,12 | |

b. Cadmium

Les teneurs moyennes en Cd, des eaux du BBH, dont la moyenne est de 0,18 $\mu\text{g/l}$, varient de 0,04 à 0,35 $\mu\text{g/l}$, la station E1 a noté la moyenne la plus élevée de 0,27 $\mu\text{g/l}$ alors que la station E6 a marqué la plus faible moyenne de Pb avec 0,09 $\mu\text{g/l}$ (Figure 16). Le mois de décembre note les plus grandes teneurs en Cd avec une moyenne de 0,20 $\mu\text{g/l}$.

Le cadmium entre dans la composition de nombreux alliages (soudures, brasures) et sert à la fabrication de certaines batteries. Mais ses principales utilisations concernent les revêtements anticorrosion ou encore la fabrication de pigments de couleurs (jaune et rouge), D'une façon générale, les eaux naturelles n'en contiennent que quelques microgrammes de cadmium par litre (Rodier, 2009).

Très toxique, le cadmium est l'un des rares éléments n'ayant aucune fonction connue dans le corps humain ou chez les plantes. Il faut éviter son contact avec des aliments. Chez l'Homme, il provoque des problèmes rénaux et de l'augmentation de la tension (Plumlee et Ziegler, 2003). De plus, il a été rapporté par Djegbe et *al.* (2018) que le Cd est un élément mobile qui est facilement absorbé par les plantes racinaires.

Ces résultats corroborent avec celles rapportées par Ben Abbou (2014) dans la ville de Taza au Maroc, inférieurs à celles rapportées dans l'étude de Ajala et *al.* (2015) des eaux de la Rivier ASA en Nigeria avec une gamme entre (1.80 -5.01)mg/l, et elles sont supérieures à celle observée dans les échantillons d'eau de surface prélevés dans divers sites de la province de

Bawéra au Bénin ($< 0,001 \mu\text{g} / \text{L}$) (Djegbe et al. 2018) et demeurent inférieures à la valeur seuil fixé par la FAO et qui est de $0,01 \text{ mg/l}$.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du Cd pour le facteur "temps" ($F=1,53$; $P\leq 0,13$), alors qu'il révèle une différence très hautement significative pour le facteur "stations" ($F= 43,64$; $P\leq 0,0001$).

Selon le test de Bonferroni (Tableau 26), La comparaison des moyennes du Cd selon les stations fait sortir 6 groupes entêtés par la station E1.

Tableau 26 : Test de Bonferroni pour le Cd selon les stations.

| Modalité Station | Moy \pm Et | Groupes |
|------------------|----------------|---------|
| E1 | $0,29\pm 0,01$ | A |
| E2 | $0,22\pm 0,04$ | B |
| E7 | $0,20\pm 0,05$ | C |
| E8 | $0,18\pm 0,03$ | D |
| E4 | $0,16\pm 0,03$ | E |
| E5 | $0,15\pm 0,07$ | |
| E3 | $0,14\pm 0,03$ | |
| E6 | $0,08\pm$ | F |

c. Zinc

Les teneurs des eaux du BBH en Zn varient entre $0,14$ et $4,25 \mu\text{g/l}$ et avec une moyenne de $1,79 \mu\text{g/l}$ (Figure 16). La station E7 a noté la moyenne la plus élevée de $2,92 \mu\text{g/l}$ alors que la station E5 a marqué la plus faible moyenne de Zn avec $1,06 \mu\text{g/l}$. Le mois de juin note les plus grandes teneurs en Zn avec une moyenne de $1,84 \mu\text{g/l}$, Ceci confirme la dominance domestique des eaux usées du cours d'eau.

Les sources naturelles de zinc dans l'environnement sont l'altération de roches (56%), le volcanisme (22%) et la végétation (Tabari et al., 2011). Cependant, Nriagu (1996) a calculé que ces sources naturelles ne représentent qu'environ 7% des émissions totales de cet élément dans l'environnement, étant donné que la production et le traitement de minerai et les activités industrielles représenteraient 75% et 18% respectivement, des émissions du Zn dans le milieu naturel.

Le zinc (Zn) est employé dans de nombreux alliages, pour la galvanisation des pièces métalliques, dans la fabrication de pigments de teinture, de vernis, comme raticide et dans la

fabrication de batteries et de produits phytosanitaires. Le zinc retrouvé dans les eaux de distribution à des teneurs pouvant dépasser 1 mg/l provient des canalisations de laiton ou de fer galvanisé, attaquées par les eaux agressives ou riches en chlorures et sulfates (Ghrefat and Yusuf 2006).

Il est aussi utilisé en agriculture, comme apport d'oligo-élément, essentiellement en zone de sols fortement calcaires. La culture la plus sensible à la carence ou l'insuffisance en zinc est probablement le maïs. Des symptômes d'insuffisance apparaissent aussi sur la plupart des arbres fruitiers. Les apports, préventifs ou curatifs, se font sur le sol ou par pulvérisation foliaire. Pour exemple, les besoins annuels pour le maïs se situent autour de 300 à 500 grammes de zinc par hectare (Bird et al., 2005).

Cependant, comme tout oligo-élément, l'incorporation du Zn en quantité trop importante peut entraîner un phénomène de toxicité. En effet, le caractère phytotoxique de Zn a été montré par de nombreuses études qui ont souligné une diminution de la production de biomasse dans des sols amendés avec des boues riches en Zn (Singh et al., 2005). Même si les végétaux arrivent à se développer sur sols pollués en Zn, les végétaux ayant poussé dans des sites contaminés présentent des concentrations importantes, certaines dépassant des normes internationales de qualité alimentaire (Liu et al., 2005).

Nos résultats sont inférieurs à celle observé dans l'étude de Benkhoubi et al. (2016) des eaux d'irrigation du bassin hydraulique du Sebou a Kenitra (nord-ouest du Maroc) avec une moyenne de 0,55 mg/l, et à celle des eaux de la Rivier de ASA, Ilorin, Nigeria (Ajala et al., 2015) avec une fourchette entre (2.60-5.11 mg/l), et demeurent inférieures à la valeur seuil fixée par la FAO et qui est de 2 mg/l.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du Zn pour le facteur "temps" ($F=0,71$; $P \leq 0,72$), alors qu'il révèle une différence très hautement significative pour le facteur "stations" ($F= 12,37$; $P \leq 0,0001$).

Selon le test de Bonferroni (Tableau 27), La comparaison des moyennes du Zn selon les stations fait sortir 4 groupes le premier est représenté par la station E7.

Tableau 27 : Test de Bonferroni pour le Zn selon les stations.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes |
|------------------|-----------|---------|
| E7 | 2,98±0,76 | A |
| E4 | 1,80±0,37 | B |
| E8 | 1,65±0,47 | C |
| E1 | 1,57±0,49 | |
| E6 | 1,56±0,51 | |
| E3 | 1,36±0,82 | |
| E2 | 1,29±0,43 | |
| E5 | 1,06±0,03 | D |

d. Fer

Les eaux du BBH se caractérisent par des teneurs relativement élevées en Fe, varient de 9,69 à 45,24 µg/l. La stations E7 a noté la moyenne la plus élevées de 33,27 µg/l alors que la station E5 a marqué la plus faible moyenne de Fe avec 13,81 µg/l (Figure 16). Le mois de juin note les plus grandes teneurs en Fe avec une moyenne de 21,65 µg/l.

Le fer (Fe) a pour origine la lixiviation des terrains traversés ou des pollutions industrielles. Dans les eaux domestiques, le fer provient le plus souvent de la corrosion des conduites d'amenées. Le fer peut se rencontrer jusqu'à 10 mg/l dans les eaux de sondages (Tamrabet, 2007)

Nos résultats sont inférieurs à celle rapporté par Laaziri et *al.* (2015), similaire à celle observé dans l'étude de Surdyk et *al.* (2010) des eaux d'irrigation à Serbie avec une moyenne de 35µg/l ; nos résultats restent inférieurs à la valeur seuil fixée par la FAO et qui est de 5 mg/l.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du Fe pour le facteur "temps" (F= 0,19 ; P≤0,99), alors qu'il révèle une différence très hautement significative pour le facteur "stations" (F=19,84 ; P≤ 0,0001).

Selon le test de Bonferroni (Tableau 28), La comparaison des moyennes du Fe selon les stations fait sortir 4 groupes entêté par la station E7.

Tableau 28 : Test de Bonferroni pour le Fe selon les stations.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes |
|------------------|------------|---------|
| E7 | 33,27±8,32 | A |
| E8 | 26,45±5,15 | B |
| E1 | 25,01±5,53 | C |
| E2 | 17,41±3,42 | D |
| E3 | 16,21±3,11 | |
| E6 | 15,73±4,39 | |
| E4 | 15,48±4,74 | |
| E5 | 13,81±2,02 | |

e. Chrome

Les teneurs moyennes en Cr dans les eaux d'irrigation du BBH varient de 0,19 à 0,75 µg/l avec une moyenne de 0,46 µg/l (Figure 16). La stations E1 a noté la moyenne la plus élevées de 0,71 µg/l alors que la station E6 a marqué la plus faible moyenne de Cr avec 0,25 µg/l. Le mois de juin note la plus grande teneur en Cr avec une moyenne de 0,5 µg/l.

Le chrome est un élément important surtout dans l'industrie métallurgique de l'acier ou des pigments. Ses formes d'oxydation sont principalement utilisées dans les pigments, la finition des métaux et les produits de préservation du bois, la principale source de pollution par le Cr est considérée comme provenant des colorants et du tannage du cuir lorsque les déchets sont déversés directement dans les flux de déchets (Kabata-Pendias, 2011). Selon Shanker et *al.* (2005), Cr se trouve dans les eaux à des teneurs entre (0,2-50 µg/l).

Nos résultats sont inférieurs à celle observé dans l'étude de Benkhoubi et *al.*(2016) des eaux d'irrigation du bassin hydraulique du Sebou a Kenitra (nord-ouest du Maroc) avec une moyenne de 0,21 mg/l, ,Nazir et *al.* (2015) des eaux d'irrigation au Tanda Dam kohat, Pakistan, avec des teneurs allant de 1,31 à 2,88 mg/l, et demeurent inférieures à la valeur seuil fixée par la FAO et qui est de 0,1 mg/l.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du Cr pour le facteur "temps" (F= 2,54 ; P≤0,08), alors qu'il révèle une différence très hautement significative pour le facteur "stations" (F= 38,05 ; P≤ 0,0001).

Selon le test de Bonferroni (Tableau 29), La comparaison des moyennes du Cr selon les stations fait sortir 6 groupes, le premier représenté par la station E1.

Tableau 29 : Test de Bonferroni pour le Cr selon les stations.

| Modalité Station | Moy \pm Et | Groupes |
|------------------|-----------------|---------|
| E1 | 0,71 \pm 0,04 | A |
| E7 | 0,57 \pm 0,1 | B |
| E2 | 0,50 \pm 0,11 | |
| E8 | 0,48 \pm 0,05 | C |
| E4 | 0,40 \pm 0,06 | D |
| E5 | 0,38 \pm 0,12 | |
| E3 | 0,36 \pm 0,1 | E |
| E6 | 0,25 \pm 0,05 | F |

f. Cuivre

Les teneurs moyennes en Cu dans les eaux d'irrigation du BBH varient de 0,14 à 1,35 $\mu\text{g/l}$ avec une moyenne de 0,67 $\mu\text{g/l}$ (Figure 16). La stations E1 a noté la moyenne la plus élevées de 1,03 $\mu\text{g/l}$ alors que la station E6 a marqué la plus faible moyenne de Cu avec 0,38 $\mu\text{g/l}$. Le mois de décembre note la plus grande teneur en Cu avec une moyenne de 0,81 $\mu\text{g/l}$.

Le cuivre ne se trouve dans les eaux de surface qu'à de très faibles teneurs, ne dépassant pas 0,05 mg/l . Sa présence en teneurs élevées, dans l'environnement, est due essentiellement au déversement des eaux usées (El Makhfouk et *al.*, 2003).

Les sels de cuivre sont utilisés comme des ingrédients actifs dans les préservatifs du bois, dans les fongicides ou algicides, en agriculture, pour le traitement chimique de surface, pour le tannage des peaux, ainsi que pour la fabrication de la peinture. Le cuivre peut provenir également de la corrosion des tuyauteries (Zouita, 2002).

Nos résultats corroborent à celle de Waseem et *al.* (2014) aux eaux de surface au Pakistan, elles sont inférieures à celle observé dans l'étude de Djegbe et *al.*(2018) des eaux d'irrigation au Bénin avec une moyenne de 26,12 $\mu\text{g/l}$, et demeurent inférieures à la valeur seuil fixée par la FAO(1976) et qui est de 0,2 mg/l .

L'ANOVA révèle une différence très hautement significative du Cu pour le facteur "temps" (F=5,03 ; P≤ 0,0001) et le facteur "stations" (F=26,81 ; P≤ 0,0001).

Selon le test de Bonferroni (Tableau 30), La comparaison des moyennes du Cu selon les stations fait sortir 8 groupes débuté par la station E1, alors que pour la comparaison selon les mois le test révéla la présence de 3 groupes.

Tableau 30 : Test de Bonferroni pour le Cu selon les stations et les mois.

| Modalité Station | Moy ± Et | Groupes | Modalité Mois | Moy ± Et | Groupes |
|---------------------|-----------|---------|------------------|-----------|---------|
| E1 | 1,03±0,19 | A | Novembre | 0,82±0,07 | A |
| E2 | 0,79±0,13 | B | Janvier | 0,88±0,17 | |
| E7 | 0,75±0,19 | C | Décembre | 0,80±0,12 | |
| E8 | 0,70±0,18 | D | Septembre | 0,79±0,11 | B |
| E5 | 0,60±0,14 | E | Octobre | 0,75±0,12 | |
| E4 | 0,57±0,09 | F | Aout | 0,71±0,03 | |
| E3 | 0,53±0,13 | J | Juillet | 0,67±0,05 | |
| E6 | 0,38±0,16 | H | Mai | 0,62±0,02 | C |
| | | | Juin | 0,61±0,1 | |
| | | | Mars | 0,51±0,3 | |
| | | | Février | 0,53±0,06 | |
| | | | Avril | 0,50±0,11 | |

D'une manière générale, Les concentrations des ETM, recherchés dans les eaux d'irrigation du BBH sont faibles et en dessous des valeurs maximales limites des eaux destinées à l'irrigation ou rejetées dans les eaux de surface. Mais étant donné que les ETM tendent à s'accumuler dans le sol et dans les plantes, leur suivi périodique devient un élément essentiel dans la gestion des eaux d'irrigation.

Selon le test d'ANOVA les ETM recherchés ne varient pas significativement avec le temps sauf le Cu mais varient très significativement selon les stations, ils peuvent être classés dans l'ordre d'importance décroissant de leurs moyennes comme suivant :

Fe (20,67 µg/l) > **Zn** (1,79 µg/l) > **Cu** (0,67 µg/l) > **Cr** (0,46 µg/l) > **Pb** (0,24 µg/l) > **Cd** (0,18 µg/l).

L'une des sources de cette pollution peut être les apports des sources non ponctuelles des eaux Usées domestiques et urbaines de la ville de Mila, des lixiviats des décharges effluentes rurales, des infiltrations des routes (Ben Salem et *al.*, 2014). Les concentrations des métaux lourds dans l'eau sont affectées par un certain nombre de processus, à savoir l'absorption biologique, le piégeage par les particules, la libération des sédiments du fond, le brassage des masses d'eau et le transport éolien des matériaux terrestres, ainsi que, les apports atmosphériques et dépôts des aérosols et de poussières chargés en métaux lourds issus du trafic routier dans la région (Gherib et *al.* 2018). Les faibles teneurs en métaux lourds sont attribuées aux plusieurs phénomènes d'oxydation et d'adsorption sur les matières en suspension et leur sédimentation par la suite. (Brown et Depledge, 1998).

4.1.2. Les indices de la qualité de l'eau

Les différents indices de qualité de l'eau d'irrigation du barrage de Beni Haroun sont représentés dans le tableau (31).

Tableau 31 : Classes d'indices de qualité appliqués pour l'eau d'irrigation du barrage de Beni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie.

| Indices | Values | Classes | E1 | E2 | E3 | E4 | E5 | E6 | E7 | E8 | Total [%] |
|----------------|---------------|---------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|-----------|
| CE [µs/cm] | < 250 | C1: Excellente | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 250–750 | C2: Bonne | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 750–2250 | C3: Admissible a élevé | 6.2 | 6.2 | 8.3 | 8.3 | 8.3 | 9.4 | 7.3 | 7.3 | 61.4 |
| | 2250– 5000 | C4: Déconseillés | 5.2 | 4.2 | 4.2 | 4.2 | 4.2 | 3.1 | 5.2 | 5.2 | 35.4 |
| | >5000 | C5: très élevé | 1 | 2.1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 3.1 |
| Na [%] | <20 | Excellente | 2.1 | 0 | 9.4 | 6.2 | 5.2 | 3.1 | 7.3 | 6.2 | 39.6 |
| | 20–40 | Bonne | 3.1 | 7.3 | 3.1 | 6.2 | 6.2 | 8.3 | 3.1 | 4.2 | 41.7 |
| | 40–60 | Admissible | 7.3 | 5.2 | 0 | 0 | 1 | 1 | 2.1 | 2.1 | 18.7 |
| SAR [meq/l] | <10 | Excellente | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 100 |
| | 10–18 | Bonne | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | 18–26 | Douteux | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | >26 | Inapproprié | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| RSC [meq/l] | <1.25 | Sans danger | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 100 |
| | 1.25–2.5 | Modérer | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | >2.5 | Inapproprié | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| PI [%] | <75 | Adapté | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 100 |
| | >75 | Non adapté | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| KR[meq /l] | <1 | Approprié | 12.5 | 11.4 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 12.5 | 98.9 |
| | >1 | Inapproprié | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| MH[%] | 50< | Approprié | 11.4 | 11.4 | 12.5 | 12.5 | 10 | 11.4 | 12.5 | 12.5 | 94.8 |
| | >50 | Inapproprié | 1 | 1 | 0 | 0 | 2.1 | 1 | 0 | 0 | 5.2 |

4.1.2.1. Diagramme de Piper

L'ordre de dominance des cations dans les eaux a été $Ca > Na > Mg > K$, alors que pour les anions il été $Cl > SO_4 > HCO_3 > NO_3$. Afin de déterminer le faciès chimique des eaux d'irrigation du BBH, nous avons placé les concentrations en éléments majeurs de ces eaux sur le diagramme de Piper (1944) (Figure 17). La projection des points représentatifs sur le losange nous permet

de déterminer le faciès chimique dominant des eaux qui est : chloruré sulfaté et calcique magnésienne.

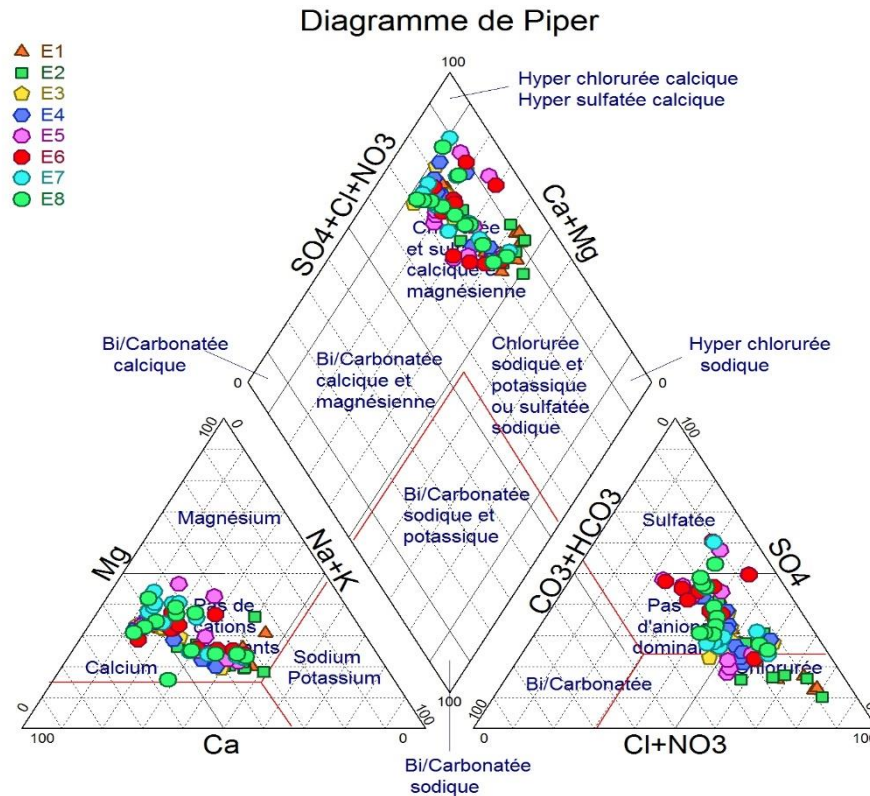


Figure 17 : Diagramme de piper des eaux d’irrigation du barrage de Béni Haroun.

4.1.2.3. Diagramme de Wilcox

Une directive a été établie par l'USDA laboratoire de salinité dans Freeze et Cherry (1979) pour déterminer la pertinence de l'eau pour l'irrigation en fonction des CE. Le tableau 31 indique que 38,53 % des échantillons n'ont pas été trouvé approprié pour l'irrigation.

Pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation, les paramètres tels que le taux de sodium (Na%) et Ratio d'adsorption de sodium et (SAR) ont été calculées sur la base des variables chimiques des échantillons d'eau (Singh et al., 2005). Les indices d'évaluation de l'eau d'irrigation sont :

La pertinence de l'eau pour l'irrigation basée sur Na% (Tableau 31) qui montre que 39,58 % des échantillons sont excellente, 41,66 % sont bonne et 18,75 % sont admissible.

On projetant les échantillons de la zone d'études sur le diagramme de Wilcox, pour classer les eaux d'irrigation selon la CE et Na%, la figure 18 montre que 58,33% des échantillons du barrage sont bonnes pour l'irrigation, alors que 41,66% sont médiocre à mauvaise.

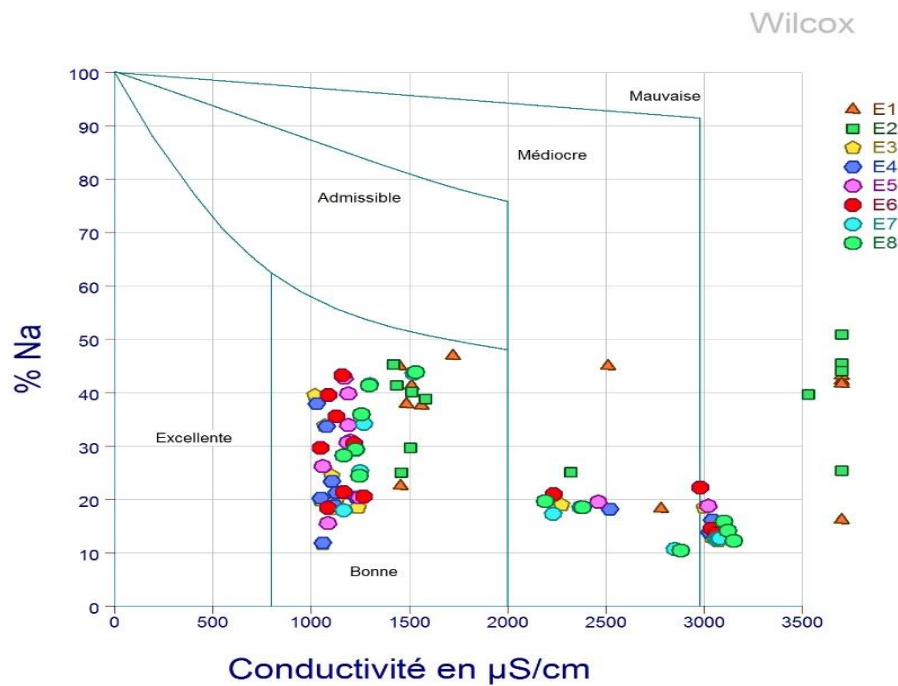


Figure 18 : Diagramme de Wilcox des eaux d'irrigation du barrage de Béni Haroun.

4.1.2.4. Diagramme de Richards Riverside

Dans le laboratoire de salinité des États-Unis (USSL), en utilisant le diagramme proposé par Richards (1954), l'aptitude de l'eau pour l'irrigation peut être classée en quatre types : C1 (faible salinité), C2 (salinité moyenne), C3 (salinité élevée), C4 (très forte salinité) et C5 (mauvaise). En fonction du risque de sodium S1 (faible), S2 (moyen), S3 (élevé) et S4 (très élevé) (Brindha et al., 2014).

Les eaux du barrage prélevé dans la zone d'étude sont excellentes fondées sur les valeurs du SAR (tableau 31).

La figure 19 montre tous les prélèvements du barrage projetés sur le diagramme de USSL. Les prélèvements se situent dans les catégories suivantes :

C3S1 : 61,45% Ces eaux relativement bonnes (Richards, 1954), peuvent être utilisées pour l'irrigation si un faible risque à des niveaux nocifs de Na échangeable est pris en compte. Ces eaux peuvent être utilisées pour irriguer les cultures tolérantes au sel et semi-tolérantes telles que le blé, tomates, pommes de terre et les oignons ainsi que poires, pommes, d'orangers et de citronniers sous condition de drainage favorables (Etteieb et al., 2015; Vincy et al., 2015) .

C4S1 : 30,2% qualité médiocre à mauvaise, à utiliser avec précaution pour les sols lourds et les plantes sensibles. L'emploi pour les sols légers et bien drainés nécessite une dose de lessivage et/ou apport de gypse.

C4S2 : 5,2% qualité très mauvaise utilisée que pour les sols légers et bien drainés et pour les plantes résistantes avec nécessité de doses de lessivages et/ou apport de gypse.

C5S3 : 3,12% déconseillée pour l'irrigation.

Ces classes indiquent des eaux de mauvaise qualité pour l'irrigation du fait qu'elles présentent un fort danger de salinisation avec un risque de sodicité faible a moyen.

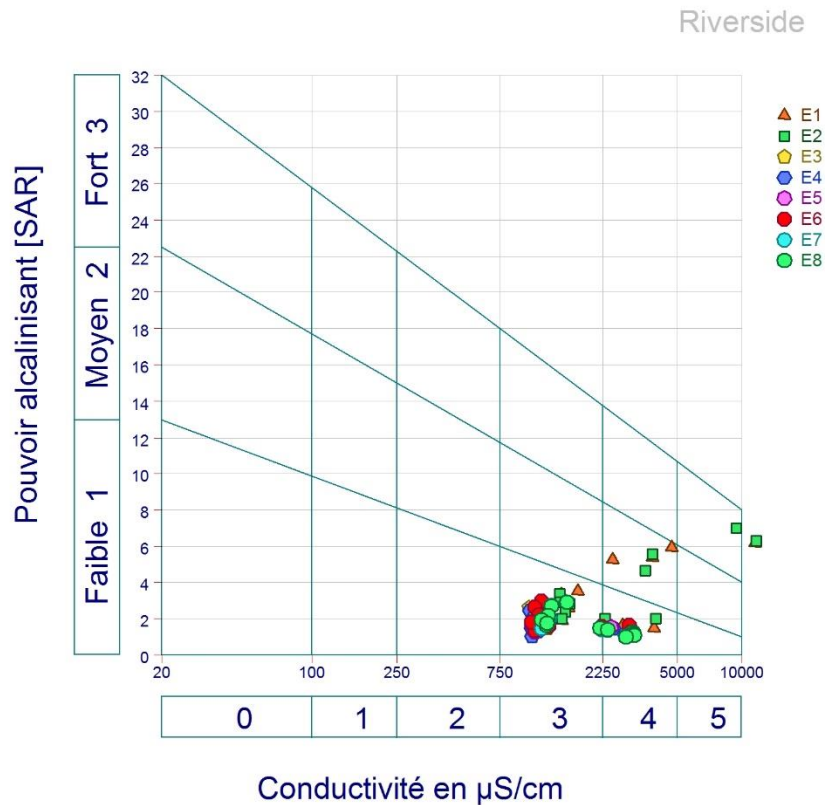


Figure 19 : Diagramme de Richards Riverside des eaux d'irrigation du barrage Béni Haroun.

Selon MH tableau (31) Un petit pourcentage (5,2 %) n'était pas apte pour l'irrigation, tandis que 91 échantillons ont été bonne pour l'irrigation.

L'indice RSC classe tous les échantillons dans la catégorie sans danger pour l'irrigation (tableau 31).

Le RSC seuil ≥ 1.25 n'est pas atteint tableau (31), Ceci s'explique par la richesse des eaux du barrage par autant d'ions de calcium et de magnésium que d'ions de bicarbonates comme le suggèrent Tiwari et Manzoor (1988).

La perméabilité du sol est affectée par l'utilisation à long terme de l'eau d'irrigation. Elle est influencée par le sodium, le calcium, le magnésium et bicarbonate contenu de sol (Raju et Janardhana, 2007). Ceci est donné par l'indice de perméabilité PI (Doneen, 1964), selon le

tableau (31) les eaux de surface de la zone d'étude sont dans la classe I (<75%) adapté à des fins d'irrigation. Alors que selon KR un seul échantillon (1,04%) ne convient pas pour l'irrigation alors que le reste (98,95%) convient pour l'irrigation.

4.1.3. Typologie spatio-temporelle de la qualité des eaux du barrage Béni Haroun

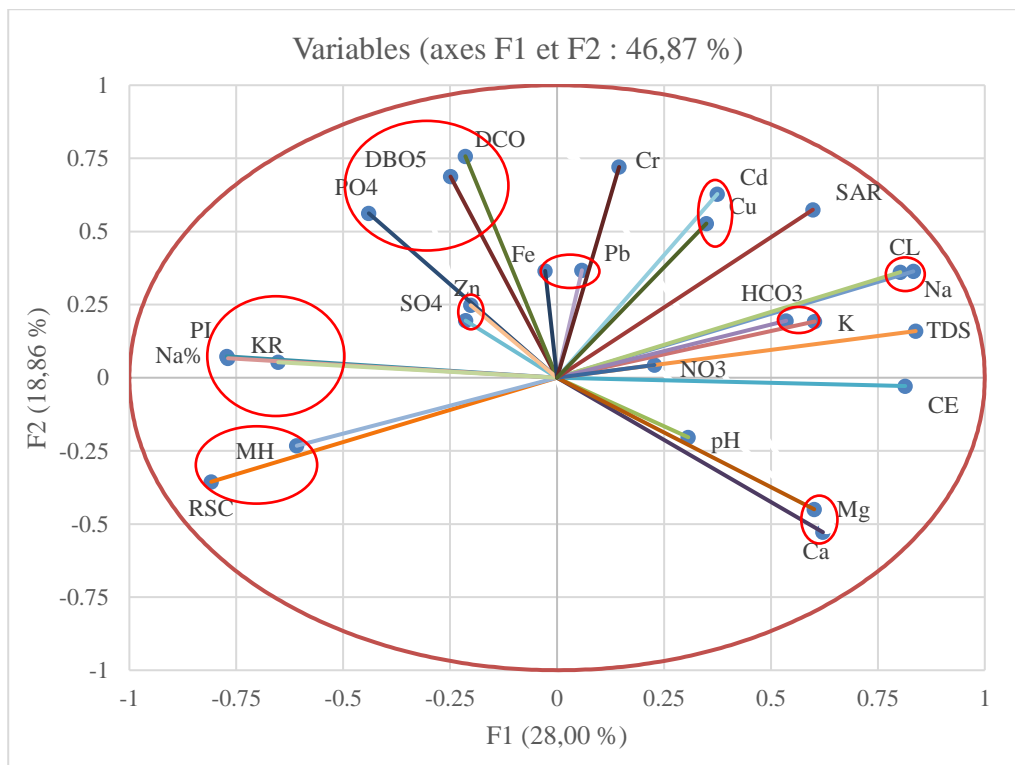


Figure 20 : Distribution des variables physico-chimiques, éléments minéraux majeurs, paramètres de pollution organique et indices de qualité de l'eau d'irrigation du Barrage de Béni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie.

La synthèse de la variation de l'ensemble valeurs mesurées des paramètres physicochimiques de l'eau, est faite en utilisant l'analyse en composantes principales (ACP). Une matrice de données, constituée de 31 paramètres représentant les principaux constituants de l'eau d'irrigation du barrage de Béni Haroun, et les 96 prélèvements (8 sites de prélèvements x 12 mois) a été soumise à un ACP. Expliquant respectivement (Figure 20) : 28% et 18,86%, les deux axes de l'analyse en composantes principales rendent compte de 47,42% de la variation totale. On constate la présence de 9 groupes distinct :

- 1) Ca, Mg ;

- 2) Na, Cl ;
- 3) K, HCO₃ ;
- 4) Cd , Cu;
- 5) Pb, Fe ;
- 6) DCO, DBO₅, PO₄;
- 7) Zn, SO₄ ;
- 8) Na%, KR, PI ;
- 9) MH, RSC.

L'axe 1 établit une forte opposition entre, Mg, Ca, Cl, Na, K, HCO₃, Pb, Fe d'une part, et les DCO, DBO₅, PO₄, Zn, SO₄, Na%, KR, PI, MH et RSC d'autre part. L'axe 2 est positivement lié aux TDS et CE et négativement aux Na%, KR, PI, MH, RSC (Figure 20).

Tableau 32 : Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale pour les eaux d'irrigation.

| Variables | F1 | F2 |
|------------------|-------------|-------------|
| pH | 0,09 | 0,04 |
| CE | 0,66 | 0 |
| TDS | 0,70 | 0,03 |
| DBO ₅ | 0,06 | 0,47 |
| DCO | 0,05 | 0,57 |
| Ca | 0,39 | 0,28 |
| Mg | 0,36 | 0,20 |
| Na | 0,69 | 0,13 |
| K | 0,36 | 0,04 |
| Cl | 0,64 | 0,13 |
| HCO ₃ | 0,29 | 0,04 |
| SO ₄ | 0,05 | 0,04 |
| PO ₄ | 0,09 | 0,30 |
| NO ₃ | 0,05 | 0 |
| SAR | 0,36 | 0,33 |
| Na% | 0,60 | 0,01 |
| RSC | 0,65 | 0,13 |
| MH | 0,37 | 0,05 |

| Suite de tableau | | |
|------------------|-------------|-------------|
| Variabes | F1 | F2 |
| PI | 0,59 | 0 |
| KR | 0,43 | 0 |
| Pb | 0 | 0,13 |
| Cd | 0,14 | 0,39 |
| Zn | 0,04 | 0,06 |
| Fe | 0 | 0,13 |
| Cr | 0,02 | 0,52 |
| Cu | 0,12 | 0,28 |

Les valeurs en gras correspondent pour chaque variable au facteur pour lequel le cosinus carré est le plus grand. Les TDS et la CE sont les éléments les plus lié à l'axe F1 de l'ACP.

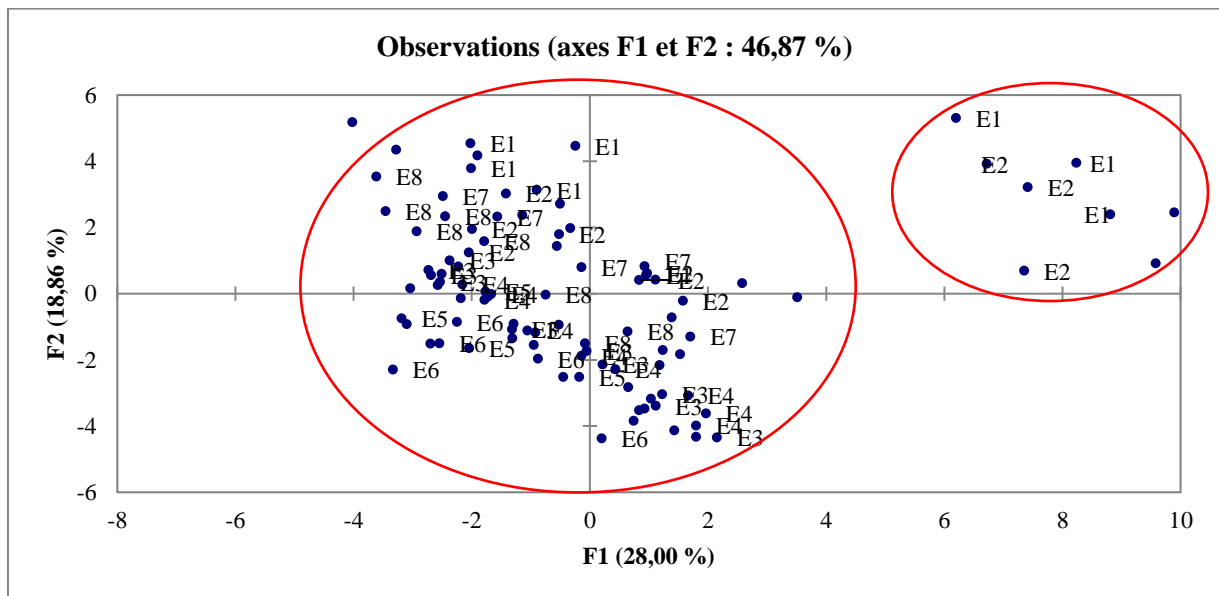


Figure 21 : Distribution des stations de prélèvement de l'eau d'irrigation du Barrage de Béni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie.

La figure (21) nous indique la projection des stations de prélèvements des eaux d'irrigation pendant 12 mois, sur le plan principal (axes 1-2) de l'ACP fait apparaitre des ressemblances et des différences entre les stations étudiés (Barrage de Béni Haroun). Cette représentation visualise une structure dominée par un rapprochement des prélèvements de toutes les stations du E1

jusqu'à E8, et le détachement de 8 prélèvements appartenant aux stations E1 et E2 pendant l'hiver ces deux sites se distinguent des autres points de prélèvement par leur pollution. La pollution des eaux du BBH est due essentiellement aux apports des eaux usées domestiques et industrielles de la ville de Mila est celle de Constantine rapporté par oued Rhumel et oued Endja.

4.1.4. Corrélations entre les mesures physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et les paramètres de pollution de l'eau d'irrigation du Barrage de Béni Haroun (Annexe 9).

* La CE est liée positivement aux teneurs en TDS ($r=0,67$), La conductivité électrique est une bonne mesure du risque de salinité pour les cultures car elle reflète les TDS dans les eaux (Aghazadeh et Mogaddam, 2010) ; Alors qu'elle est liée négativement aux Na% ($r=-0,51$), RSC ($r=-0,57$) PI ($r=-0,51$) puisque ces derniers sont calculés à partir de ce paramètre.

* TDS est lié positivement aux Mg ($r=0,58$), HCO_3 ($r=0,63$), Les eaux de surface des cours d'eau ont des teneurs élevées en TDS parce que l'eau a été en contact avec le sol et les roches, d'où elle prélève des minéraux dissous et d'autres constituants comme les Mg et HCO_3 (Lazarova et Bahri, 2005). Alors qu'ils sont liés négativement aux RSC ($-0,92$) et MH ($-0,66$) puisque ces derniers sont calculés à partir de ce paramètre.

*Le Ca est liée positivement aux teneurs en CE ($r=0,53$), Mg ($r=0,88$).

Le calcium est l'une des substances les plus abondantes dans l'eau naturelle et provient de la lixiviation de roches minérales riches en calcium comme la pierre calcaire ou la minéralisation de la matière organique par des bactéries (Seth et al. 2014). Généralement, le calcium et le magnésium maintiennent un état d'équilibre dans la plupart des eaux (Ravikumar et al., 2011).

* Le Na est liée positivement aux teneurs en CE ($r=0,76$), TDS ($r=0,82$), K ($r=0,67$), Cl ($r=0,85$), HCO_3 ($r=0,50$), SAR ($r=0,91$), et négativement avec Na% ($r=-0,52$), RSC ($r=-0,84$), MH ($r=-0,60$), PI ($r=-0,52$).

* Le K est lié positivement aux teneurs en CE ($r=0,51$), TDS ($r=0,57$), Cl ($r=0,58$), HCO_3 ($r=0,5$), SAR ($r=0,55$), alors qu'il est lié négativement avec RSC ($r=-0,6$).

* Le Na% est lié positivement au KR ($r=0,97$), SO_4 ($r=0,71$).

* Le Cl est lié positivement aux teneurs en CE ($r=0,58$), TDS ($r=0,91$), HCO_3 ($r=0,56$), SAR ($r=0,76$), et négativement avec RSC ($r=-0,99$), MH ($r=-0,78$).

Les principaux sels responsables de la salinité de l'eau sont les sels de calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorures, les sulfates et les bicarbonates (couture, 2006).

Les concentrations ioniques de Na, HCO₃ sont les indicateurs du sodium, La variation de Na, Cl, K, HCO₃ est dérivée de la réaction d'altération naturelle, (Zhang et al. 2012a), le K se comporte de manière similaire au Na (Jalali et al., 2008).

* Les SO₄ est lié positivement aux teneurs en Na% (r= 0,71), PI (r= 0,71), KR (r= 0,81).

Le sulfate se trouve naturellement dans l'eau à cause du gypse et d'autres minéraux courants (Heizer et al., 1997).

* Le SAR est lié positivement au CE (r=0,57), TDS (r=0,63) négativement aux RSC (r= -0,75), MH (r= -0,54). Alors que Le RSC est lié positivement au MH (r= 0,70). Les HCO₃ est lié négativement aux RSC (r= -0,75).

SAR est une mesure de la tendance de l'eau d'irrigation à provoquer le remplacement des ions de calcium (Ca) attachés aux minéraux argileux du sol par des ions de sodium (Na). Le carbonate de sodium résiduel (RSC) est la mesure de l'excès de carbonates (CO₃) et de bicarbonates (HCO₃) par rapport au magnésium (Mg) et au calcium (Ca).

* Le PI est lié positivement au KR (r= 0,90), CE (r=-0,51). Kelly Ratio et l'indice de perméabilité sont les deux calculé à partir des teneurs en sodium, calcium et magnésium des eaux d'irrigation.

* Le Cd est lié positivement aux Cr (r= 0,79), Cu (r= 0,88) et le Cr est lié positivement aux Cu (r= 0,8).

Les métaux lourds ont d'origine naturelle les roches mères, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique. La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge. Cependant, la source majeure de contamination est d'origine anthropique (Addad, 2018).

* DCO est lié positivement au DBO₅ (r=0,62), PO₄ (r= 0,61), Fe (r=0,51)

La DCO et DBO₅ représentent les paramètres habituellement utilisés d'une manière indirecte, pour décrire la charge organique dans une eau usée (Khelif, 2010).

4.2. Sols irrigués

Les résultats des analyses granulométriques sont représentés dans le tableau (33), les résultats des paramètres physico-chimiques sont mentionnés dans le tableau (34), alors que les résultats des concentrations en ETM des sols son noté dans le tableau (35).

Tableau 33 : analyses granulométriques des sols irrigués par les eaux du barrage de Béni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie, Moy \pm Et, n=3. Stations Nord (SN) = S1, S2, S3, S4, S5, S6 ; stations Sud (SS) = S7, S8, S9, S10, S11, S12 ; T1= Témoin des stations nord ; T2= Témoin des stations sud.

| Stations | Argiles % Moy \pm Et | Limons % Moy \pm Et | Sable % Moy \pm Et | Texture |
|----------|---------------------------|--------------------------|-------------------------|-------------------|
| S1 | 53,30 \pm 2,12 | 40,21 \pm 1,72 | 6,49 \pm 0,93 | Argilo- limoneuse |
| S2 | 49,25 \pm 1,96 | 42,81 \pm 1,45 | 7,94 \pm 0,45 | Argilo- limoneuse |
| S3 | 51,90 \pm 1,91 | 42,77 \pm 1,39 | 5,33 \pm 0,42 | Argilo- limoneuse |
| S4 | 52,25 \pm 2,06 | 42,41 \pm 0,96 | 5,34 \pm 0,18 | Argilo- limoneuse |
| S5 | 50,2 \pm 2,1 | 43,30 \pm 1,55 | 6,5 \pm 0,9 | Argilo- limoneuse |
| S6 | 52,55 \pm 1,93 | 43,20 \pm 0,88 | 4,25 \pm 0,08 | Argilo- limoneuse |
| T1 | 53,25 \pm 2,09 | 43,11 \pm 1,58 | 3,64 \pm 0,11 | Argilo- limoneuse |
| S7 | 49,41 \pm 2,01 | 41,85 \pm 0,45 | 8,74 \pm 0,59 | Argilo- limoneuse |
| S8 | 51,10 \pm 1,8 | 41,84 \pm 1,34 | 7,06 \pm 1,02 | Argilo- limoneuse |
| S9 | 52,49 \pm 1,79 | 41,73 \pm 0,76 | 5,78 \pm 0,76 | Argilo- limoneuse |
| S10 | 50,41 \pm 2,03 | 40,40 \pm 0,6 | 9,19 \pm 1,12 | Argilo- limoneuse |
| S11 | 50,33 \pm 1,94 | 41,32 \pm 1,78 | 8,35 \pm 0,89 | Argilo- limoneuse |
| S12 | 51,26 \pm 2,3 | 41,25 \pm 2,2 | 7,49 \pm 0,78 | Argilo- limoneuse |
| T2 | 53,91 \pm 2,5 | 41,25 \pm 1,5 | 4,84 \pm 0,34 | Argilo- limoneuse |

Tableau 34 : Paramètres physicochimiques des sols irrigués par les eaux du barrage de Beni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie, Moy ± Et, n=3. Stations Nord (SN) = S1, S2, S3, S4, S5, S6 ; Stations Sud (SS) = S7, S8, S9, S10, S11, S12 ; T1= Témoin des stations nord ; T2= Témoin des stations sud.

| Stations | Profondeur cm | pH Moy±Et | CE ms/cm Moy±Et | MO % Moy±Et | CT % Moy±Et | Na meq/100g Moy±Et | K meq/100g Moy±Et | Ca meq/100g Moy±Et | Mg meq/100g Moy±Et | CEC meq/100g Moy±Et | ESP% Moy±Et | SAR Moy±Et |
|----------|---------------|-----------|-----------------|-------------|-------------|--------------------|-------------------|--------------------|--------------------|---------------------|-------------|------------|
| T1 | 0 | 7,93±0,31 | 412±37,43 | 2,24±1,11 | 50,9±9,01 | 4,5±1,11 | 2±0,08 | 14,2±1,98 | 6,9±1,11 | 15,2±0,26 | 29,61±0,64 | 1,39±0,01 |
| T1 | 10 | 8,05±0,1 | 349±28,47 | 2,09±0,53 | 46,86±2,84 | 4,1±0,64 | 1,8±0,18 | 15,9±0,67 | 6,6±0,43 | 17,5±0,73 | 23,43±3,6 | 1,22±0,81 |
| T1 | 20 | 8,18±0,06 | 383±7,43 | 1,87±0,03 | 42,67±0,64 | 3,8±0,81 | 1,6±0,67 | 12,3±0,98 | 6,1±0,64 | 16,1±1,36 | 23,6±2,72 | 1,25±0,83 |
| T1 | 30 | 8,19±0,14 | 268±28,47 | 2,55±0,73 | 39,33±2,8 | 3,6±0,98 | 1±0,16 | 11,8±0,43 | 5,8±1,3 | 15±0,98 | 24±0,98 | 1,21±0,33 |
| S1 | 0 | 8,85±0,26 | 728±21,36 | 2,56±0,81 | 36,45±4,2 | 11,34±0,34 | 3,9±0,1 | 23,5±2,67 | 19,1±0,89 | 24±0,64 | 47,25±7,43 | 2,46±0,12 |
| S1 | 10 | 8,67±0,16 | 696±24,5 | 2,4±0,1 | 30,15±8,2 | 13,1±3,12 | 4,2±0,16 | 23,1±2,34 | 14,7±0,7 | 32±0,64 | 40,94±3,2 | 3,01±0,2 |
| S1 | 20 | 8,82±0,12 | 551±27,53 | 1,8±0,3 | 34,35±0,53 | 12,45±0,79 | 3,6±0,17 | 22,5±4,53 | 8,1±0,3 | 29±0,31 | 42,93±12,6 | 3,18±0,81 |
| S1 | 30 | 8,79±0,21 | 500±31,06 | 0,82±0,31 | 40,75±0,79 | 12,3±1,1 | 3,1±0,3 | 25,1±1,1 | 6,3±0,79 | 13±3,3 | 94,62±1,6 | 3,1±0,13 |
| S2 | 0 | 8,74±0,26 | 484±20,5 | 2,7±1,2 | 47,85±7,43 | 13,6±2,83 | 4,8±0,32 | 23,6±9,07 | 11,3±1,27 | 35,02±7,03 | 38,83±2,6 | 3,26±1,11 |
| S2 | 10 | 8,46±0,15 | 562±27,22 | 2,62±0,37 | 31,15±4,01 | 12,8±1,27 | 4,6±0,23 | 17,1±1,0 | 10,5±1,03 | 29,3±4,53 | 43,69±7,1 | 3,45±0,14 |
| S2 | 20 | 8,58±0,17 | 557±21,53 | 1,79±0,51 | 34,75±3,2 | 11,2±1,27 | 5,1±0,16 | 22,5±0,64 | 10,3±2,01 | 21,4±0,89 | 52,34±6,3 | 2,77±1,27 |
| S2 | 30 | 8,65±0,22 | 521±33,9 | 1,62±0,53 | 40,2±5,22 | 10,4±2,31 | 3,9±0,3 | 23,1±1,27 | 11,8±3,1 | 19,7±0,64 | 52,79±7,43 | 2,49±0,22 |
| S3 | 0 | 8,79±0,39 | 625±18,8 | 2,4±0,81 | 36,45±0,79 | 12,3±1,31 | 2,9±0,43 | 18,5±0,79 | 11,7±0,89 | 26,75±4,21 | 45,98±1,6 | 3,17±0,31 |
| S3 | 10 | 8,47±0,17 | 515±23,9 | 1,9±0,31 | 38,15±6,43 | 12,59±0,64 | 3,4±1,83 | 23±3,73 | 12,2±0,14 | 22,87±2,73 | 55,05±8,43 | 3±1,11 |
| S3 | 20 | 8,61±0,27 | 478±46,8 | 1,79±0,56 | 42,5±6,81 | 11,8±1,29 | 2,9±0,27 | 22,7±1,77 | 11,7±0,98 | 19,42±3,56 | 60,76±9,1 | 2,85±0,98 |
| S3 | 30 | 8,71±0,16 | 489±25,57 | 2,76±0,53 | 43,25±0,98 | 10,4±3,2 | 2,2±0,17 | 26,2±7,43 | 10,2±1,83 | 27,88±9,07 | 37,3±7,01 | 2,44±0,4 |
| S4 | 0 | 8,37±0,11 | 689±28,47 | 3,03±0,61 | 47,15±5,67 | 10,7±1,98 | 2,8±0,1 | 20,1±2,73 | 11±2,73 | 31,33±1,11 | 34,15±7,6 | 2,71±0,53 |
| S4 | 10 | 8,77±0,37 | 608±13,73 | 1,76±0,34 | 44,85±9,07 | 9,8±1,27 | 2,6±0,29 | 19,5±2,53 | 10,7±1,13 | 29,34±1,83 | 33,4±5,7 | 2,52±1,11 |
| S4 | 20 | 8,36±0,17 | 619±35,22 | 2,23±0,11 | 45,2±5,7 | 8,5±0,64 | 2,1±0,08 | 16±0,98 | 10,3±0,89 | 25,2±2,87 | 33,73±1,27 | 2,34±0,98 |
| S4 | 30 | 8,66±0,31 | 628±15,22 | 2,2±0,98 | 42±1,27 | 7,4±0,43 | 1,9±0,16 | 18,67±2,65 | 9,7±1,53 | 16,12±1,67 | 45,91±8,73 | 1,96±0,43 |

| Suite de tableau | | | | | | | | | | | | |
|------------------|---------------|------------|------------------|--------------|--------------|---------------------|--------------------|---------------------|---------------------|----------------------|--------------|-------------|
| Stations | Profondeur cm | pH Moy± Et | CE ms/cm Moy± Et | MO % Moy± Et | CT % Moy± Et | Na meq/100g Moy± Et | K meq/100g Moy± Et | Ca meq/100g Moy± Et | Mg meq/100g Moy± Et | CEC meq/100g Moy± Et | ESP% Moy± Et | SAR Moy± Et |
| S5 | 0 | 8,6±0,07 | 954±25,57 | 3,13±0,76 | 46,7±7,6 | 9,4±1,11 | 2,7±0,1 | 18,56±0,98 | 12,9±1,11 | 29,2±5,7 | 32,19±5,7 | 2,37±0,81 |
| S5 | 10 | 8,61±0,47 | 728±13,73 | 1,7±0,98 | 36,4±5,7 | 8,9±0,64 | 2,8±0,43 | 20,3±3,73 | 12,3±0,81 | 16,2±0,26 | 54,94±1,7,6 | 2,2±0,98 |
| S5 | 20 | 8,75±0,23 | 710±31,43 | 2,2±0,81 | 33,6±5,6 | 10,2±1,27 | 3,4±0,67 | 17,9±1,27 | 11,13±1,89 | 20,41±3,34 | 49,98±5,5 | 2,68±0,26 |
| S5 | 30 | 8,5±0,08 | 747±12,43 | 2,2±1,27 | 40,5±10,6 | 7,8±1,03 | 2,1±0,98 | 17,2±2,1 | 10,8±0,04 | 18,12±4,01 | 43,05±7,6 | 2,08±0,43 |
| S6 | 0 | 8,86±0,21 | 822±47,43 | 2,9±0,49 | 35,8±2,84 | 13,8±0,78 | 3±0,13 | 24,3±0,89 | 10,8±0,03 | 32,43±9,07 | 42,55±7,6 | 3,29±0,01 |
| S6 | 10 | 8,71±0,17 | 841±32,22 | 1,9±0,04 | 34,65±5,7 | 13,08±1,6 | 2,8±1,27 | 23,1±3,03 | 9,7±0,89 | 30,12±0,64 | 43,43±8,23 | 3,23±0,67 |
| S6 | 20 | 8,34±0,1 | 783±28,47 | 0,55±0,03 | 34,45±7,6 | 12,5±0,64 | 2,2±0,43 | 22,8±3,2 | 9,3±0,01 | 28,45±0,89 | 43,94±5,7 | 3,12±0,13 |
| S6 | 30 | 8,76±0,24 | 877±7,43 | 1,38±0,98 | 41,5±6,2 | 11,2±1,27 | 1,9±0,33 | 18,2±1,87 | 11,9±0,98 | 25,2±1,27 | 44,44±8,06 | 2,89±0,26 |
| T2 | 0 | 7,87±0,24 | 600±31,7 | 2,7±0,21 | 50,9±2,28 | 3,5±0,22 | 1,4±1,36 | 14,3±5,26 | 9±0,26 | 19,2±0,26 | 18,23±1,36 | 1,03±0,22 |
| T2 | 10 | 8,02±0,13 | 567±10,2 | 2,65±0,56 | 50,62±1,02 | 3±0,98 | 3±0,16 | 16,8±4,2 | 8,2±0,26 | 21,5±4,1 | 13,95±0,13 | 0,85±0,26 |
| T2 | 20 | 8,31±0,32 | 567±23,12 | 1,08±0,01 | 43,37±2,28 | 2,8±0,6 | 2,8±0,18 | 15,4±0,13 | 7,6±0,26 | 15,7±0,01 | 17,83±2,28 | 0,83±0,16 |
| T2 | 30 | 8,19±0,15 | 512±13,73 | 1,88±0,98 | 49,51±2,18 | 2,5±0,01 | 1,6±0,67 | 14,2±0,33 | 7,2±1,36 | 13,2±3,1 | 18,94±0,98 | 0,76±0,06 |
| S7 | 0 | 8,39±0,2 | 545±25,57 | 2,1±0,43 | 49,65±0,98 | 7,7±0,87 | 2,3±0,1 | 21,8±3,2 | 10,9±1,59 | 28,6±0,89 | 26,92±3,61 | 1,9±1,03 |
| S7 | 10 | 8,63±0,17 | 579±13,73 | 2,2±0,21 | 49,35±0,64 | 8,3±0,81 | 2±0,16 | 22,7±3,8 | 9,4±1,36 | 22,6±6,43 | 36,73±0,81 | 2,07±0,67 |
| S7 | 20 | 8,5±0,02 | 609±23,48 | 2,76±1,11 | 48,05±3,12 | 7,9±1,71 | 1,9±0,03 | 19,45±5,7 | 7,9±0,01 | 18,4±0,26 | 42,93±2,84 | 2,14±0,98 |
| S7 | 30 | 8,59±0,18 | 551±43,48 | 2,6±0,08 | 44,65±3,48 | 7,2±1,04 | 1,7±0,67 | 18,2±1,93 | 7,5±0,43 | 16,9±0,64 | 42,6±9,07 | 2,01±0,63 |
| S8 | 0 | 8,39±0,12 | 644±13,73 | 2,2±0,23 | 41,5±9,07 | 8,7±0,98 | 3,67±0,64 | 15,3±0,7 | 10,9±0,99 | 22,4±1,36 | 38,84±1,27 | 2,4±0,26 |
| S8 | 10 | 8,36±0,37 | 657±26,48 | 2,3±0,81 | 58±9,17 | 9,6±1,16 | 3,02±0,17 | 22,1±5,43 | 10,2±0,13 | 30,12±7,12 | 31,87±2,84 | 2,39±0,3 |
| S8 | 20 | 8,31±0,13 | 570±28,47 | 2,35±1,36 | 55±3,48 | 10,2±3,3 | 2,8±0,67 | 21,8±2,17 | 9,7±0,3 | 27,3±2,17 | 37,36±0,6 | 2,57±0,21 |
| S8 | 30 | 8,41±0,17 | 572±25,57 | 2,62±0,31 | 50,8±1,16 | 7,8±1,02 | 2,45±0,16 | 24,6±0,98 | 11,9±1,11 | 33,9±3,2 | 23,01±3,48 | 1,83±0,3 |
| S9 | 0 | 8,79±0,44 | 586±10,2 | 2,5±0,22 | 47,45±2,84 | 10,8±1,46 | 2,9±1,46 | 21,4±2,84 | 11,8±1,46 | 25,9±1,26 | 41,7±2,84 | 2,65±0,6 |
| S9 | 10 | 8,65±0,42 | 590±13,73 | 2,2±0,3 | 47,1±3,2 | 10±0,3 | 3,1±0,6 | 18,7±0,98 | 10,2±2,46 | 27,2±0,13 | 36,76±0,64 | 2,63±0,98 |
| S9 | 20 | 8,76±0,33 | 910±13,73 | 1,9±0,26 | 46,3±3,3 | 9,7±0,26 | 2,8±0,1 | 19,8±1,36 | 9,7±0,26 | 19,4±0,32 | 50±0,6 | 2,53±13,73 |
| S9 | 30 | 8,67±0,45 | 694±30,2 | 2,2±0,3 | 41,75±5,7 | 8,6±0,98 | 1,8±0,3 | 19,1±2,84 | 9,3±1,23 | 17,2±0,73 | 50±5,7 | 2,28±0,11 |

Suite de tableau

| Stations | Profondeur cm | pH Moy±Et | CE ms/cm Moy±Et | MO % Moy±Et | CT % Moy±Et | Na meq/100g Moy±Et | K meq/100g Moy±Et | Ca meq/100g Moy±Et | Mg meq/100g Moy±Et | CEC meq/100g Moy±Et | ESP% Moy±Et | SAR Moy±Et |
|----------|---------------|-----------|-----------------|-------------|-------------|--------------------|-------------------|--------------------|--------------------|---------------------|-------------|------------|
| S10 | 10 | 8,47±0,43 | 578±20,2 | 1,38±0,98 | 41,5±3,3 | 10,12±2,84 | 2±0,67 | 29,3±0,43 | 9,2±0,73 | 25,04±1,26 | 40,42±3,48 | 2,31±0,3 |
| S10 | 20 | 8,5±0,54 | 577±24,2 | 1,18±1,36 | 55,45±0,6 | 9,08±0,26 | 1,8±0,1 | 27,1±0,6 | 10,8±0,01 | 28,4±1,36 | 31,97±0,6 | 2,09±0,98 |
| S10 | 30 | 8,54±0,56 | 569±29,4 | 1,6±0,26 | 52,65±2,84 | 8,5±1,36 | 2,5±1,36 | 25,7±2,84 | 10,3±1,16 | 24,8±3,81 | 34,27±0,43 | 2±0,22 |
| S11 | 0 | 8,11±0,19 | 669±31,2 | 2,53±0,45 | 46,15±3,48 | 8,9±1,23 | 3,4±0,16 | 20,8±4,04 | 9,8±1,36 | 29,2±2,14 | 30,48±3,04 | 2,28±1,23 |
| S11 | 10 | 7,97±0,22 | 739±13,73 | 2,2±0,98 | 44,45±5,3 | 8,5±1,02 | 3±0,67 | 19,8±4,1 | 9,2±2,17 | 26,1±3,33 | 32,57±4,07 | 2,23±1,11 |
| S11 | 20 | 7,93±0,31 | 634±28,47 | 2,29±1,36 | 33,85±4,1 | 8±1,23 | 2,5±0,18 | 22,3±1,31 | 8,9±0,98 | 19,3±1,83 | 41,45±2,8 | 2,03±0,73 |
| S11 | 30 | 7,94±0,07 | 551±42,1 | 2,2±0,23 | 45,95±5,7 | 8,9±1,3 | 2,6±0,73 | 17,3±3,3 | 7,6±0,01 | 17,2±4,1 | 51,74±3,2 | 2,52±0,31 |
| S12 | 0 | 7,89±0,27 | 610±10,2 | 2,42±0,43 | 46,75±3,3 | 9,7±2,17 | 2,8±0,1 | 26,8±2,28 | 9,3±0,13 | 31,8±1,1 | 30,5±5,7 | 2,28±0,22 |
| S12 | 10 | 7,88±0,14 | 498±13,73 | 2,3±0,43 | 45,2±0,43 | 10,2±0,13 | 2,9±0,26 | 29,08±3,2 | 10,9±0,98 | 30,3±2,84 | 33,66±2,28 | 2,28±0,98 |
| S12 | 20 | 7,86±0,1 | 621±19,2 | 2,1±0,22 | 34,15±3,28 | 9,8±0,67 | 2±0,18 | 27,9±5,7 | 10,3±5,01 | 28,2±3,01 | 34,75±0,13 | 2,24±0,36 |
| S12 | 30 | 7,91±0,4 | 469±43,48 | 1,82±0,06 | 37,4±4,1 | 8,5±0,26 | 1,98±0,16 | 25,2±2,26 | 9,5±0,46 | 21,34±2,7 | 39,83±2,28 | 2,04±0,56 |

Tableau 35 : Eléments trace métalliques des sols irrigué par les eaux du barrage de Beni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie, Moy±Et, n=3. Stations Nord (SN) = S1, S2, S3, S4, S5, S6 ; Stations Sud (SS) = S7, S8, S9, S10, S11, S12 ; T1= Témoin des stations nord ; T2= Témoin des stations sud.

| Stations | Profondeur cm | Pb (µgg) Moy±Et | Cd (µgg) Moy±Et | Zn (µgg) Moy±Et | Fe (µgg) Moy±Et | Cr (µgg) Moy±Et | Cu (µgg) Moy±Et |
|----------|---------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| S1 | 0 | 30,2±3,2 | 0,21±0,04 | 495,6±42,2 | 218,67±15,77 | 1,79±0,2 | 0,49±0,08 |
| S1 | 10 | 30,5±2,43 | 0,22±0,03 | 24,5±2,34 | 97,24±9,3 | 1,98±0,81 | 0,51±0,03 |
| S1 | 20 | 31,7±9,43 | 0,2±1,11 | 485,1±7,43 | 762,36±4,3 | 1,7±0,01 | 0,26±0,01 |
| S1 | 30 | 32,4±0,89 | 0,21±0,14 | 481,2±51,1 | 141,17±3,3 | 1,89±0,34 | 0,47±0,3 |
| S2 | 0 | 38,5±3,4 | 0,17±0,03 | 491,5±23,5 | 145,21±23,3 | 1,63±0,23 | 0,37±0,02 |
| S2 | 10 | 27,3±0,98 | 0,21±0,01 | 11,9±0,12 | 276,23±7,3 | 1,89±0,15 | 0,42±0,05 |
| S2 | 20 | 30,2±3,2 | 0,2±0,14 | 477,3±32,2 | 150,34±33,73 | 1,8±0,22 | 0,39±0,18 |
| S2 | 30 | 34,1±0,43 | 0,17±0,98 | 489,5±48,2 | 212,45±35,4 | 1,43±0,81 | 0,45±0,08 |
| S3 | 0 | 35,6±0,89 | 0,11±0 | 497,8±5,23 | 207,23±15,77 | 0,92±0,14 | 0,21±0,08 |
| S3 | 10 | 35,8±0,11 | 0,14±0,01 | 491,4±15,9 | 388,63±7,1 | 1,06±0,21 | 0,29±0,01 |
| S3 | 20 | 36,2±5,43 | 0,17±0,06 | 28,3±7,1 | 611,38±23,73 | 1,52±0,34 | 0,37±0,06 |
| S3 | 30 | 36,6±3,43 | 0,18±0,04 | 185,8±18,2 | 768,12±35,4 | 1,72±0,98 | 0,38±0,11 |
| S4 | 0 | 32,8±3,2 | 0,16±0,05 | 42,3±0,32 | 431,56±23,3 | 1,44±0,31 | 0,3±0,05 |
| S4 | 10 | 34,8±7,43 | 0,21±0,04 | 25,7±0,45 | 238,23±25,47 | 1,94±0,32 | 0,42±0,13 |
| S4 | 20 | 37,2±0,64 | 0,21±0,05 | 34,7±4,7 | 345,71±3,3 | 2,02±0,8 | 0,32±0,12 |

Suite de Tableau

| Stations | Profondeur cm | Pb (μ gg) | Cd (μ gg) | Zn (μ gg) | Fe (μ gg) | Cr (μ gg) | Cu (μ gg) |
|----------|------------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | | Moy±Et | Moy±Et | Moy±Et | Moy±Et | Moy±Et | Moy±Et |
| S4 | 30 | 30±3,2 | 0,16±0,01 | 53,2±0,79 | 567,46±17,73 | 1,27±0,35 | 0,2±0,01 |
| S5 | 0 | 33,4±1,27 | 0,21±0,07 | 397,4±27,3 | 155,59±13,73 | 1,29±0,01 | 0,41±0,3 |
| S5 | 10 | 33,1±7,6 | 0,18±1,27 | 391,3±7,23 | 286,34±25,22 | 1,62±0,38 | 0,32±0,08 |
| S5 | 20 | 32,6±3,2 | 0,14±0,07 | 108,2±27,2 | 168,29±26,22 | 1,86±0 | 0,29±0,06 |
| S5 | 30 | 32,6±2,84 | 0,24±0,98 | 85,1±19,43 | 252,45±22,3 | 2,26±0,98 | 0,47±0,13 |
| S6 | 0 | 36,4±5,7 | 0,18±0,03 | 43,2±7,6 | 539,74±37,3 | 1,62±0,01 | 0,3±0,02 |
| S6 | 10 | 37,3±0,64 | 0,14±0,01 | 55,1±8,06 | 402,91±13,73 | 1,16±0,2 | 0,27±0,1 |
| S6 | 20 | 36,3±1,27 | 0,15±0,01 | 27,3±0,64 | 936,39±45,3 | 1,41±0,02 | 0,29±0,05 |
| S6 | 30 | 36,2±2,84 | 0,16±0,02 | 56,9±3,2 | 767,24±27,3 | 1,6±0 | 0,34±0,23 |
| T1 | 0 | 30,9±0,26 | 0,1±0,02 | 72,7±17,43 | 390,17±35,4 | 0,9±0,03 | 0,18±0,03 |
| T1 | 10 | 35,6±2,03 | 0,13±0,02 | 83,8±0,64 | 132,18±15,4 | 1,17±0,3 | 0,21±0,08 |
| T1 | 20 | 22,5±0,98 | 0,09±0 | 141,5±3,73 | 452,81±13,73 | 0,81±0,04 | 0,16±0,43 |
| T1 | 30 | 31,3±1,11 | 0,14±0,02 | 185,9±17,4 | 513,91±8,6 | 1,26±0,23 | 0,25±0,06 |
| S7 | 0 | 32,8±0,64 | 0,2±0,03 | 25,4±3,73 | 604,87±23,22 | 1,93±0,01 | 0,39±0,02 |
| S7 | 10 | 32,3±2,5 | 0,15±0,03 | 67,7±9,73 | 503,08±21,6 | 1,45±0,2 | 0,22±0,14 |
| S7 | 20 | 33,7±2,84 | 0,14±0,02 | 24,2±5,73 | 354,34±37,6 | 1,26±0,04 | 0,27±0,08 |
| S7 | 30 | 33,9±0,26 | 0,15±0,03 | 43,2±0,64 | 723,12±15,3 | 1,28±0,01 | 0,34±0,02 |
| S8 | 0 | 37,6±4,83 | 0,12±0,01 | 241±12,3 | 109,35±35,22 | 1,18±0,08 | 0,24±0,05 |
| S8 | 10 | 38,2±2,1 | 0,22±0,03 | 134,8±32,7 | 128,09±21,36 | 1,68±0,98 | 0,46±0,11 |
| S8 | 20 | 38,4±3,2 | 0,22±0,03 | 63,5±0,43 | 342,87±0,6 | 2,04±0,01 | 0,36±0,02 |
| S8 | 30 | 36,2±1,66 | 0,2±0,01 | 57,2±13,73 | 929,67±31,36 | 1,87±0,04 | 0,41±0,08 |
| S9 | 0 | 37,2±0,6 | 0,21±0,13 | 23,6±3,3 | 439,82±13,73 | 1,91±0,07 | 0,4±0,07 |
| S9 | 10 | 32,5±2,84 | 0,17±0,11 | 75,5±27,23 | 502,38±11,36 | 1,63±0,1 | 0,33±0,12 |
| S9 | 20 | 34,7±1,46 | 0,19±0,13 | 97,1±18,23 | 836,53±43,36 | 1,81±0,01 | 0,42±0,3 |
| S9 | 30 | 40,4±0,6 | 0,17±0,02 | 106,3±2,23 | 667,82±17,36 | 1,33±0,2 | 0,35±0,11 |
| S10 | 0 | 32,4±2,84 | 0,15±0,03 | 347,7±10,4 | 208,75±25,21 | 1,45±0,6 | 0,22±0,01 |
| S10 | 10 | 31,4±3,3 | 0,16±0,01 | 321,1±0,6 | 197,08±20,3 | 1,23±0,98 | 0,29±0,02 |
| S10 | 20 | 30,5±2,17 | 0,17±0,01 | 168,3±13,7 | 742,23±35,4 | 1,77±0,23 | 0,36±0,01 |
| S10 | 30 | 29,9±2,84 | 0,17±0,03 | 285,8±20,3 | 191,12±13,73 | 1,53± | 0,31±0,1 |
| S11 | 0 | 28±1,26 | 0,15±0,04 | 401,3±32,7 | 245,39±23,4 | 1,27± | 0,28±0,15 |
| S11 | 10 | 35,2±3,3 | 0,25±0,06 | 111,2±25,1 | 176,24±15,4 | 2,25±0,01 | 0,47±0,05 |
| S11 | 20 | 29,5±2,17 | 0,21±0,03 | 377,9±17,3 | 250,74±17,6 | 1,92±0,3 | 0,36±0,2 |
| S11 | 30 | 32,4±2,84 | 0,19±0 | 409,4±28,2 | 312,76±18,6 | 1,63±0,06 | 0,33±0,01 |
| S12 | 0 | 28,4±3,22 | 0,18±0,02 | 141,3±17,1 | 307,29±10 | 1,32±0,2 | 0,34±0,08 |
| S12 | 10 | 30,4±1,36 | 0,19±0 | 234,1±27,7 | 288,54±27,6 | 1,96±0,4 | 0,36±0,02 |
| S12 | 20 | 32,9±0,98 | 0,16±0,06 | 163,8±5,7 | 511,5±47,6 | 1,32±0,03 | 0,26±0,01 |
| S12 | 30 | 35,6±2,17 | 0,17±0,1 | 97,6±4,51 | 868,21±22,8 | 1,71±0,13 | 0,37±0,03 |
| T2 | 0 | 30,4±4,1 | 0,16±0,05 | 12,2±1,51 | 206,26±10 | 1,39±0,15 | 0,29±0,13 |
| T2 | 10 | 31,2±1,28 | 0,13±0 | 134,6±0,98 | 267,34±17,6 | 1,17±0,13 | 0,26±0,05 |
| T2 | 20 | 32,8±0,81 | 0,13±0,03 | 19,4±2,53 | 327,31±47,6 | 1,27±0,08 | 0,23±0,01 |
| T2 | 30 | 23,6±4,1 | 0,09±0,03 | 21,8±7,21 | 367,89±10 | 0,81±0,25 | 0,16±0,07 |

4.2.1. Granulométrie

L'étude granulométrique a pu montrer que la texture des sols, qui est définie suivant les proportions de sable, limon et argile (Martinez Choïs, 2012), est Argilo- limoneuse.

4.2.2. pH

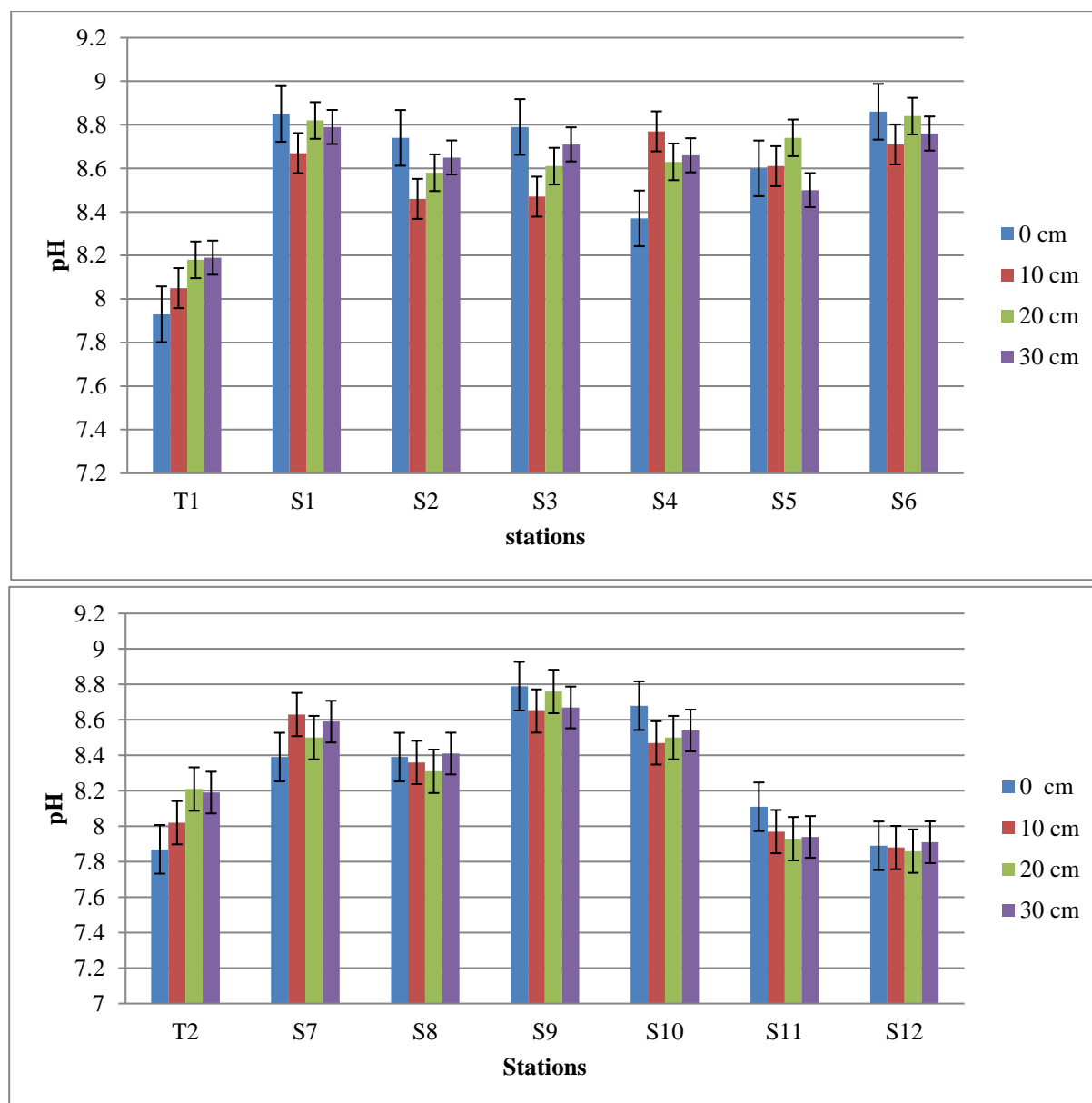


Figure 22 : variation spatiale du pH des sols irrigués par les eaux du barrage Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Pour les six points de prélèvements SN le pH varie entre 8,37 et 8,86 dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) entre 8,46 et 8,77, pour le troisième (20 cm) de 8,58 à 8,84 alors que

le dernier (30 cm) son pH est entre 8,5 et 8,79. Il ressort, ainsi que le pH moyen 8,59 des parcelles est alcalin, et celui du sol irrigué par les eaux du BBH est supérieur à celui du sol témoin 8,09 (Figure 22).

Selon Tamrabet et *al.* (2009), les valeurs du pH sont plus élevées en profondeur, alors que le pH du témoin augmente avec la profondeur de 7,93 au premier niveau jusqu'à 8,19 au dernier niveau, alors que pour les points de prélèvements, les valeurs sont du même ordre de grandeur et ne varient pas significativement avec la profondeur. Cependant, on a constaté que le premier niveau possède une moyenne maximale du pH 8,7.

Pour le cas des stations situées au Sud du barrage SS, le pH mesuré sur l'ensemble des échantillons montre également un caractère alcalin. Les valeurs varient entre 7,89 et 8,79 dans le premier niveau (0 cm), entre 7,88 et 8,65 dans le second (10 cm) et entre 7,86 et 8,76 dans le troisième niveau (20 cm) et dans le dernier (30 cm) entre 7,91 et 8,67.

Comme le témoin des stations Nord le pH du témoin des stations Sud présente aussi une augmentation en fonction de la profondeur de 7,87 à 8,07 ; alors que les points de prélèvements n'ont pas cette relation, donc ces résultats montrent que la moyenne maximale du pH 8,38 est enregistrée au premier niveau. Les parcelles du Nord ont un pH moyen de 8,59 donc elles sont plus alcalines que les parcelles Sud 8,34 ; ainsi, selon la classification de Gauchers et Soltser (1981) (Annexe 1), il ressort que les premières parcelles sont très alcalines alors que les deuxièmes sont alcalines.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du pH pour le facteur "profondeur" des SN ($F= 0,53 ; P \leq 0,66$) et des SS ($F=0,15 ; P \leq 0,92$), alors qu'il y a une différence très hautement significative du pH pour le facteur "station, témoin" des SN ($F= 8,12 ; P \leq 0,0002$) et SS ($F=34,82 ; P \leq 0,0001$).

Le test de Bonferroni pour le pH (Tableau 36) révèle la présence de deux groupes le premier renferme les SN et le deuxième renferme le T1, alors que pour les SS, on a quatre (04) groupes.

Tableau 36 : Test de Bonferroni pour le facteur pH selon les stations

| Modalité SN | Moyenne | Groupes | Modalité SS | Moyenne | Groupes |
|-------------|-----------|---------|-------------|-----------|---------|
| S1 | 8,78±0,07 | A | S9 | 8,71±0,06 | A |
| S6 | 8,66±0,2 | | S10 | 8,54±0,08 | B |
| S3 | 8,64±0,12 | | S7 | 8,52±0,09 | C |
| S5 | 8,61±0,09 | | S8 | 8,36±0,04 | |
| S2 | 8,60±0,1 | | T2 | 8,09±0,17 | D |
| S4 | 8,54±0,18 | | S11 | 7,98±0,07 | |
| T1 | 8,08±0,11 | | B | S12 | |

Les changements du pH du sol dépendent du pH des eaux usées utilisées pour l'irrigation (Khan et *al.*, 2008), l'étude de Schipper et *al.* (1996) indique que le pH du sol augmente à la suite d'une longue période d'irrigation avec les eaux usées. Ils attribuent cette hausse à la composition chimique d'effluents en cations tels que Na, Ca et Mg. Le pH du sol irrigué avec les eaux usées décroît suite à l'oxydation des composés organiques et la nitrification de l'ammonium (Mohammad et Mazahreh, 2003 ; Vazquezmontiel et *al.*, 1996). Des résultats similaires ont été aussi rapportés par Alhands et *al.* (1995).

Nos résultats corroborent avec celle de (Nan et *al.*, 2000) où le pH du sol variait de 7,7 à 9,3, valeur moyenne 8,5. Opposés à ceux de (Belaid et *al.*, 2010; Rana et *al.*, 2010) où le pH du sol irrigué par les eaux usées a diminué par 0,38 unités. Certains auteurs expliquent cette diminution par l'oxydation de la MO et par la nitrification de l'ammonium du sol. Le lessivage par les eaux d'irrigation, des calcaires actifs responsables de l'alcalinité du sol est également une explication souvent invoquée (Solis et *al.*, 2005).

4.2.3. Conductivité (CE)

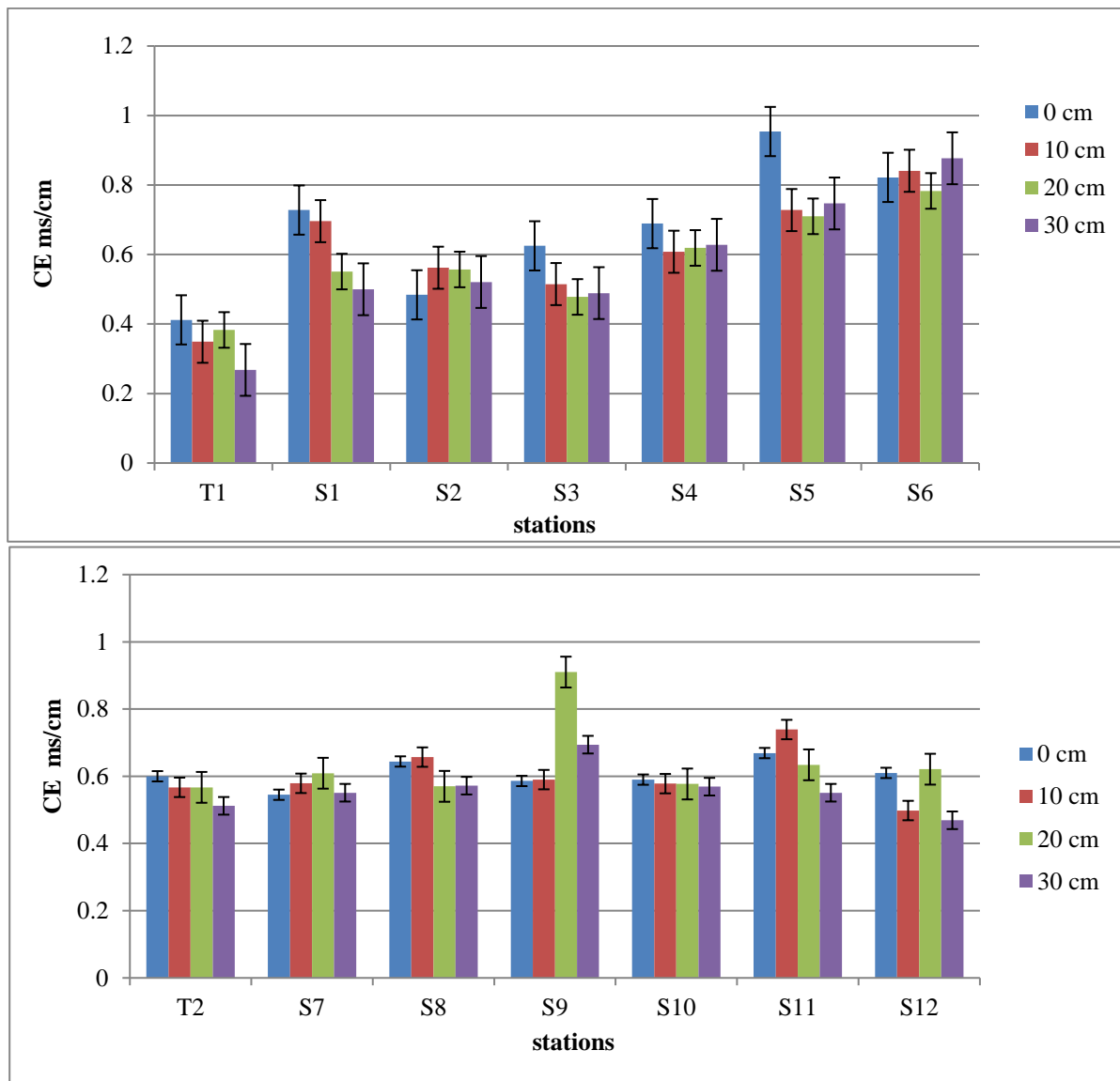


Figure 23 : Variation spatiale de la conductivité (CE ms/cm) des sols irrigués par les eaux du barrage Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Dans les SN on note que la CE au premier niveau varie entre 0,95 ms/cm et 0,48 ; le deuxième entre 0,84 et 0,52 ms/cm ; le troisième entre à 0,78 et 0,48 ms/cm ; alors que le quatrième, il varie de 0,88 à 0,49 ms/cm (Figure 23).

Comparée au témoin, on remarque que la CE du sol irrigué par les eaux usées a augmenté de 116 % à 230 % dans le niveau 0 cm, de 148 % à 240 % au niveau 10cm, de 125 % à 203 % au niveau 20cm et en fin de 182 % à 328 % au niveau 30 cm, Les sels ont donc tendance de s'accumuler dans la partie profonde du sol.

L'augmentation de la salinité des sols suite à l'irrigation est prouvée par plusieurs auteurs (Morugán, 2010 ; Ammari *et al.*, 2013 ; Nawal *et al.*, 2016 ; Tunc et Sahin, 2015 ; Tabriz *et al.*, 2012).

La concentration plus élevée de cations comme Na et K dans les eaux usées a entraîné une augmentation de la CE et des cations échangeables Na et K dans les sols irrigués avec des eaux usées (Mojiri et Aziz, 2011). Cela est conforme aux conclusions de Rusan *et al.* (2007), Jahantigh (2008) et Khai *et al.* (2008).

L'augmentation de la salinité est liée à la nature du sol étudié qui est dans notre cas d'étude un sol argilo-limoneux, Miyamoto et Chacon (2006) ont mené une étude statistique sur l'influence de certains paramètres pédologiques sur la salinisation de sol lorsqu'il est irrigué par une eau de salinité élevée. Ils ont constaté que les sols argileux, sont les plus vulnérables à la salinisation.

L'ensemble des résultats illustrés dans la figure (23) montre une légère diminution de la salinité en fonction de la profondeur, du niveau 0 cm avec une CE de 0,72 ms/cm au niveau 30 cm d'une CE de 0,63 ms/cm. Selon l'étude de Hentati *et al.*, (2014), la salinité du sol était faible à la surface et augmentait graduellement en profondeur pour atteindre son niveau le plus élevé à une profondeur de 60 cm. L'irrigation présente une salinisation des horizons de surface de sol (Lhadi, 1998).

Ont ce qui concerne les SS la CE du premier niveau varie entre 0,55 et 0,67 ms/cm ; le deuxième entre 0,5 et 0,74, le troisième entre 0,57 et 0,91 et le quatrième entre 0,47 et 0,69.

Comparé au témoin, on remarque que la CE du sol irrigué a augmenté de 91 % à 111 % dans le niveau 0cm, de 88 % à 130 % au niveau 10 cm, de 100 % à 160 % au niveau 20 cm et de 91 % à 134 % dans le niveau 30 cm, Les sels ont donc tendance de s'accumuler dans la partie profonde du sol.

L'ensemble des résultats illustrés montre une augmentation de la salinité en fonction de la profondeur du niveau 0 cm avec une CE de 0,61 au niveau 20 cm ou la CE égale 0,65ms/cm, la même chose est remarquée dans le travail de Tamrabet *et al* (2009) et Belaid *et al* (2010).

La CE moyenne des parcelles est proche, les parcelles nord 0,65 et les sud 0,61 ms/cm, les deux sont moyennement saler (Gharghot et Mezzar, 2012) (Annexe 2).

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative de la CE pour le facteur "station, témoin" des SS ($F=2,11$; $P \leq 0,1$) alors que pour les SN ($F=26,67$; $P \leq 0,0001$) il y a une différence très hautement significative. Pour le facteur "profondeur" il n'y a pas une variation significative de la CE des SN ($F=3,47$; $P \leq 0,03$) et SS ($F= 1,47$; $P \leq 0,25$).

Le test de Bonferroni pour la CE (Tableau 37) révèle la présence de 5 groupes pour les SN.

Tableau 37 : Test de Bonferroni pour le facteur CE selon les stations

| Modalité SN | Moy \pm Et | Groupes |
|-------------|--------------------|---------|
| S6 | 830,75 \pm 33,91 | A |
| S5 | 784,75 \pm 98,59 | B |
| S4 | 636 \pm 31,41 | C |
| S1 | 618,75 \pm 95,65 | |
| S2 | 531 \pm 31,14 | D |
| S3 | 526,75 \pm 58,29 | |
| T1 | 353 \pm 53,9 | E |

L'augmentation de la salinité de tous les niveaux du sol irrigué est due, essentiellement à la qualité des eaux chargées en sels, à l'évapotranspiration très intense durant la saison estivale, à l'absorption de l'eau par les plantes et aussi à la grande quantité d'eau épandue.

Le fait d'avoir une salinité stable le long du niveau du sol ou plus élevée en profondeur montre que le lessivage des sels est réel et que ceux-ci sont retenus en partie dans les niveaux inférieurs (Belaïd et *al.*, 2010). La gestion de l'irrigation avec les eaux usées doit, donc, considérer leur lessivage au-dessous de la rhizosphère, pour éviter que leur accumulation dans la couche superficielle du sol n'affecte pas la croissance des plantes et la productivité du sol (Papadopoulos, 1995). Le lessivage des sels est lié à leurs solubilité (les sels de sodium sont les plus solubles), l'intensité d'irrigation, la migration des ions, la perméabilité du sol et d'autres facteurs (Tedeschi et Dell 'Aquila, 2005).

Vu que les plantes absorbent très peu les sels solubles, la distribution verticale de ces sels dans les sols est directement liée au taux de drainage des eaux qui dépend de l'intensité d'irrigation (Bucks et Nakayama, 2012).

L'irrigation a fait augmenter la CE du sol ; Nos résultats sont similaire à ceux de (Morugán-Coronado et *al.*, 2011 ; El-nahhal et *al.*, 2013; Castro et *al.*, 2011; Rana et *al.*, 2010 ;Tunc and

Sahin, 2015 ; Hasan *et al.*, 2014), alors que dans l'étude de (Zema *et al.*, 2012) il non pas constaté un changement de la CE, une diminution de la CE est observé dans l'étude de (Kachi *et al.*, 2016).

4.2.4. Matière organique (MO%)

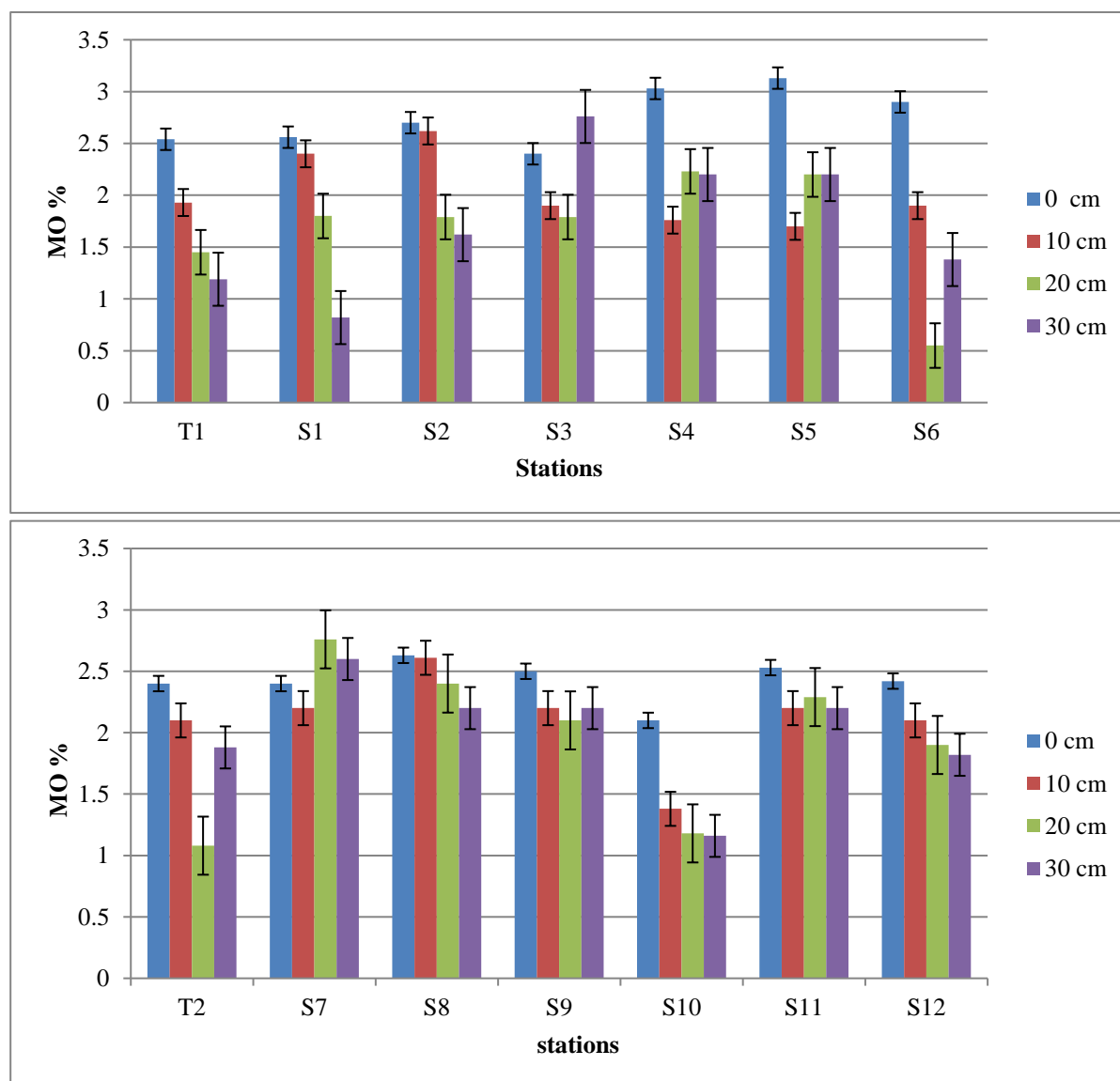


Figure 24 : variation spatiale du Matière organique (MO%) des sols irrigués par les eaux du barrage Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Dans les SN (Figure 24), le taux maximal en MO (de l'ordre de 3,13 %), est détecté dans le niveau de surface du point échantillonnage S5. D'une manière générale, les teneurs les plus élevées ont été trouvées dans les niveaux superficiels avec une moyenne de 2,79 %, La MO s'accumule plus dans l'horizon de surface du sol (Mohammed et Mazahreh,2003 ; Rusan *et al.*,

2007), ces valeurs suggèrent une accumulation de la MO suite à l'irrigation par les eaux polluées riche en minéraux et en composés organiques.

On remarque que les teneurs en MO du sol diminuent avec la profondeur à l'exception du point d'échantillonnage S3, en revanche, le taux de MO détecté dans le sol témoin est de l'ordre de 1,78% inférieur à celui du sol irrigué de l'ordre de 2,10%, on remarque toutefois que dans certains points d'échantillonnage les teneurs en MO sont plus faibles que celles trouvées dans le sol témoin (S1, S3, S5, S6).

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

Dans les SS, le taux maximal en MO (de l'ordre de 2,76%) est détecté dans le niveau 20cm du point d'échantillonnage S7, comme pour les SN, les niveaux superficiels ont les teneurs les plus élevés en matière organique (2,43%) selon la classification de Morand (2000) (Annexe 3) les sols en une Moyenne MO.

On remarque également que les teneurs en MO du sol diminuent avec la profondeur à l'exception du point d'échantillonnage S7, le taux de MO détecté dans le sol témoin est de l'ordre de 2,08% inférieur à celui du sol irrigué de l'ordre de 2,17% donc il y a une légère augmentation en MO suite à l'irrigation par les eaux usées, Vazquez-Montiel et *al.* (1996) mentionnent que les apports d'eau usée n'ont pas d'effet positif sur le taux de matière organique du sol. On remarque toutefois que dans certains points d'échantillonnage les teneurs en MO sont moins importantes que celles trouvées dans le sol témoin (S10, S12). Les stations Nords ont plus riches en MO (3,13%) que les stations sud (2,17%).

L'ANOVA révèle une différence hautement significative de la MO pour le facteur "profondeur" des SN ($F=4,6$; $P \leq 0,014$), alors que pour les SS il n'y a pas de différence ($F=1,17$; $P \leq 0,34$), il n'y a pas une différence significative de la MO pour le facteur "station, témoin" des SN ($F=0,82$; $P \leq 0,56$), alors que pour les SS il y a une différence hautement significative ($F= 3,2$; $P \leq 0,02$).

Le test de Bonferroni pour la MO (Tableau 38) révèle la présence trois groupes dans les SS il y a une différence entre leurs MO. Alors que pour le facteur profondeur le taux de MO varient en 4 groupes pour les SN.

Tableau 38 : Test Bonferroni pour le facteur MO selon les stations et les profondeurs

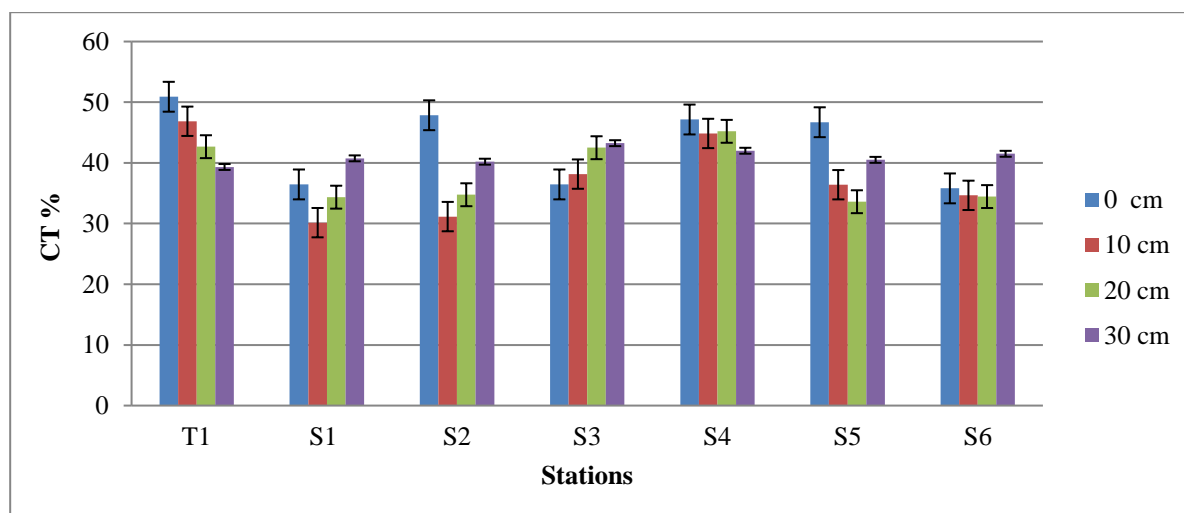
| Modalité SS | Moy ± Et | Groupes | Modalité Profondeur SN | Moy ± Et | Groupes |
|-------------|-----------|---------|---------------------------|-----------|---------|
| S7 | 2,42±0,27 | A | 0 | 2,71±0,37 | A |
| S8 | 2,37±0,16 | | 10 | 2,05±0,34 | B |
| S11 | 2,31±0,14 | | 30 | 1,93±0,53 | C |
| S9 | 2,20±0,21 | B | 20 | 1,75±0,56 | D |
| S12 | 2,16±0,23 | | | | |
| T2 | 2,08±0,66 | | | | |
| S10 | 1,47±0,2 | C | | | |

On remarque également qu'une augmentation légère du pH entraîne une diminution du taux de la matière organique, entraînant du même coup l'augmentation de la CEC des sols. Les eaux usées, à travers leur pouvoir fertilisant entraînent une augmentation des éléments nutritifs du sol qui stimulent l'activité microbologique du sol, ce qui favorise la minéralisation de la matière organique (Baba Ahmed et Bouhadjera, 2010).

L'irrigation fait augmenter la teneur du sol en MO. Nos résultats sont similaires à ceux de (Tunc and Sahin, 2015 ; Lado et Ben-Hur, 2009 ; Kachi et al., 2016)

Il n'y a pas de changement remarquable de la MO dans les études de Morugán-Coronado et al. (2011) et celle de Zema et al. (2012), alors que dans les études de Tarchouna et al. (2010) et Qishlaqi et al. (2008) la MO des sols a diminué suite à l'irrigation par les eaux usées.

4.2.5. Calcaire Total (CT%)



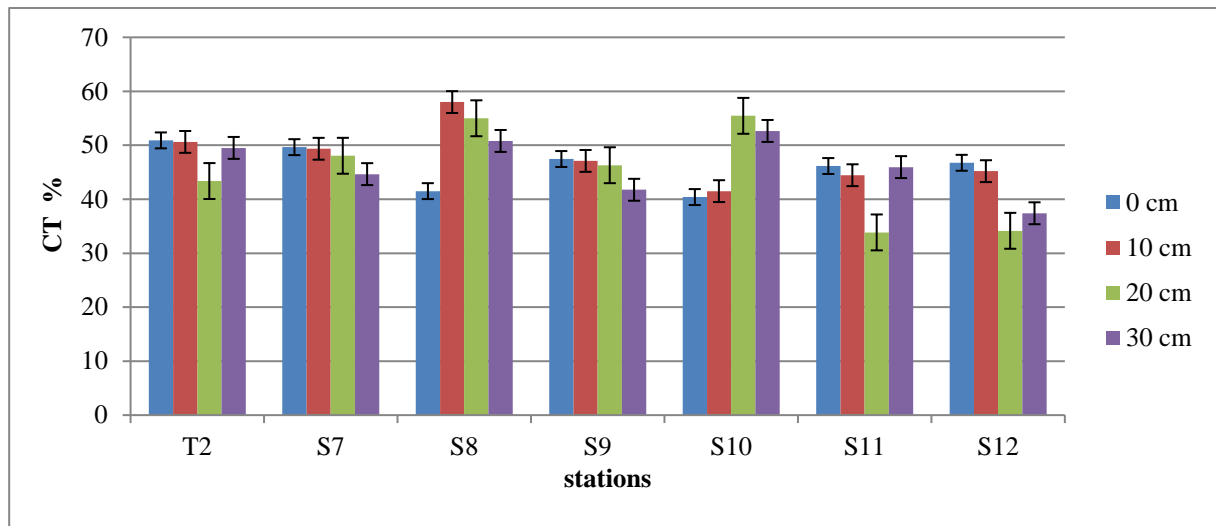


Figure 25 : variation spatiale du calcaire Total (CT%) des sols irrigués par les eaux du barrage Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Dans les SN, les taux de calcaire total (CT) montrent une variabilité entre les différents points de prélèvement (Figure 25). Les teneurs varient entre 35,8 et 47,85 % dans le premier niveau (0cm), entre 30,15 et 44,85 dans le second niveau (10 cm) et entre 33,6 et 45,2 % dans le troisième niveau (20cm), et entre 40,2 et 43,25 dans le niveau le plus profond (30 cm).

Les teneurs en CT sont plus élevées au premier niveau (41,73%), dans le deuxième elle diminue à (35,89%), puis augmente respectivement au troisième (37,48%) et au quatrième (41,37%) niveau, cela montre une augmentation avec la profondeur du niveau 2 au niveau 4, cela s'explique par la nature du sol croûte calcaire sédimentaire. La variabilité de CT observée à l'échelle de la parcelle s'explique par le fait que l'échantillonnage systématique à la tarière a provoqué le mélange des horizons de sol (Belaid et *al.*, 2010).

En général le calcaire total des sols irrigués 39,12 % sont inférieurs par rapport à celui du profil témoin 44,94 %, sauf le niveau 30cm où le calcaire du sol irrigué 41,37 % est plus important que celui du témoin 39,33 %, On peut suggérer que l'irrigation par les eaux usées a entraîné le lessivage du calcaire et son accumulation dans les niveaux profonds, les eaux d'irrigation ont tendance à dissoudre le calcaire du sol (Landreau, 1977).

Contrairement aux SN, les teneurs en calcaire total dans les profils des SS montrent une stabilité du taux de calcaire dans les différents niveaux. Par ailleurs, les taux de CT enregistrés dans SS sont plus importants que ceux trouvés dans SN. Elles varient entre 40,4 et 49,65 % dans le premier niveau, entre 41,5 et 58 % dans le deuxième niveau, entre 33,85 et 55,45 % dans le

troisième niveau Et entre 37,4 % et 52,56% dans le dernier niveau. Les sols ayant un taux de CT entre (25 % et 50 %), sont considérés comme notablement calcaires ceci est justement le cas des stations étudié.

Le CT des SS 45,98 % est inférieur par rapport à celui du profil témoin 48,6 %, à l'exception du niveau 20 cm ou le calcaire du sol irrigué 45,47 % est plus important que celui du témoin 43,37 %. Selon la classification de Benhammadi (2013) (Annexe 4) les sols sont fortement calcaires.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative de la CT pour le facteur "profondeur" des SN ($F= 2,56$; $P \leq 0,08$) et SS ($F= 0,3$; $P \leq 0,81$), il n'y a pas une différence significative de la CT pour le facteur "station, témoin" des SN ($F=3,01$; $P \leq 0,03$) et SS ($F= 1,59$; $P \leq 0,2$).

Donc il n'y a pas un changement du CT suite à l'irrigation. Nos résultats sont similaire à ceux de (Hidri et *al.*, 2014). S'oppose à celle de (Rezapour et *al.*, 2015) ou le taux de calcaire a diminué (une baisse de 10 à 53 %) sous l'effet de l'accélération du lessivage et/ou de l'érosion par les cultures.

Le calcaire fournit aux végétaux le calcium nécessaire. Entre autres, le calcaire bloque certains éléments indispensables aux plantes comme le fer et divers oligoéléments (notamment manganèse, cuivre), il provoque alors des carences (qui se manifestent par exemple des chloroses chez les végétaux) (Baba Ahmed et Bouhadjera, 2010).

3.2.6. Calcium (Ca^{+2})

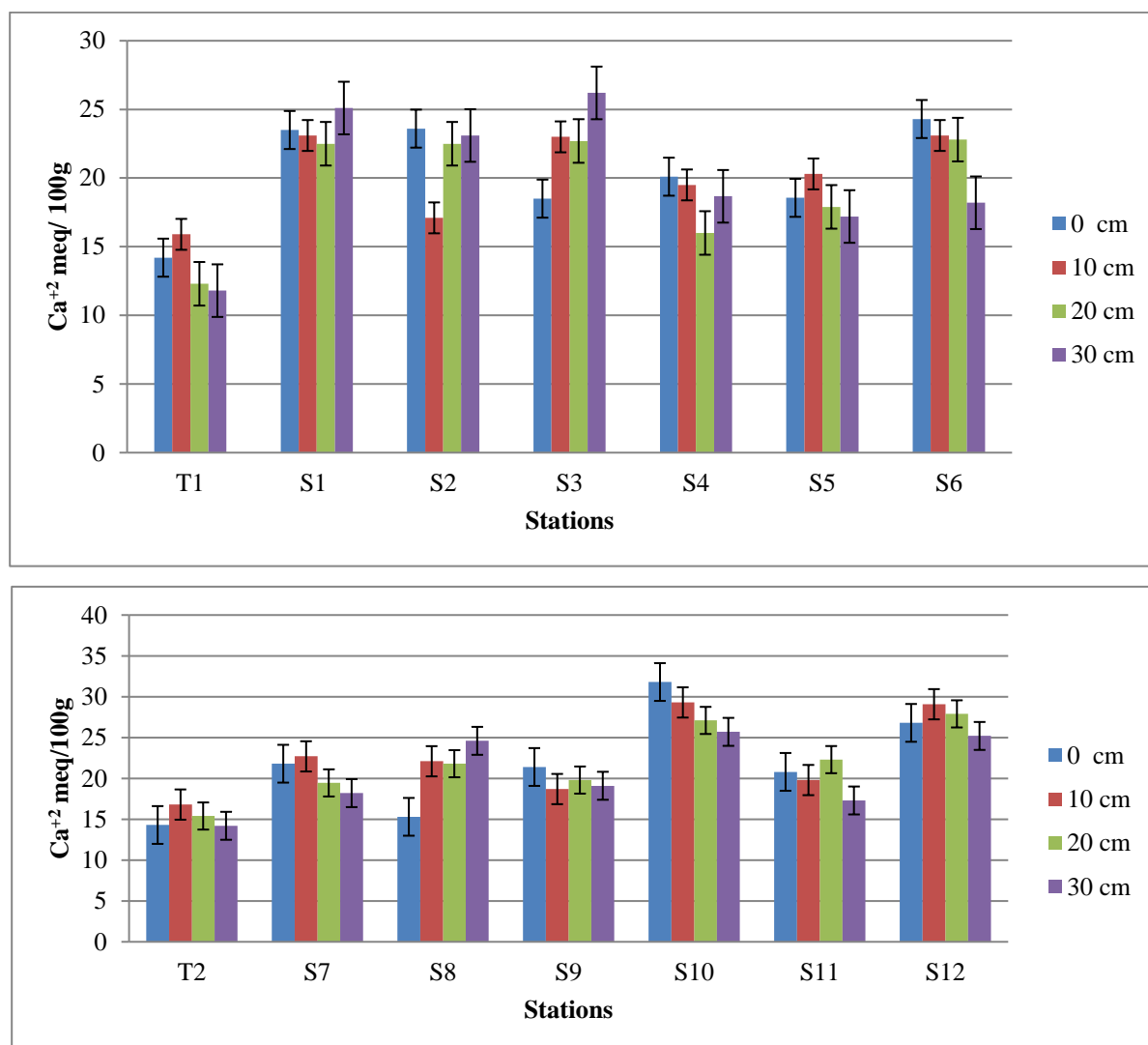


Figure 26 : variation spatiale du calcium (Ca^{+2} meq/100 g) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

le calcium est le cation majoritaire échangeable dans les sols étudié, pour les six points de prélèvements SN (Figure 26) du barrage le Ca^{+2} varie entre 18,56 et 24,3 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 18,3 et 23,1 meq/100 g ;pour le troisième (20 cm) il varie de 17,9 à 22,8 meq/100 g alors que le dernier (30 cm) son Ca^{+2} varie entre 17,2 et 23,1 meq/100 g, on constate que le Ca^{+2} moyen 21,48 meq/100 g des parcelles irrigué par les eaux du BBH est supérieur à celui du sol témoin 13,05 meq/100 g.

Pour les SS le Ca^{+2} varie entre 20,8 et 31,8 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 19,8 et 29,3 meq/100 g ;pour le troisième (20cm) il varie de 18,3 à 27,9 meq/100 g alors que le dernier (30cm) son Ca^{+2} varie entre 17,3 et 25,7 meq/100 g, on constate

que le Ca^{+2} moyen 23,04 meq/100 g des parcelles irrigué par les eaux du BBH est supérieur à celui du sol témoin 15,93 meq/100 g.

On remarque également que les teneurs en Ca^{+2} des sols irrigué pour toutes les stations diminuent avec la profondeur, les niveaux de surface marque les valeurs les plus élevés avec une moyenne de 22,26 meq/100 g pour SN et 25,2 meq/100g pour les SS.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative de la Ca^{+2} pour le facteur 'profondeur' des SN ($F=0,17$; $P \leq 0,97$) et SS ($F= 0,92$; $P \leq 0,44$), alors qu'il y a une différence très hautement significative du Ca^{+2} pour le facteur 'station, témoin' des SN ($F=8,24$; $P \leq 0,0002$) et SS ($F= 15,83$; $P \leq 0,0001$).

Le test de Bonferroni pour la Ca^{+2} (Tableau 39) révèle la présence de 3 groupes donc il y a une différence significative entre la Ca^{+2} des stations et du témoin, alors que les SS sont partager en 4 groupes.

Tableau 39 : Test de Bonferroni pour le facteur Ca^{+2} selon les stations

| Modalité SN | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS | Moy ± Et | Groupes |
|-------------|------------|---------|-------------|------------|---------|
| S1 | 23,55±0,96 | A | S10 | 28,48±2,3 | A |
| S3 | 22,60±2,74 | | S12 | 27,25±1,43 | |
| S6 | 22,10±2,32 | | S8 | 20,95±3,44 | B |
| S2 | 21,58±2,61 | S7 | 20,54±1,8 | | |
| S4 | 18,57±1,57 | B | S11 | 20,05±1,82 | C |
| S5 | 18,49±1,15 | | S9 | 19,75±1,03 | |
| T1 | 13,55±1,63 | C | T2 | 15,18±1,05 | D |

Herpin et al. (2007) ont signalé que le Calcium apporté par les eaux usées, entraîne la libération des ions sodium du complexe absorbant du sol sous forme échangeable, ce qui facilite sa migration en profondeur ainsi que sa biodisponibilité.

L'irrigation par les eaux du BBH a augmenté le calcium du sol nos résultats sont d'accord avec celle de Rana et al.(2010) ou La teneur en calcium des sols irrigué par les eaux usées a augmenté de 29.16 % par rapport aux échantillons de sol irrigué par des eau de puits. selon Tarchouna et al.(2010) les valeurs moyennes du Ca^{+2} étaient plus élevées pour le sol irrigué que pour le sol référence.

L'étude de Heidarpour et al.(2007) a montré que dans la première couche de sol, l'irrigation avec les eaux usées a généré une concentration de Ca^{+2} supérieure à celle des eaux souterraines. Cela

pourrait être dû à la différence de rendement des plantes utilisant deux types d’eaux d’irrigation différentes et, par conséquent, à l’effet de l’absorption des plantes sur la solution de sol.

Et s’oppose à celle de Jalali et *al.*(2008) où la quantité de cations Ca^{+2} , dans le lixiviat des sols irrigué a dépassé les quantités ajoutées sous forme de solution de lixiviation, ce qui indique l’élimination des cations du complexe d’échange.

4.2.7. Magnésium (Mg^{+2})

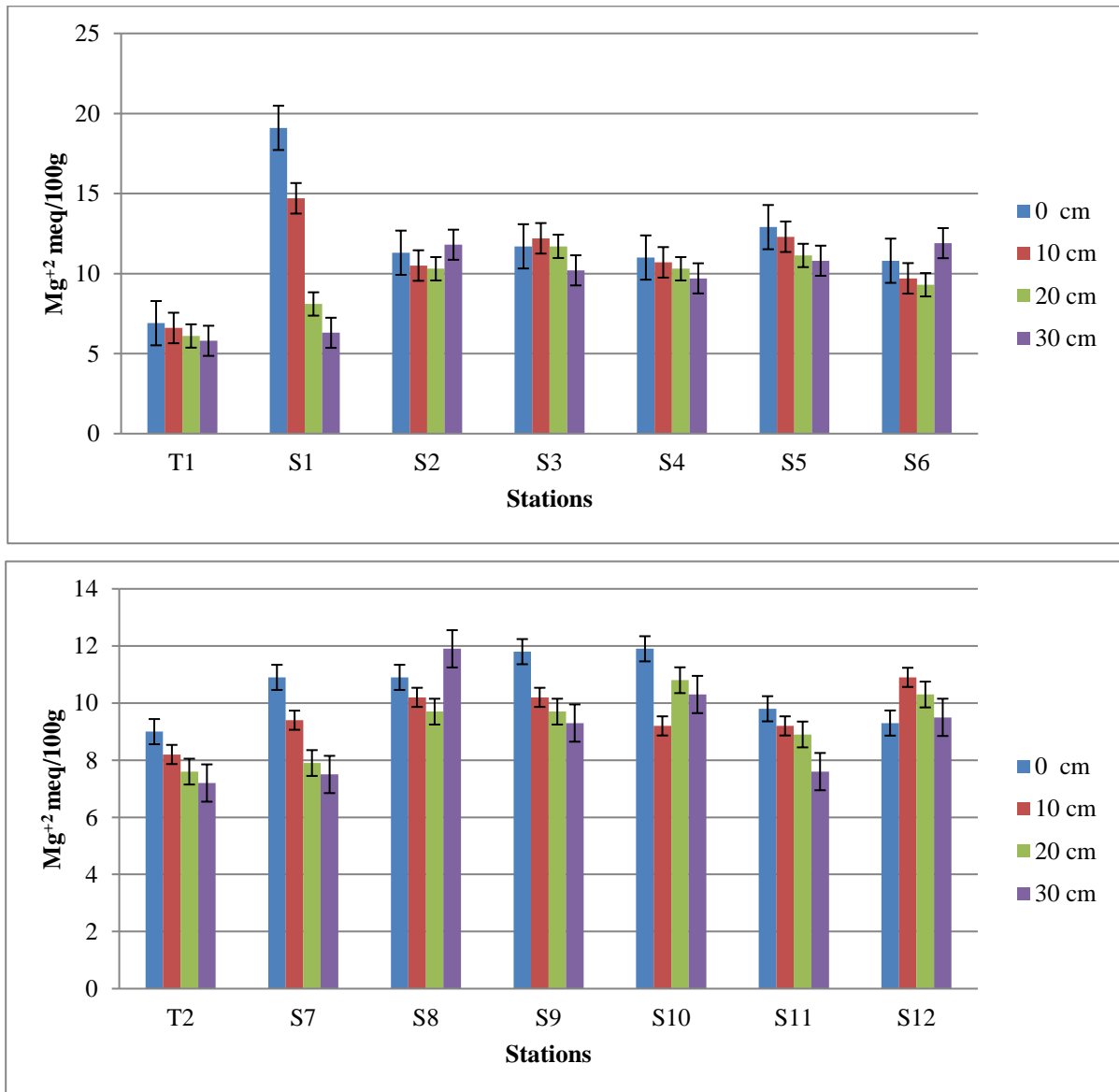


Figure 27 : variation spatiale du magnésium (Mg^{+2} meq/100 g) dans les sols irrigués par l’eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Pour les six points de prélèvements situés au nord du barrage SN (Figure 27) le Mg^{+2} varie entre 10,8 et 19,1 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 9,7 et

14,7 meq/100 g ; pour le troisième (20 cm) il varie de 8,1 à 11,7 meq/100 g alors que le dernier (30 cm) son Mg^{+2} varie entre 6,3 et 11,9 meq/100 g, on constate que le Mg^{+2} moyen 11,18 meq/100 g des parcelles irriguées par les eaux des BBH est supérieur à celui du sol témoin 6,35 meq/100 g.

Pour les SS le Mg^{+2} varie entre 9,3 et 11,9 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 9,2 et 10,9 meq/100 g ; pour le troisième (20 cm) il varie de 7,9 à 10,8 meq/100 g alors que le dernier (30 cm) son Mg^{+2} varie entre 7,5 et 11,9 meq/100 g, on constate que le Mg^{+2} moyen 9,88 meq/100 g des parcelles irriguées par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 8 meq/100 g.

On remarque également que les teneurs en Mg^{+2} des sols irrigués pour toutes les stations diminuent avec la profondeur, les niveaux de surface marquent les valeurs les plus élevées avec une moyenne de 12,8 meq/100 g pour SN et 10,8 meq/100g pour les SS. Les eaux usées ont généré une concentration de Mg plus élevée dans la surface des sols (Heidarpour et al., 2007)

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative de la Mg^{+2} pour le facteur "profondeur" des SN ($F=2,003$; $P \leq 0,14$) et SS ($F=3,6$; $P \leq 0,03$), alors qu'il y a une différence hautement significative du Mg^{+2} pour le facteur "station, témoin" des SN ($F= 3,04$; $P= 0,03$) et SS ($F= 5,07$; $P \leq 0,003$).

Le test de Bonferroni pour la Mg^{+2} (Tableau 40) révèle la présence de 3 groupes pour les SN et SS.

Tableau 40 : Test de Bonferroni pour le facteur Mg^{+2} selon les stations

| Modalité SN | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS | Moy ± Et | Groupes |
|-------------|------------|---------|-------------|------------|---------|
| S1 | 12,05±5,13 | A | S8 | 10,68±0,83 | A |
| S5 | 11,78±0,85 | B | S10 | 10,55±0,97 | |
| S3 | 11,45±0,75 | | S9 | 10,25±0,95 | |
| S2 | 10,98±0,61 | | S12 | 10,00±0,64 | B |
| S4 | 10,43±0,49 | | S7 | 8,93±1,34 | |
| S6 | 10,43±1,01 | | S11 | 8,88±0,8 | |
| T1 | 6,35±0,43 | C | T2 | 8,00±0,68 | C |

Les sols contenant des niveaux élevés de magnésium échangeables sont souvent confrontés à des problèmes d'infiltration. Le magnésium n'est pas aussi efficace que le calcium dans le

maintien des taux d'infiltration, puisque de magnésium hydraté est plus grande que celui du calcium, de sorte qu'il améliore l'enflure et la dispersion, Il y a aussi des preuves que dans les sols riches en magnésium, les effets dommageables de sodium peut être augmenté (Abbott et Hasnip, 1997). L'irrigation par les eaux du BBH a augmenté le magnésium des sols irrigué, nos résultats sont d'accord avec celle de : Rana et *al.*(2010) ou La teneur en Mg^{+2} des sols irrigué par les eaux usées a augmenté de 29% par rapport aux échantillons de sol irrigué par des eau de puits et avec celle de (Tarchouna et *al.*, 2010).

les concentrations de Mg dans les niveaux supérieurs des sols de la vallée du Jourdain ont augmenté de 77 % par rapport à l'échantillonnage précédent sur le terrain (Ammari et *al.*, 2013). Mg^{+2} a augmenté de 43 à 164 fois (Zhang et *al.*, 2013).

4.2.8. Potassium (K^+)

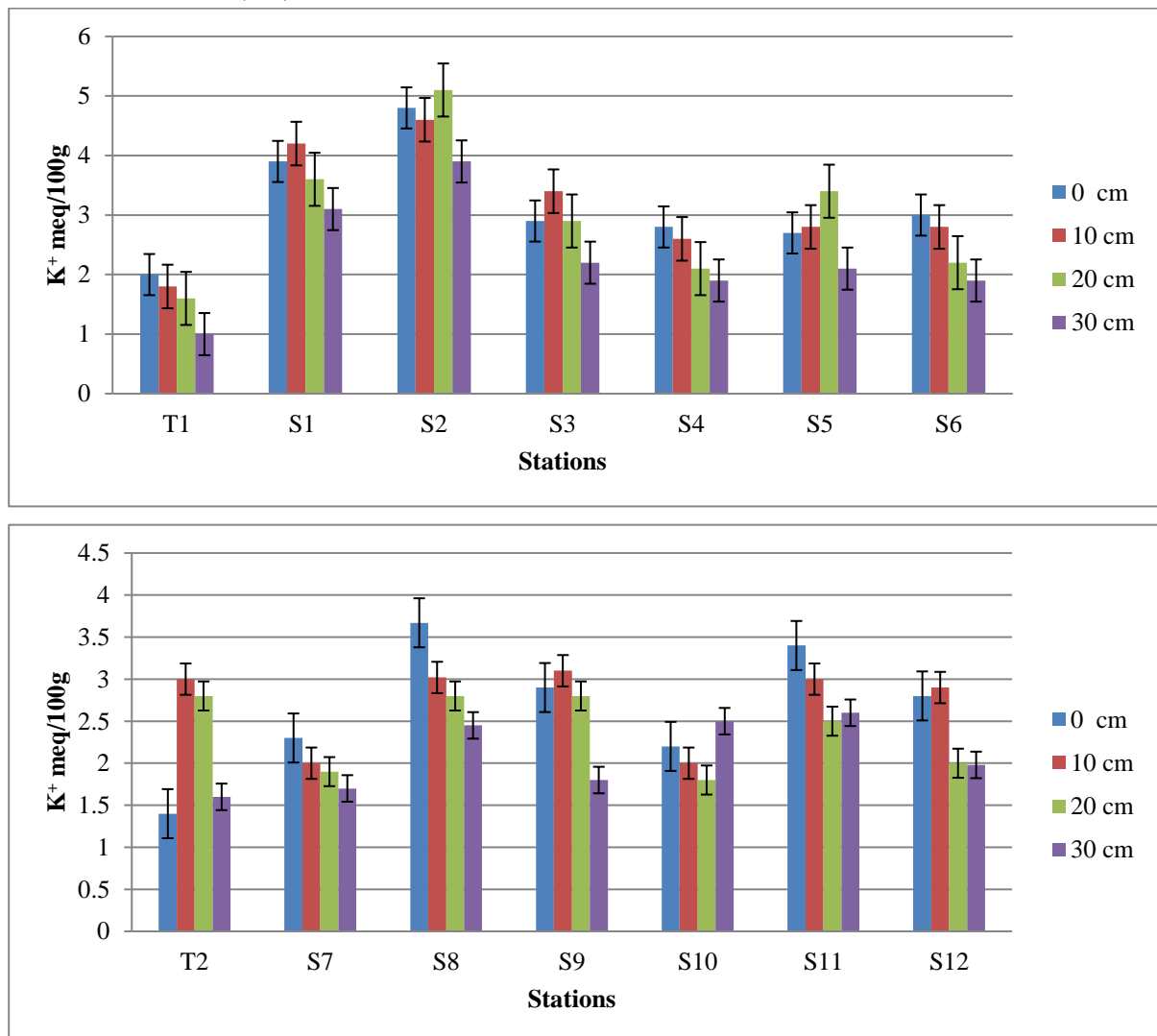


Figure 28 : variation spatiale du potassium dans les sols irrigués par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Pour les six points de prélèvements situé au nord du barrage (Figure 28) le K^+ varie entre 2,7 et 4,9 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 2,6 et 4,6 meq/100 g ; pour le troisième (20 cm), il varie de 2,1 à 4,1 meq/100 g alors que le dernier (30 cm) son K^+ varie entre 1,9 et 3,9 meq/100 g, on constate que le K^+ moyen 3,12 meq/100 g des parcelles irrigué par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 1,6 meq/100 g.

Pour les SS le K^+ varie entre 2,2 et 3,9 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 2 et 3,1 meq/100 g ; pour le troisième (20 cm), il varie de 1,8 à 2,8 meq/100 g alors que le dernier (30 cm) son K^+ varie entre 1 et 2,6 meq/100 g, on constate que le K^+ moyen 2,48 meq/100 g des parcelles irrigué par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 2,2 meq/100 g.

On remarque également que les teneurs en K^+ des sols irrigués pour toutes les stations diminuent avec la profondeur, les niveaux de surface marque les valeurs les plus élevés avec une moyenne de 3,68 meq/100 g pour SN et 3 meq/100g pour les SS.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du K^+ pour le facteur "profondeur" des SN ($F=15,8$; $P \leq 0,0001$) et SS ($F=2,85$; $P \leq 0,06$), il y a une différence très hautement significative du K^+ pour le facteur "station, témoin" des SN ($F=50,99$; $P \leq 0,0001$) et pas de différence pour les SS ($F=2,89$; $P \leq 0,03$).

Le test de Bonferroni pour la K^+ (Tableau 41) révèle la présence de 5 groupes pour les SN.

Tableau 41 : Test de Bonferroni pour le facteur K^+ selon les stations

| Modalité SN | Moy \pm Et | Groupes |
|-------------|-----------------|---------|
| S2 | 4,60 \pm 0,34 | A |
| S1 | 3,70 \pm 0,41 | B |
| S3 | 2,85 \pm 0,53 | C |
| S5 | 2,75 \pm 0,46 | |
| S6 | 2,48 \pm 0,12 | D |
| S4 | 2,35 \pm 0,36 | |
| T1 | 1,60 \pm 0,27 | E |

L'irrigation par les eaux du BBH a augmenté le potassium des sols irrigué, nos résultats sont d'accord avec celle de : Heidarpour et *al.*(2007) ou la quantité de K^+ dans les première et deuxième couches de sol irriguées avec les eaux usées était significativement supérieure à celles qui ont été irriguées avec des eaux souterraines ; Dans le travail de Brindha et Elango (2014)

District de Nalgonda, Andhra Pradesh, Inde ; le taux de potassium des sols cultivé été élevé par 2 meq/100g.

4.2.9. Sodium (Na^+)

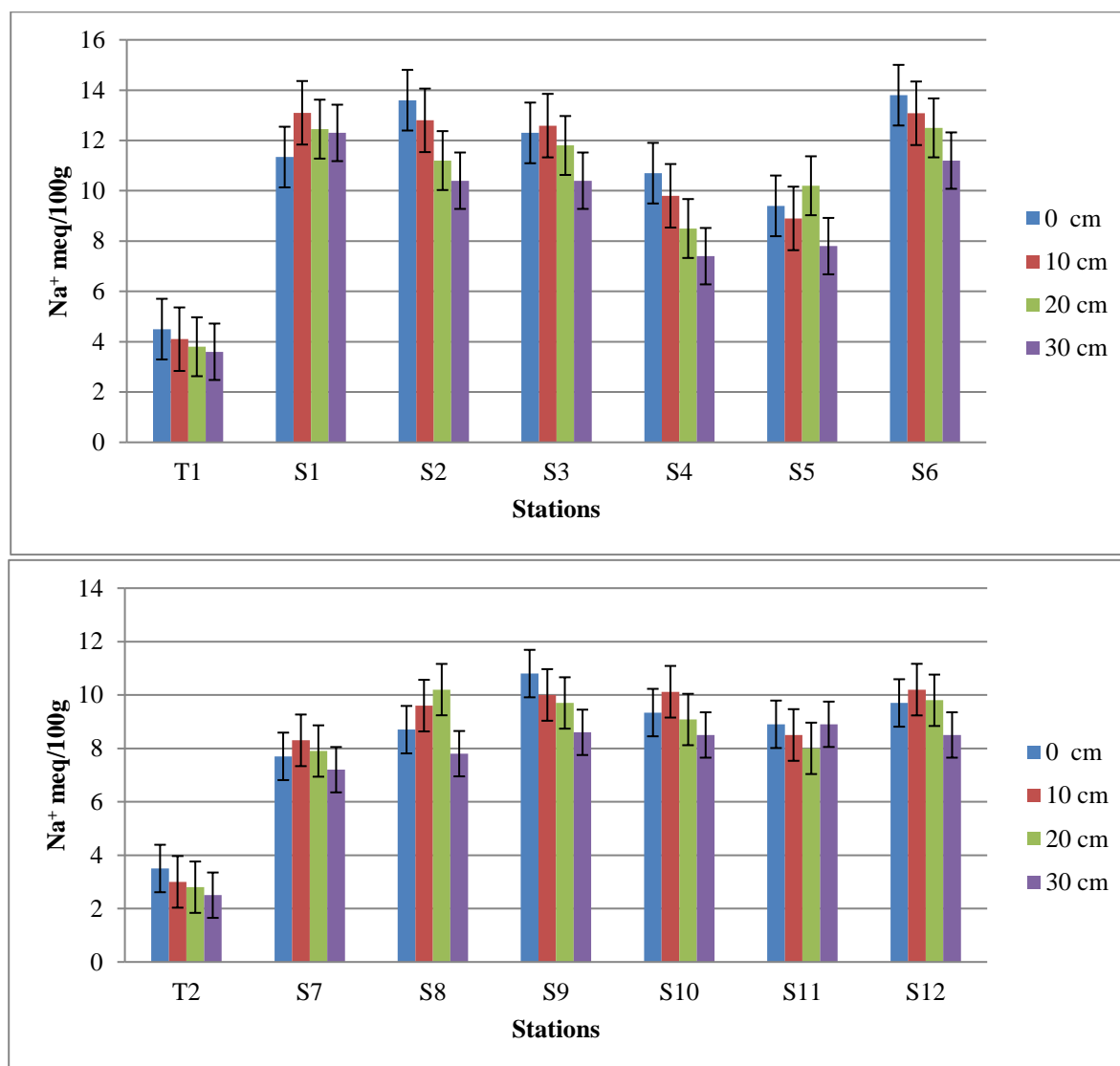


Figure 29 : variation spatiale du sodium (Na^+ meq/100 g) dans les sols irrigués par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Pour les six points de prélèvements situés au nord du barrage le Na^+ varie entre 9,4 et 13,8 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 8,9 et 13,1 meq/100 g ; pour le troisième (20 cm) il varie de 8,2 à 12,5 meq/100 g alors que le dernier (30 cm) son Na^+ varie entre 7,4 et 12,3 meq/100 g, on constate que le Na^+ moyen 11,13 meq/100 g des parcelles irriguées par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 4 meq/100 g (Figure 29).

Pour les SS le Na⁺ varie entre 8,7 et 10,8 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 8,3 et 10,2 meq/100 g ; pour le troisième (20 cm) il varie de 7,9 à 10,2 meq/100 g alors que le dernier (30cm) son Na⁺ varie entre 7,2 et 8,6 meq/100 g, on constate que le Na⁺ moyen 9,09 meq/100 g des parcelles irriguées par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 2,95 meq/100 g.

On remarque également que les teneurs en Na⁺ des sols irrigués pour toutes les stations diminuent avec la profondeur, les niveaux de surface marquent les valeurs les plus élevées avec une moyenne de 12,19 meq/100 g pour SN et 9,7 meq/100g pour les SS. Dans l'étude de Herpin et al.(2007) La concentration de Na⁺ la plus élevée a été observée dans la couche de 0 à 10 cm.

L'ANOVA révèle une différence significative du Na⁺ pour le facteur "profondeur" des SN (F=7,73 ; P ≤ 0,001) et SS (F= 5,58 ; P ≤ 0,006), il y a une différence très hautement significative du Na⁺ pour le facteur "station, témoin" des SN (F= 64,58 ; P ≤ 0,0001) et SS (F= 75,36 ; P ≤ 0,0001).

Le test de Bonferroni pour la Na⁺ (Tableau 42) révèle la présence de 3 groupes pour les SN et 4 groupes pour les SS pour le facteur station, alors que pour le facteur profondeur il relève la présence de 3 groupes pour les SS et SN.

Tableau 42 : Test de Bonferroni pour le facteur Na⁺ selon les stations et les profondeurs

| Modalité SN | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS | Moy ± Et | Groupes |
|---------------------------|------------|---------|---------------------------|-----------|---------|
| S6 | 12,65±0,95 | A | S9 | 9,78±0,79 | A |
| S1 | 12,30±0,63 | | S12 | 9,55±0,63 | |
| S2 | 12,00±1,26 | | S10 | 9,26±0,58 | B |
| S3 | 11,77±0,84 | | S8 | 9,08±0,91 | |
| S4 | 9,10±1,25 | B | S11 | 8,58±0,37 | C |
| S5 | 9,08±0,87 | | S7 | 7,78±0,4 | |
| T1 | 4,00±0,34 | C | T2 | 2,95±0,36 | D |
| Modalité SN Profondeur | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS Profondeur | Moy ± Et | Groupes |
| 0 | 10,81±2,03 | A | 10 | 8,53±1,45 | A |
| 10 | 10,62±1,84 | | 0 | 8,38±1,09 | |
| 20 | 10,06±1,45 | B | 20 | 8,21±1,43 | B |
| 30 | 9,01±0,89 | C | 30 | 7,43±0,67 | C |

L'irrigation a augmenté la teneur en sodium du sol, Nos résultats sont similaire à ceux de (Lado et Ben-Hur 2009 ; Tarchouna et *al.*, 2010 ; Morugán-Coronado et *al.*, 2011 ; El-nahhal et *al.*, 2013). Herpin et *al.* (2007) ont constaté que l'irrigation avec des eaux usées traité chargées en Na^+ , entraîne une élévation des teneurs en cet élément dans tout le profil du sol.

Par rapport aux conditions initiales du sol, à la fin de l'expérience après 16 mois d'irrigation par des eaux usées, on note une augmentation des concentrations de sodium échangeables (de 2,4 à 5,9 mmol/ kg) (Leal et *al.*, 2009).

4.2.10. Sodium adsorption ratio (SAR)

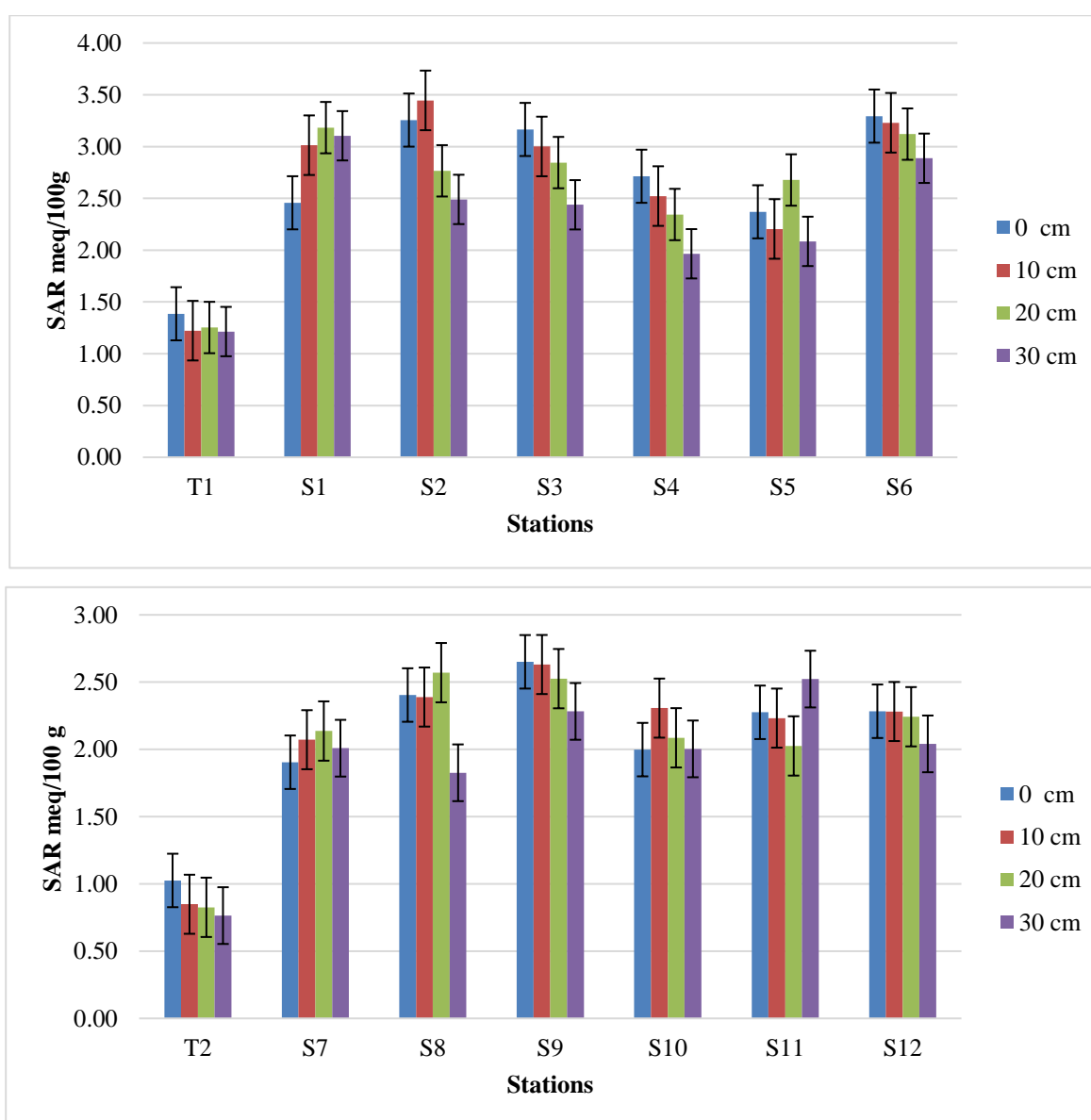


Figure 30 : variation spatiale du SAR (meq/100 g) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Pour les six points de prélèvements situés au nord du barrage le SAR varie entre 2,37 et 3,29 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 2,2 et 3,45 meq/100 g ; pour le troisième (20 cm) il varie de 2,34 à 3,18 meq/100 g alors que le dernier (30 cm) son SAR varie entre 1,96 et 3,1 meq/100 g, on constate que le SAR moyen 2,77 meq/100 g des parcelles irriguées par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 1,27 meq/100 g (Figure 30).

Pour les SS le SAR varie entre 1,9 et 2,65 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 2,07 et 2,63 meq/100 g ; pour le troisième (20 cm) il varie de 2,03 à 2,57 meq/100 g alors que le dernier (30 cm) son SAR varie entre 1,83 et 2,52 meq/100 g, on constate que le SAR moyen 2,24 meq/100 g des parcelles irriguées par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 0,87 meq/100 g.

On remarque que les teneurs en SAR des sols irrigués pour toutes les stations diminuent légèrement avec la profondeur, les niveaux de surface (10 cm) marquent les valeurs les plus élevées avec une moyenne de 2,9 meq/100 g pour SN et 2,32 meq/100g pour les SS.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du SAR pour le facteur 'profondeur' des SN ($F=2,92$; $P \leq 0,06$) et SS ($F=1,6$; $P \leq 0,22$), il y a une différence très hautement significative du SAR pour le facteur 'station, témoin' des SN ($F= 24,59$; $P \leq 0,0001$) et SS ($F=38,46$; $P \leq 0,0001$).

Les sols sont classés comme sodique quand elles présentent un SAR supérieur à 13 (Sumner, 1995), en utilisant cette norme les sols irrigués ne sont pas sodiques mais avec une longue période d'irrigation le SAR peut s'élever.

Le test de Bonferroni pour le SAR (Tableau 43) révèle la présence de 4 groupes pour les SN et 4 groupes pour les SS.

Tableau 43 : Test de Bonferroni pour le facteur SAR selon les stations

| Modalité SN | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS | Moy ± Et | Groupes |
|-------------|-----------|---------|-------------|-----------|---------|
| S6 | 3,13±0,15 | A | S9 | 2,52±0,15 | A |
| S2 | 2,99±0,38 | B | S8 | 2,30±0,28 | B |
| S1 | 2,94±0,28 | | S11 | 2,27±0,17 | |
| S3 | 2,87±0,17 | | S12 | 2,21±0,1 | |
| S4 | 2,38±0,2 | C | S10 | 2,10±0,13 | C |
| S5 | 2,33±0,23 | | S7 | 2,03±0,09 | |
| T1 | 1,27±0,07 | D | T2 | 0,87±0,1 | D |

Il existe une association étroite entre la composition et la concentration des sels dans le sol et la qualité de l'eau utilisée pour l'irrigation. Les eaux contenant plus de sodium que de calcium et de magnésium sont susceptibles de causer la sodicité du sol (Couture, 2006).

Les sols contenant des quantités excessives de sodium échangeable (Na^+) par rapport au calcium (Ca^{+2}) et au magnésium (Mg^{+2}) sont appelés des sols sodiques ou alcalins, ces derniers se caractérisent par une dispersion des particules de sol qui réduit la perméabilité du sol à l'eau et à l'air, Les sols sodiques affectent indirectement la croissance et la productivité des plantes en dégradant la qualité du sol (Peacock et Christensen, 2000).

Les valeurs de SAR confirment en effet que les sels solubles fournis par l'eau usée traitée sont retenus dans la couche supérieure du sol (Belaid et *al.*, 2010 ; Zinabu et *al.*, 2011).

L'alcalinité du sol pourrait réduire la disponibilité de certains nutriments pour les cultures (phosphore, potassium). Le sol argilo-limoneux a une fertilité et une capacité de rétention d'eau élevées et une faible aération. La rétention d'eau dans le sol pourrait être utilisée pour une meilleure estimation de la capacité en eau disponible et, par conséquent, de l'efficacité de l'irrigation (dose, fréquence) (Bouksila et *al.*, 2013).

L'amélioration du sol sodique nécessite l'utilisation d'amendements chimiques et / ou organiques pour remplacer le sodium échangeable et maintenir la perméabilité pendant le lessivage (FAO, 2003).

Un SAR et un pH élevé entraînant le sol vers une voie alcaline et sodique La solution du sol se concentre progressivement sous l'effet de l'évaporation et entraîne une série de précipitations de sels qui débute généralement par la calcite (CaCO_3), jusqu'à un stade avancé de formation de carbonates ou bicarbonates de sodium (Na_2CO_3 et NaHCO_3). Parallèlement et en lien avec l'augmentation du SAR dans la solution du sol, le complexe d'échange se sature en sodium au détriment des autres cations échangeables (Ca, Mg, K) (Sou Dakouré et *al.*, 2013).

4.2.11. Capacité d'échange cationique (CEC)

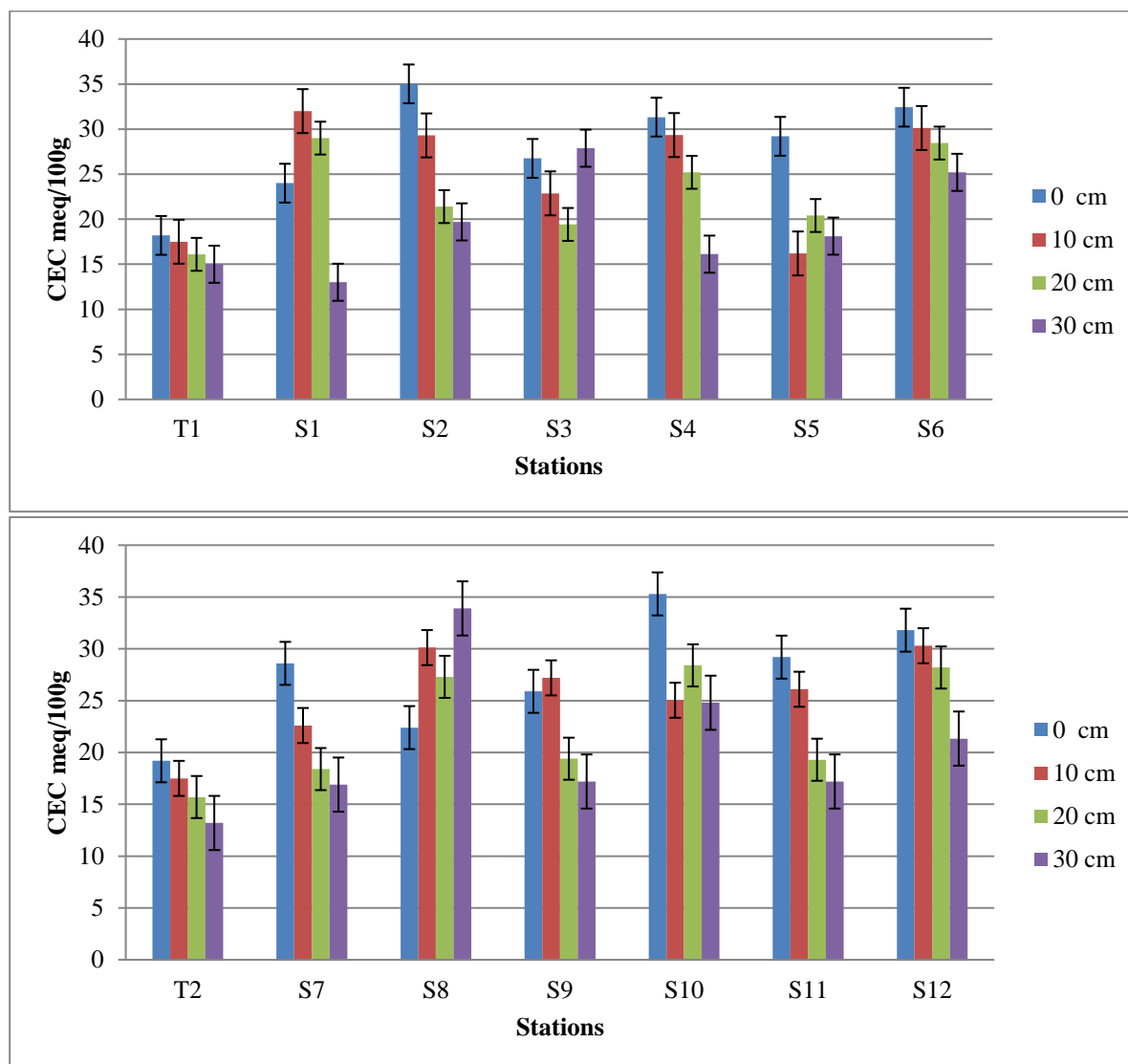


Figure 31 : variation spatiale de la CEC (meq/100 g) dans les sols irrigués par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Pour les six points de prélèvements situés au nord du barrage le CEC varie entre 26,75 et 35,02 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10cm) varie entre 22,87 et 32 meq/100 g ; pour le troisième (20cm) il varie de 19,42 à 29 meq/100 g alors que le dernier (30cm) son CEC varie entre 13 et 25,2 meq/100 g, on constate que le CEC moyen 25,52 meq/100 g des parcelles irriguées par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 16,7 meq/100 g (Figure 31).

Pour les SS le CEC varie entre 25,9 et 35,3 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10cm) varie entre 22,2 et 31 meq/100 g ; pour le troisième (20cm) il varie de 18,4 à 28,4 meq/100 g alors que le dernier (30cm) son CEC varie entre 16,9 et 24,8 meq/100 g, on

constate que le CEC moyen 25,33 meq/100 g des parcelles irrigué par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 16,4 meq/100 g.

On remarque également que les teneurs en CEC des sols irrigués pour toutes les stations diminuent avec la profondeur, les niveaux de surface marque les valeurs les plus élevés avec une moyenne de 31,46 meq/100 g pour SN et 30,7 meq/100g pour les SS.

L'ANOVA révèle une différence significative du CEC pour le facteur "profondeur" des SN (F= 4,06 ; P ≤ 0,02) et SS (F=4,5 ; P ≤ 0,01), et pour le facteur "station, témoin" des SN (F=3,2 ; P ≤ 0,02) et SS (F=4,52 ; P ≤ 0,005).

Le test de Bonferroni pour la CEC (Tableau 44) révèle la présence de 3 groupes pour les SN et 2 groupes pour les SS pour le facteur station, alors que pour le facteur profondeur on a 3 groupes pour SN et 3 groupes pour SS.

Tableau 44 : Test de Bonferroni pour le facteur CEC selon les stations et les profondeurs

| | | | | | |
|---------------------------|------------|---------|---------------------------|------------|---------|
| Modalité SN | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS | Moy ± Et | Groupes |
| S6 | 29,05±2,63 | A | S8 | 28,43±4,2 | A |
| S2 | 26,36±6,18 | B | S10 | 28,38±4,24 | |
| S4 | 25,50±5,85 | | S12 | 27,91±4,34 | |
| S1 | 24,50±7,23 | | S11 | 22,95±3,88 | |
| S3 | 24,23±3,34 | | S9 | 22,42±5,22 | |
| S5 | 20,98±4,97 | | S7 | 21,62±3,54 | |
| T1 | 15,95±1,76 | C | T2 | 17,4±3,19 | B |
| Modalité SN Profondeur | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS Profondeur | Moy ± Et | Groupes |
| 0 | 27,70±4,13 | A | 0 | 27,48±3,87 | A |
| 10 | 25,33±3,50 | B | 10 | 26,12±2,93 | B |
| 20 | 22,85±4,61 | | 20 | 22,38±2,45 | |
| 30 | 19,29±2,73 | C | 30 | 20,64±1,45 | C |

La CEC est le nombre total de charges négatives par unité de poids du sol. La quantité des ions chargés positivement (cations) que l'argile ou un matériau similaire peut contenir sur sa surface chargée négativement (Troeh et Thompson, 2005). Ainsi, la CEC est la mesure de la fertilité des sols et de la capacité de rétention des éléments nutritifs.

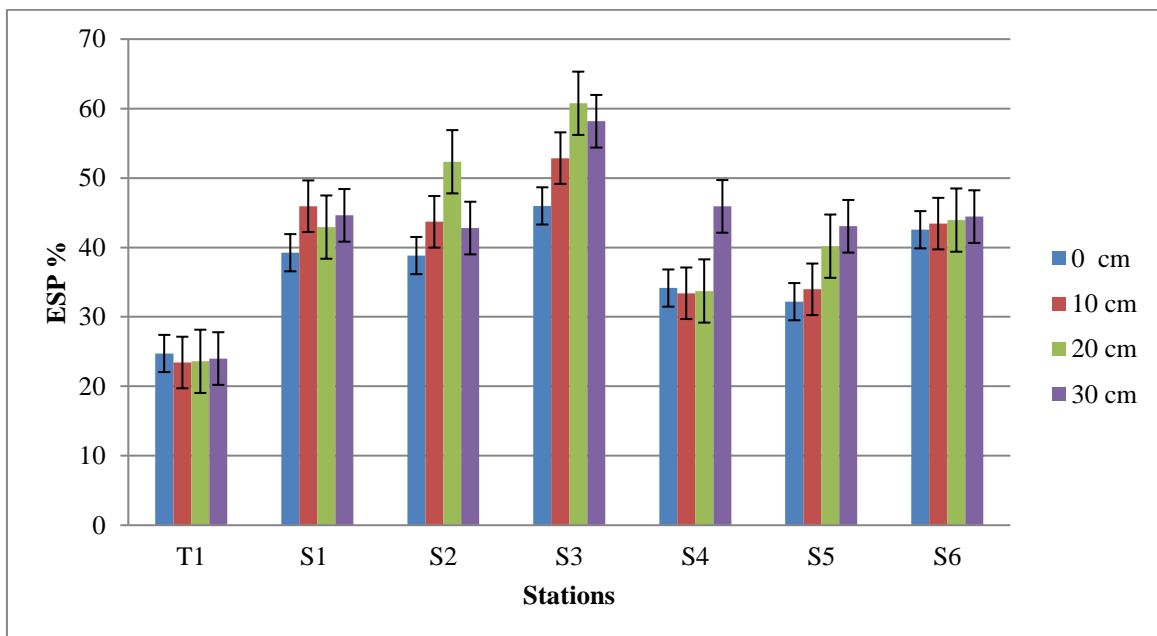
L'irrigation par les eaux usées a augmenté la CEC des SN par 152,81% et les SS par 154,45% c'est résultats sont similaire à celle de (da Fonseca et *al.*, 2005b).

Une augmentation du contenu en MO résultant de l'irrigation des eaux usées, peut entraîner une augmentation de la CEC (Angin et *al.*, 2005).

Qishlaqi et *al.* (2008) ont rapporté que la CEC d'une terre arable de sable qui a été irriguée avec des eaux usées brutes pendant environ 20 ans a augmenté d'environ 880%. D'autres, cependant, n'ont pas observé une augmentation significative de la CEC en dépit de l'augmentation significative du contenu de la MO par l'irrigation des eaux usées (Gharaibeh et *al.*, 2007). Dans l'étude de Herpin et *al.* (2007), la CEC a diminué. Les conditions climatiques locales (intensité de rayonnement et températures élevées du sol, humidité) et une ventilation adéquate du sol (Mielniczuk et *al.*, 2003) sont des facteurs encourageant la décomposition de la MO qui est directement liée à une diminution de la CEC et donc à la fertilité du sol (van Raij, 1991).

Dans l'étude de Baba Ahmed et Bouhadjera (2010) les valeurs de CEC obtenues s'échelonnant entre 6,12 et 13,23 meq/100g, ces valeurs sont assez faibles par rapport aux valeurs moyennes annoncées par Alloway (1995) : 60 meq/100g pour un sol minéral et 200 meq/100g pour un sol organique, ces résultats sont inférieurs à celle des sols de notre étude.

4.2.11. Pourcentage de sodium échangeable (ESP)



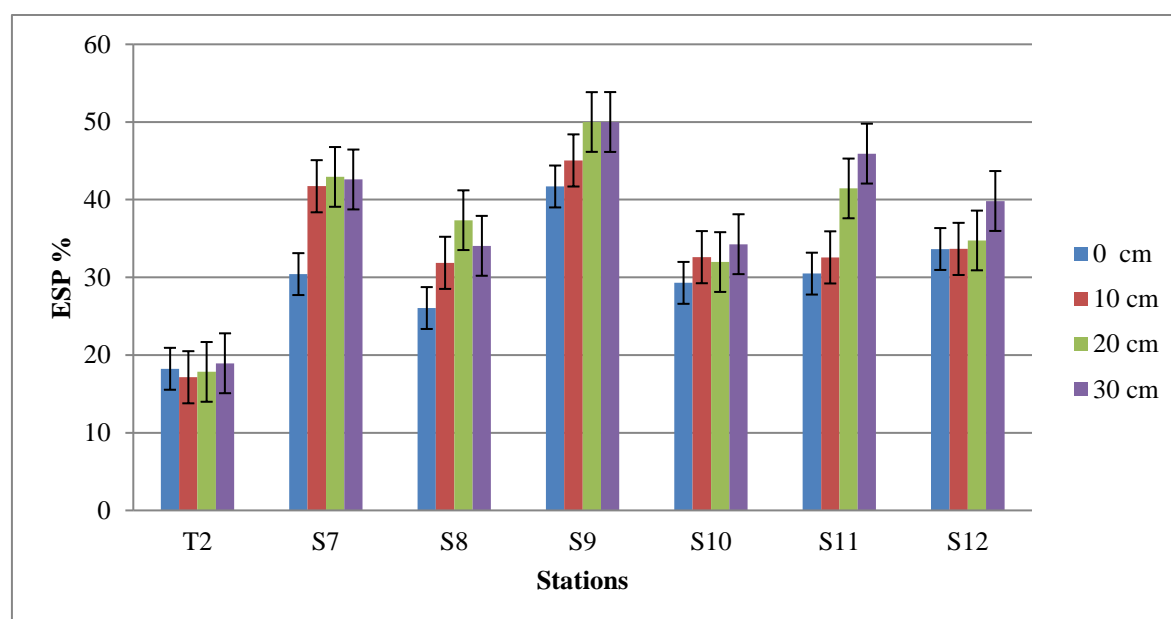


Figure 32 : variation spatiale de l’ESP (meq/100 g) dans les sols irriguer par l’eau du barrage de Béni Haroun dans les Stations SN et SS.

Pour les six points de prélèvements situé au nord du barrage l’ESP varie entre 32,19 et 45,98 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10 cm) varie entre 33,4 et 52,86 meq/100 g ; pour le troisième (20 cm) il varie de 33,73 à 60,76 meq/100 g alors que le dernier (30 cm) son ESP varie entre 43,05 et 94,62 meq/100 g, on constate que l’ESP moyen 45,59 meq/100 g des parcelles irrigué par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 23,94 meq/100 g (Figure 32).

Pour les SS l’ESP varie entre 26,1 et 41,7 meq/100 g dans le premier niveau (0 cm), le deuxième (10cm) varie entre 31,9 et 45,1 meq/100 g ; pour le troisième (20cm) il varie de 32 à 50 meq/100 g alors que le dernier (30cm) son ESP varie entre 34,1 et 50 meq/100 g, on constate que l’ESP moyen 37,05 meq/100 g des parcelles irrigué par les eaux usées est supérieur à celui du sol témoin 18,4 meq/100 g.

On remarque également que les teneurs en l’ESP des sols irrigué pour toutes les stations augmentent avec la profondeur, les niveaux de profondeur 30 cm marque les valeurs les plus élevés avec une moyenne de 48,87 meq/100 g pour SN et 37,19 meq/100g pour les SS.

L’ANOVA ne révèle pas une différence significative du ESP pour le facteur ‘profondeur’ des SN ($F=0,92$; $P \leq 0,44$) et SS ($F= 2,05$; $P \leq 0,14$), il y a une différence significative du ESP pour le facteur ‘station, témoin’ des SN ($F=2,91$; $P \leq 0,03$) alors qu’il y a une différence très hautement significative pour les SS ($F= 7,8$; $P \leq 0,0003$).

Le test de Bonferroni pour l'ESP (Tableau 45) révèle la présence de 3 groupes pour les SN et 2 groupes pour les SS.

Tableau 45 : Test de Bonferroni pour le facteur ESP selon les stations

| Modalité SN | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS | Moy ± Et | Groupes |
|-------------|-------------|---------|-------------|------------|---------|
| S1 | 56,44±22,16 | A | S9 | 44,62±5,66 | A |
| S3 | 49,77±8,92 | B | S11 | 39,06±8,4 | |
| S2 | 46,91±5,91 | | S7 | 37,30±6,48 | |
| S5 | 45,04±8,54 | | S12 | 34,69±3,36 | |
| S6 | 43,59±0,7 | | S10 | 33,28±5,23 | |
| S4 | 36,80±5,27 | | S8 | 32,77±6,2 | |
| T1 | 25,16±2,58 | C | T2 | 17,24±1,94 | B |

Pour mesurer la sodicité du sol on calcule l'ESP, la prévalence du Na échangeable par rapport aux autres cations échangeables, principalement Ca, Mg, K (Kunhikrishnan et al., 2012).

L'irrigation par les eaux usées a augmenté l'ESP des SN par 190,43 % et les SS par 205,37 % ces résultats sont similaires à celle de : Lhadi et al. (1998) En effet, les valeurs de l'ESP sont élevées, il s'agit d'un sol sodique.

L'ESP des sols irrigué a augmenté par 20% dans l'étude de Tarchouna et al.(2010) ; comparé au conditions du sol initial, à la fin de l'expérience après 16 mois d'irrigation avec des eaux usées traité l'ESP a augmenté de 8 à 18% (Leal et al., 2009).Mais dans l'étude de Tunc et Sahin (2015) l'ESP été faible dans les sols irrigués par des eaux usées.

De nombreuses études ont démontré une corrélation positive entre l'ESP d'un sol et le SAR de l'eau d'irrigation (Jayawardane et al., 2011 ; Rengasamy et Marchuk, 2011). En Australie, les sols qui ont plus de 6% d'ESP sont considérés comme ayant des problèmes de stabilité structurelle (Sumner, 1995). Ce seuil est de 15% d'ESP dans les conditions américaines principalement en raison des différences dans la minéralogie de l'argile (Halliwell et al., 2001) indiquant que les seuils ne sont pas des chiffres absolus. L'impact de l'augmentation de l'ESP sur les propriétés physiques du sol est très complexe et dépend de nombreux autres facteurs tels que la teneur en argile et la minéralogie, la CE de la solution du sol, la MO et la teneur en matière organique dissoute, et donc ne peuvent être facilement prédites (Sumner, 1993). Les effets opposés de la salinité et la sodicité de l'eau d'irrigation sur la dispersion du sol signifient que, bien que la probabilité de dispersion de l'argile augmente avec des valeurs SAR élevées, cela

peut être atténué par la floculation accrue due à des concentrations élevées de sel et une augmentation de la CE.

Stewart *et al.* (1990) ont signalé une augmentation de l'ESP de 3,2 % à 9,8 % dans une profondeur de 0,15-0,35 m après que les effluents d'une SAR de 5,4 ont été irrigués à une plantation pendant 4 ans. Parmi les nombreux traitements, Falkiner et Smith (1997) ont observé une augmentation maximale de l'ESP de 2% à 25% en 0,3-0,4 m de profondeur dans une plantation après 4 ans d'irrigation par effluent secondaire hebdomadaire (SAR d'effluent, 4,8). Menneer *et al.* (2001) ont irrigué deux types de sols différents avec des eaux usées de production de produits laitiers riche en sodium sur une période de 5 ans et ont signalé une augmentation de l'ESP de 31% par rapport à 0,4% à la surface du sol des sols non azotés. Une augmentation significative est également mesurée dans un essai Iranien après 1 an d'irrigation du lixiviat de déchets municipaux (Khoshgoftarmanesh et Kalbasi, 2002).

Les valeurs ESP confirment en effet que les sels solubles fournis par les eaux usées traitées sont retenus dans la couche supérieure du fluvisol (Belaid *et al.*, 2010).

En effet, les valeurs de l'ESP sont élevées, il s'agit d'un sol sodique qui pourrait avoir des problèmes de perméabilité (Lhadi *et al.*, 1998).

Une grande partie de ces sels est lessivée mais le reste s'accumule dans le sol et peut entraîner la dégradation de la structure du sol, la diminution de sa fertilité à long terme (Kathleen *et al.*, 1992) et une réduction des rendements en production agricole (FAO,1987).

4.2.12. Métaux lourds

a. Cadmium (Cd)

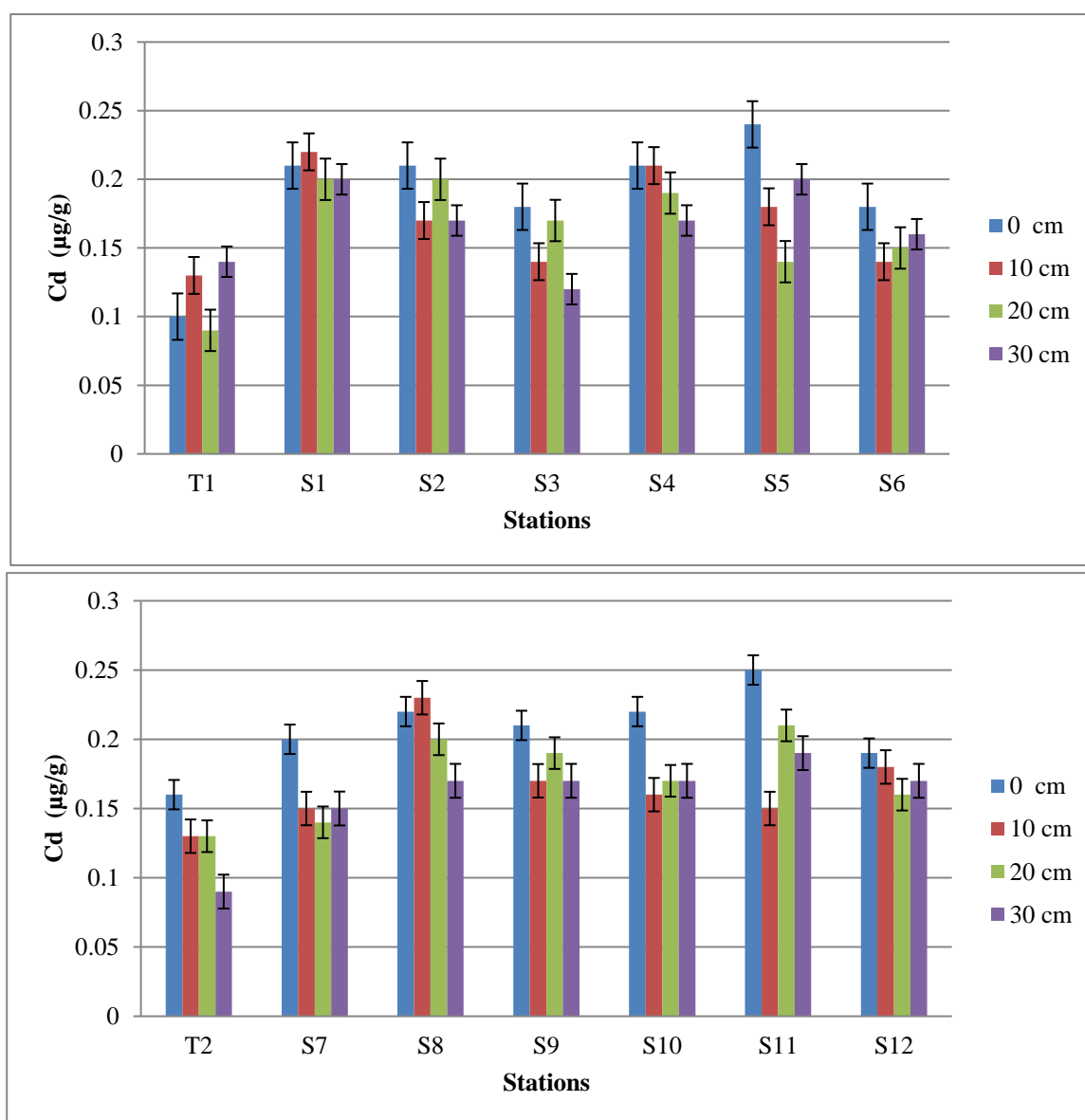


Figure 33 : Variation spatiale du Cd ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Dans les sols irrigués par les eaux du BBH, notre étude a montré que les teneurs en cadmium sont plus ou moins variables d'une station à l'autre et d'un point de prélèvement à l'autre, Pour les SN, Les teneurs varient entre 0,21 et 0,11 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 0cm, entre 0,22 et 0,14 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 10cm, entre 0,21 et 0,14 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 20cm et entre 0,24 et 0,16 $\mu\text{g/g}$ dans le dernier niveau 30 cm (Figure 33).

Les teneurs maximales en Cd se situent au niveau 30cm (0,186 µg/g), Ce phénomène est attribué par les auteurs, au taux de MO et de carbonates plus important en surface, ainsi qu'au pH élevé du sol. L'ensemble de ces facteurs a réduit la mobilité des métaux dans le sol (Hatira et al., 1990).

Le taux de Cd détecté dans le sol témoin est de l'ordre de 0,11 µg/g inférieur à celui du sol irrigué de l'ordre de 0,18 µg/g, cela indique une accumulation du Cd dans le sol irrigué par les eaux usées. Rattan et al. (2005), ont étudié l'effet du temps sur l'enrichissement du sol en forme échangeable des métaux lourds suite à l'irrigation par des eaux usées brutes, l'équipe a constaté que les teneurs en métaux dans le sol sont d'autant plus importantes que la période d'irrigation est plus importante.

Pour les SS, on remarque que les teneurs en Cd varient entre 0,25 et 0,12 µg/g. on note aussi que les teneurs en Cd les plus élevés sont marqué au niveau 10 (0,19 µg/g) par rapport au niveau profond (0,17 µg/g) de 30 cm.

Le taux de Cd détecté dans le sol témoin est de l'ordre de 0,13 µg/g inférieur à celui du sol irrigué de l'ordre de 0,18 µg/g, cela indique une accumulation du Cd dans le sol irrigué par les eaux usées, les deux parcelles irriguées présentent la même teneur moyenne en Cd 0,18 µg/g.

L'ANOVA ne révèle pas de différence significative du Cd pour le facteur "profondeur" des SN ($F= 0,6 ; P \leq 0,61$), et SS ($F= 0,48 ; P \leq 0,69$), alors qu'il y a une différence hautement significative du Cd pour le facteur "station, témoin" de la SN ($F=5,46 ; P \leq 0,002$), et significative à SS ($F=2,44 ; P \leq 0,06$).

Le test de Bonferroni pour le Cd (Tableau 46) révèle la présence de 3 groupes pour les SN et 3 groupes pour les SS.

Tableau 46 : Test de Bonferroni pour le facteur Cd selon les stations

| Modalité SN | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS | Moy ± Et | Groupes |
|-------------|-----------|---------|-------------|-----------|---------|
| S1 | 0,21±0,01 | A | S11 | 0,20±0,04 | A |
| S5 | 0,19±0,04 | | S8 | 0,19±0,01 | B |
| S2 | 0,19±0,02 | | S9 | 0,19±0,05 | |
| S4 | 0,19±0,7 | | S12 | 0,18±0,01 | |
| S6 | 0,16±0,01 | B | S10 | 0,16±0,07 | B |
| S3 | 0,15±0,03 | | S7 | 0,16±0,02 | |
| T1 | 0,12±0,02 | C | T2 | 0,13±0,02 | C |

b. Plomb (Pb)

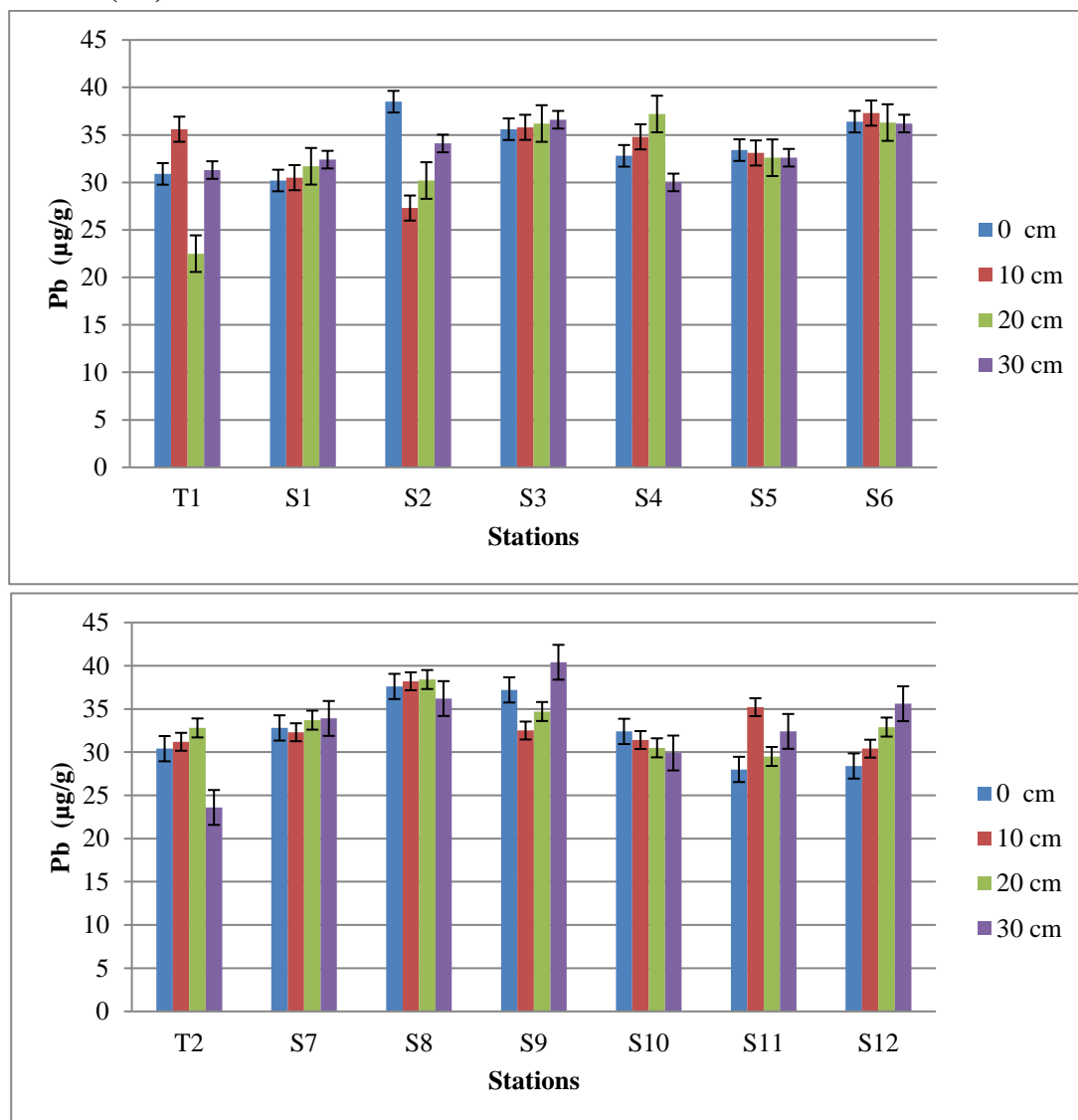


Figure 34 : variation spatiale du Pb ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irrigués par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Pour SN du sol irrigué par les eaux du BBH, Les teneurs en Pb varient entre 38,5 et 30,2 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 0 cm, entre 37,3 et 27,3 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 10 cm, entre 37,2 et 30,2 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 20 cm et entre 36,6 et 30 $\mu\text{g/g}$ dans le dernier niveau 30 cm (Figure 34).

Les teneurs en Pb dans les quatre niveaux des SN montrent une évolution irrégulière avec la profondeur, le maximum est enregistré à la surface 34,48 $\mu\text{g/g}$.

D'une manière générale, il y a un léger enrichissement en Pb dans le sol irrigué (33,83 $\mu\text{g/g}$) comparé au sol témoin (30,08 $\mu\text{g/g}$).

Pour les SS du sol, on remarque que les teneurs en Pb varient entre 28 et 40,4 $\mu\text{g/g}$; Contrairement à la SN, les teneurs en Pb de la SS augmente en fonction de la profondeur, de (32,73 $\mu\text{g/g}$) à 0 cm jusqu'a (34,73 $\mu\text{g/g}$) à 30cm.

Le taux de Pb détecté dans le sol témoin est de l'ordre de 29,5 $\mu\text{g/g}$ inférieur à celui du sol irrigué de l'ordre de 33,52 $\mu\text{g/g}$, il y a un enrichissement évident en Pb dans le sol irrigué par les eaux usée dans SS.

Les SN (33,82 $\mu\text{g/g}$) est légèrement riche en Pb que les SS (33,52 $\mu\text{g/g}$).

L'ANOVA ne révèle pas de différence significative du Pb pour le facteur "profondeur" des SN ($F=0,3$; $P \leq 0,82$), et SS ($F= 0,11$; $P \leq 0,94$), il n'y a pas de différence significative du Pb pour le facteur "station, témoin" de la SN ($F=2,19$; $P \leq 0,09$), alors qu'il y a une différence hautement significative à SS ($F= 4,17$; $P \leq 0,008$).

Le test de Bonferroni pour le Pb (Tableau 47) révèle la présence de 5 groupes pour les SS.

Tableau 47 : Test de Bonferroni pour le facteur Pb selon les stations

| Modalité SS | Moy \pm Et | Groupes |
|-------------|------------------|---------|
| S8 | 37,60 \pm 0,86 | A |
| S9 | 36,20 \pm 2,94 | B |
| S7 | 33,18 \pm 0,65 | C |
| S12 | 31,83 \pm 2,7 | |
| S11 | 31,28 \pm 2,76 | D |
| S10 | 31,05 \pm 0,94 | |
| T2 | 29,50 \pm 3,51 | E |

c. Fer (Fe)

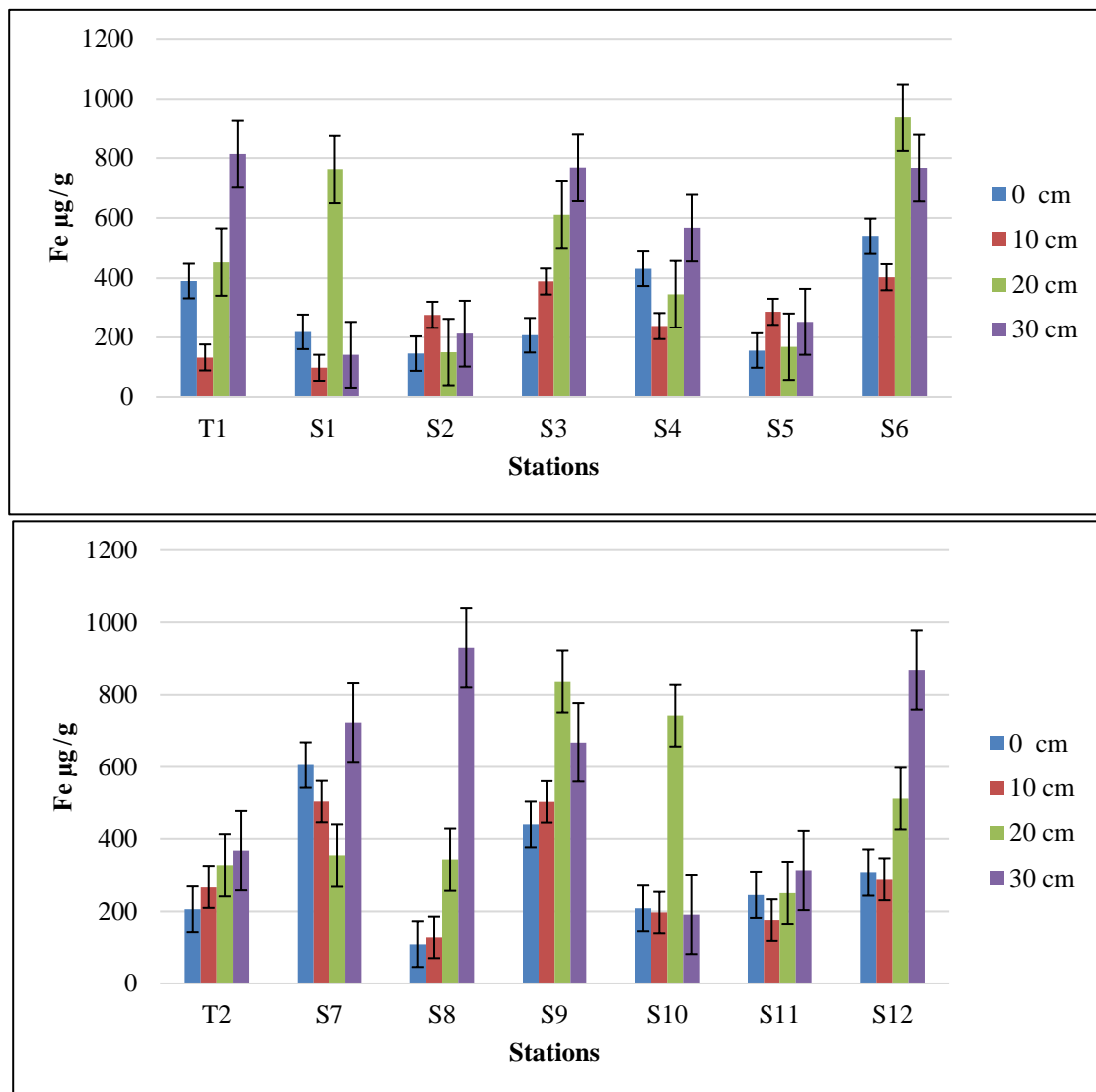


Figure 35 : variation spatiale du Fe ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irriguer par l’eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Pour les SN les teneurs en Fe varient entre 145,21 et 539,74 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 0 cm, entre 97,24 et 402,91 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 10 cm, entre 150,34 et 936,39 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 20 cm et entre 141,17 et 768,12 $\mu\text{g/g}$ dans le dernier niveau 30cm (Figure 35).

Les teneurs en Fe dans les quatre niveaux des SN montrent une évolution irrégulière avec la profondeur, le maximum est enregistré à aux niveau 20 cm avec une moyenne de 495,75 $\mu\text{g/g}$.

D'une manière générale, il y a une faible augmentation de la quantité du Fe dans les sols irrigués (377,96 $\mu\text{g/g}$) comparé au sol témoin (372,07 $\mu\text{g/g}$).

Pour les SS du sol, on remarque que les teneurs en Fe varient entre 109,35 et 929,67 $\mu\text{g/g}$; Contrairement à la SN, les teneurs en Fe de la SS augmente en fonction de la profondeur, de (299,24 $\mu\text{g/g}$) a 10cm jusqu'a (615,45 $\mu\text{g/g}$) à 30cm.

Le taux de Fe détecté dans le sol témoin est de l'ordre de 292,2 $\mu\text{g/g}$ proche du sol irrigué de l'ordre de 290,74 $\mu\text{g/g}$, il n'y a pas d'enrichissement évident en Fe dans le sol irrigué par les eaux du BBH dans SS.

Les SN (377,96 $\mu\text{g/g}$) sont plus riches en Fe que les SS (290,74 $\mu\text{g/g}$).

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du Fe pour le facteur "profondeur" des SN ($F= 3,14 ; P \leq 0,0508$), alors qu'il y a une différence significative pour SS ($F=3,71 ; P \leq 0,03$), alors qu'il y a une différence significative du Fe pour le facteur "station, témoin" de la SN ($F= 3,61; P \leq 0,01$) et une différence non significative pour les SS ($F=2,05 ; P \leq 0,11$).

Le test de Bonferroni pour le Fe (Tableau 48) révèle la présence de 3 groupes de SN pour le facteur station, et 3 groupes de SS pour le facteur profondeur.

Tableau 48 : Test de Bonferroni pour le facteur Fe selon les stations et les profondeurs

| Modalité SN | Moy \pm Et | Groupes | Modalité SS Profondeur | Moy \pm Et | Groupes |
|-------------|---------------------|---------|------------------------|--------------|---------|
| S6 | 661,57 \pm 205,21 | A | 30 | 580,08 | A |
| S3 | 493,84 \pm 213,46 | B | 20 | 480,79 | B |
| S4 | 395,74 \pm 120,5 | | 0 | 303,10 | |
| T1 | 372,27 \pm 145,35 | | 10 | 294,68 | C |
| S1 | 304,86 \pm 267,69 | C | | | |
| S5 | 215,67 \pm 55,23 | | | | |
| S2 | 196,06 \pm 53,32 | | | | |

d. Zinc (Zn)

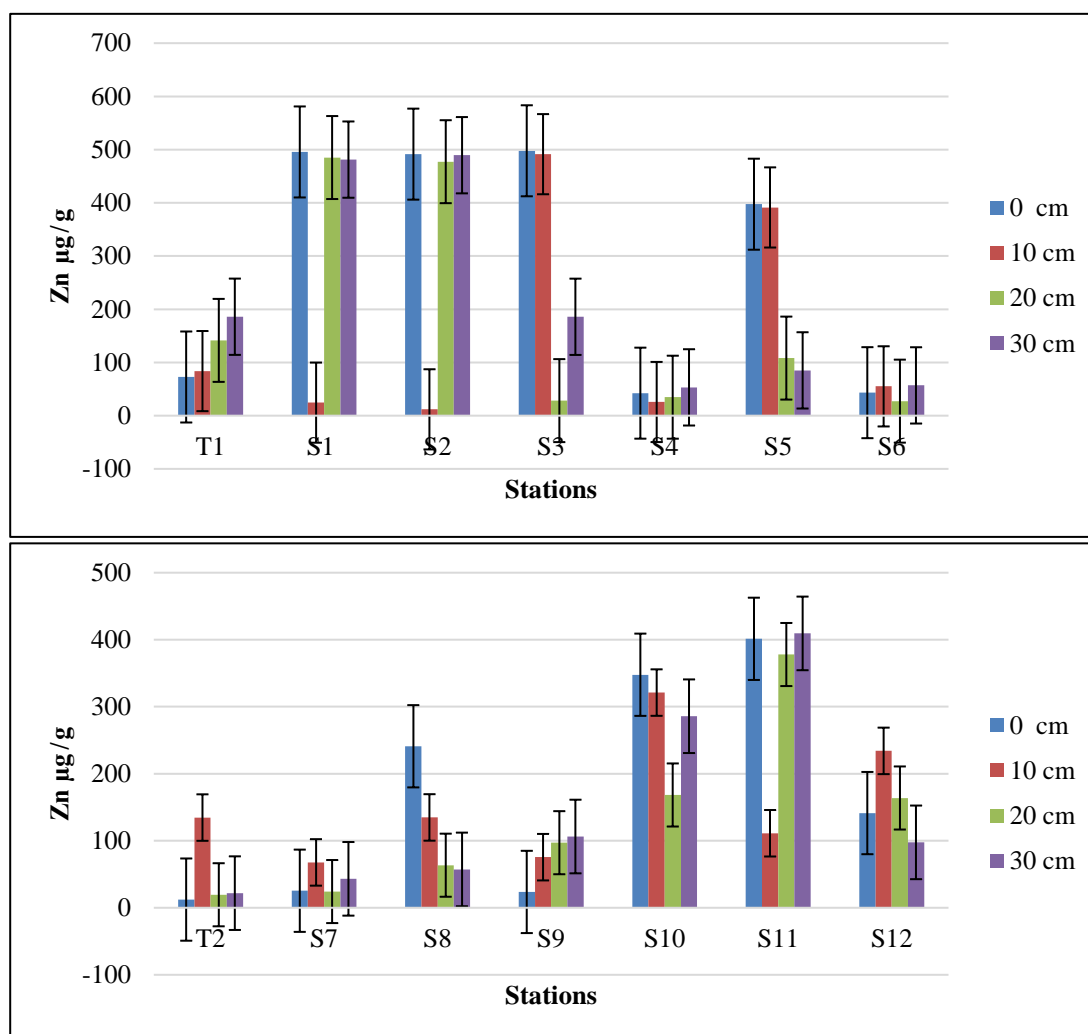


Figure 36 : variation spatiale du Zn ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irrigués par l'eau du barrage de Béné Haroun dans les stations SN et SS.

Pour SN du sol irrigué par les eaux du BBH, Les teneurs en Zn varient entre 42,3 et 497,8 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 0cm, entre 11,9 et 491,4 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 10 cm, entre 27,3 et 485,1 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 20cm et entre 53,2 et 489,5 $\mu\text{g/g}$ dans le dernier niveau 30 cm (Figure 36).

Les teneurs en Zn dans les quatre niveaux des SN montrent une faible diminution du 0 cm (497,8 $\mu\text{g/g}$) à 20 cm (485,1 $\mu\text{g/g}$), le maximum est enregistré à la surface 497,8 $\mu\text{g/g}$.

D'une manière générale, il y a un enrichissement en Zn dans les sols irrigués (228,35 $\mu\text{g/g}$) comparé au sol témoin (121 $\mu\text{g/g}$),

Pour les SS du sol, on remarque que les teneurs en Zn varient entre 23,6 et 409,4 $\mu\text{g/g}$; Les teneurs en Pb de la SS diminuent en fonction de la profondeur, de (196,72 $\mu\text{g/g}$) à 0 cm jusqu'à (149,13 $\mu\text{g/g}$) à 20 cm.

Le taux de Zn détecté dans le sol témoin est de l'ordre de 47µg/g inférieur à celui du sol irrigué de l'ordre de 167,46µg/g, il y a un enrichissement évident en Zn dans les sols irrigué SS.

Les SN (228,35 µg/g) sont plus riches en Zn que les SS (167,46 µg/g).

L'ANOVA ne révèle pas de différence significative du Zn pour le facteur "profondeur" des SN (F= 1,01; P ≤ 0,39), et SS (F=0,28 ; P ≤0,83), alors qu'il y a une différence hautement significative du Zn pour le facteur "station, témoin" de la SN (F=2,88 ; P ≤ 0,03), et une différence très hautement significative à SS (F= 7,55 ; P ≤0,0004).

Le test de Bonferroni pour le Zn (Tableau 49) révèle la présence de 3 groupes pour les SN et 5 groupes pour les SS.

Tableau 49 : Test de Bonferroni pour le facteur Zn selon les stations

| Modalité SN | Moy ± Et | Groupes | Modalité SS | Moy ± Et | Groupes |
|-------------|---------------|---------|-------------|---------------|---------|
| S1 | 371,60±200,47 | A | S11 | 324,95±123,95 | A |
| S2 | 367,55±205,41 | | S10 | 280,73±68,52 | B |
| S3 | 300,83±201,63 | | S12 | 159,20±49,36 | C |
| S5 | 245,50±149,09 | | S8 | 124,13±74,04 | D |
| T1 | 120,98±45,69 | B | S9 | 75,63±32,05 | E |
| S6 | 45,63±11,82 | C | T2 | 47,00±50,7 | |
| S4 | 38,98±10,1 | | S7 | 40,13±17,61 | |

e. Chrome (Cr)

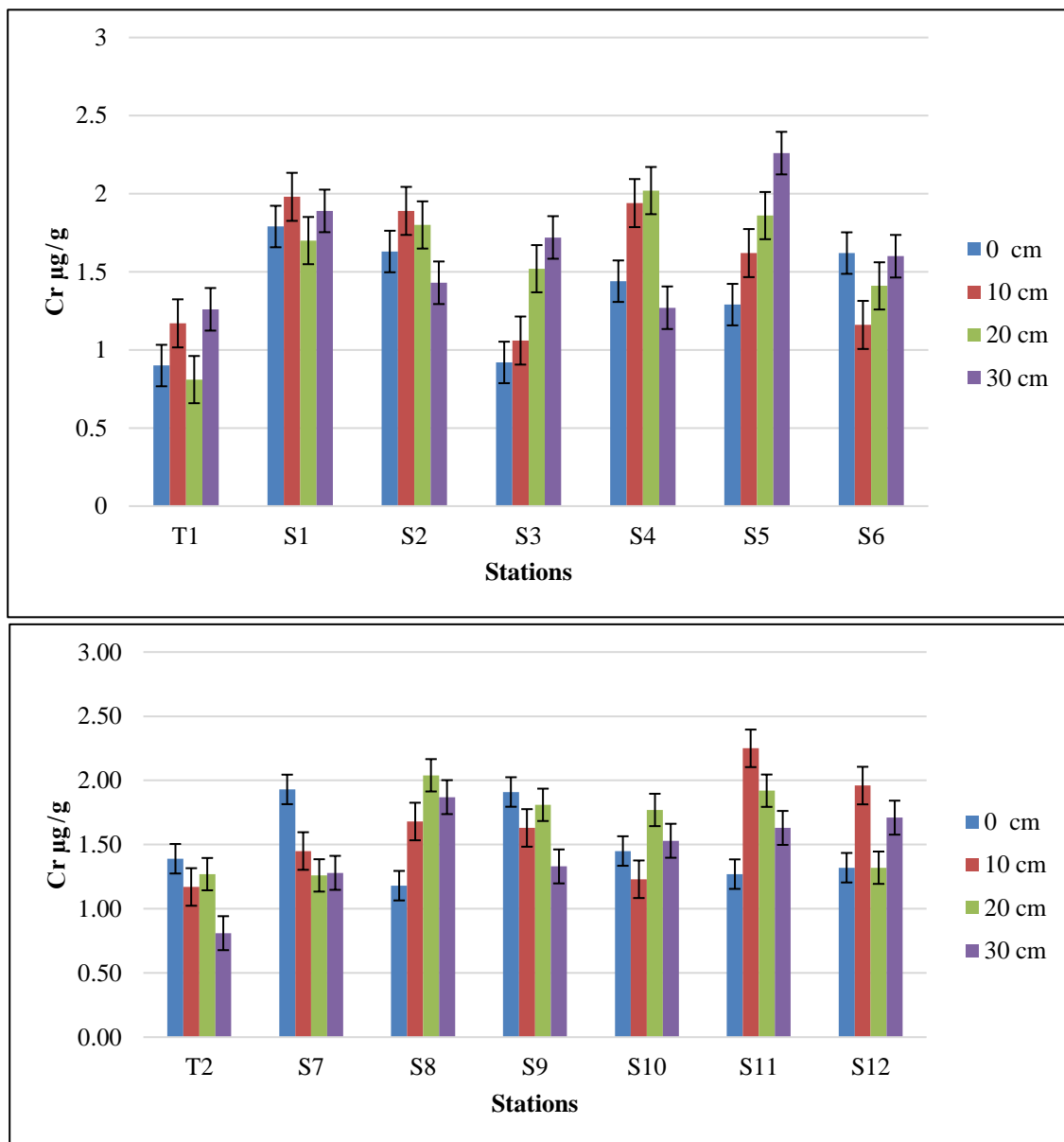


Figure 37 : variation spatiale du Cr($\mu\text{g/g}$) dans les sols irrigués par l'eau du barrage de Béné Haroun dans les stations SN et SS.

Pour les SN des sols irrigués par les eaux du BBH, Les teneurs en Cr varient entre 0,92 et 1,79 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 0 cm, entre 1,06 et 1,98 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 10cm, entre 1,41 et 2,02 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 20 cm et entre 1,27 et 2,26 $\mu\text{g/g}$ dans le dernier niveau 30 cm (Figure 37).

Les teneurs en Cr dans les quatre niveaux des SN montrent une augmentation avec la profondeur, le maximum est enregistré au niveau 30 cm avec une moyenne de 1,7 $\mu\text{g/g}$.

D'une manière générale, il y a un enrichissement en Cr dans les sols irrigués (1,62 $\mu\text{g/g}$) comparé au sol témoin (1,04 $\mu\text{g/g}$),

Pour les SS du sol, on remarque que les teneurs en Cr varient entre 1,18 et 2,25 $\mu\text{g/g}$; les teneurs en Cr de la SS sont irrégulières en fonction de la profondeur le maximum est marqué au niveau 10cm (1,7 $\mu\text{g/g}$).

Le taux de Cr détecté dans le sol témoin est de l'ordre de 1,16 $\mu\text{g/g}$ inférieur à celui du sol irrigué de l'ordre de 1,61 $\mu\text{g/g}$, il y a un faible enrichissement en Cr dans les sols irrigués SS.

Les SN ont le même taux en Cr que les SS (1,59 $\mu\text{g/g}$).

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du Cr pour le facteur "profondeur" des SN ($F= 1,11$; $P\leq 0,36$), et SS ($F=0,54$; $P\leq 0,65$), alors qu'il y a une différence significative du Cr pour le facteur "station, témoin" de la SN ($F= 3,95$; $P\leq 0,01$), alors qu'il n'y a pas une différence pour SS ($F=1,54$; $P\leq 0,22$).

Le test de Bonferroni pour le Cr (Tableau 50) révèle la présence de 3 groupes pour les SN.

Tableau 50 : Test de Bonferroni pour le facteur Cr selon les stations

| Modalité SN | Moy \pm Et | Groupes |
|-------------|-----------------|---------|
| S1 | 1,84 \pm 0,11 | A |
| S5 | 1,76 \pm 0,35 | |
| S2 | 1,69 \pm 0,18 | B |
| S4 | 1,67 \pm 0,32 | |
| S6 | 1,45 \pm 0,19 | |
| S3 | 1,31 \pm 0,33 | |
| T1 | 1,04 \pm 0,19 | C |

f. Cuivre (Cu)

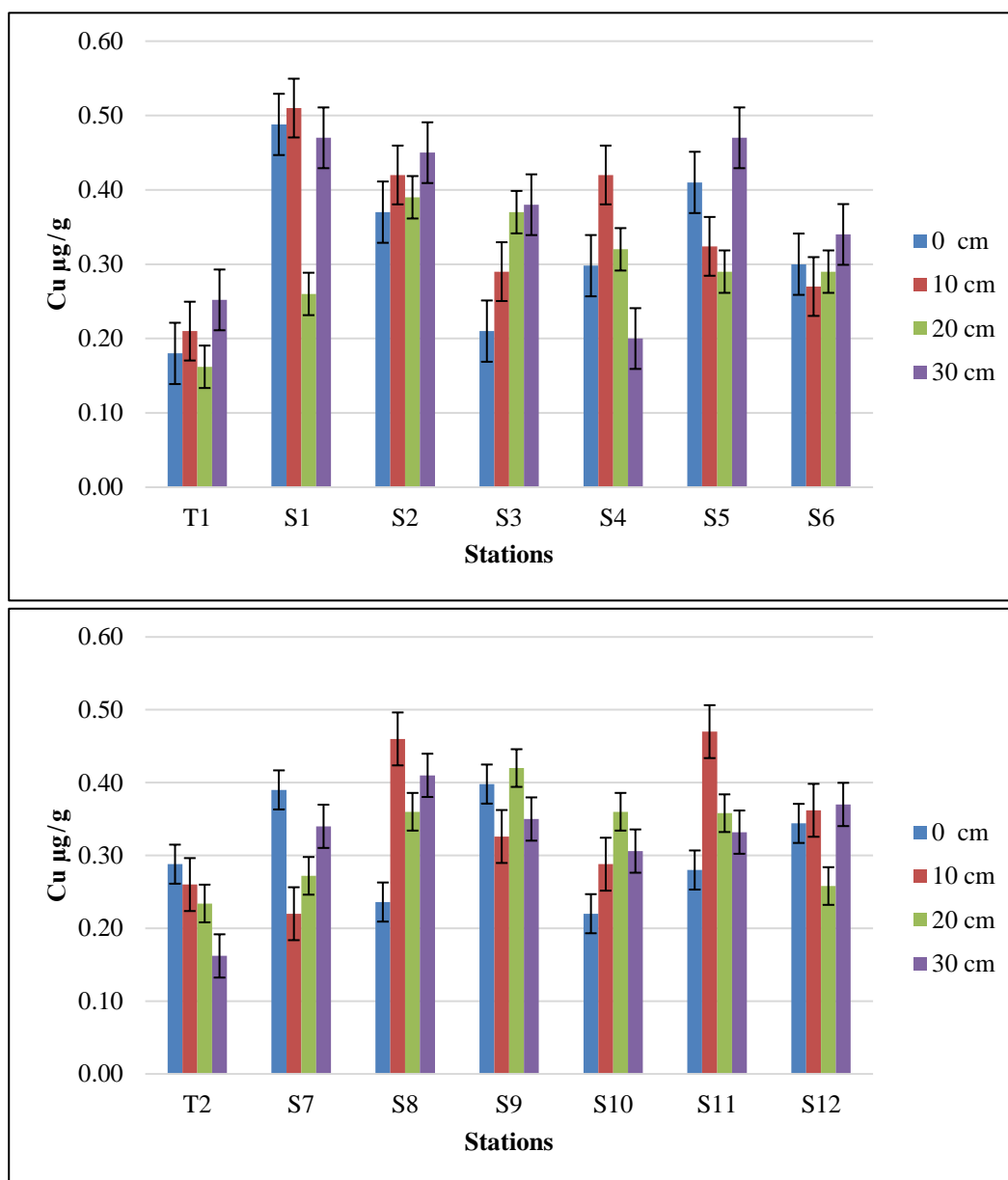


Figure 38 : Variation spatiale du Cu ($\mu\text{g/g}$) dans les sols irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans les stations SN et SS.

Pour SN du sol irrigué par les eaux du BBH, Les teneurs en Cu varient entre 0,49 et 0,21 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 0 cm, entre 0,51 et 0,27 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 10cm, entre 0,39 et 0,26 $\mu\text{g/g}$ dans le niveau 20 cm et entre 0,47 et 0,2 $\mu\text{g/g}$ dans le dernier niveau 30 cm (Figure 38).

Les teneurs en Cu dans les quatre niveaux des SN montrent une évolution irrégulière avec la profondeur, le maximum est enregistré à la profondeur 0,39 $\mu\text{g/g}$.

D'une manière générale, il y a un enrichissement en Cu dans le sol irrigué (0,36 $\mu\text{g/g}$) comparé au sol témoin (0,2 $\mu\text{g/g}$),

Pour les SS du sol, on remarque que les teneurs en Cu varient entre 0,22 et 0,47 $\mu\text{g/g}$; Contrairement à la SN, les teneurs en Cu de la SS augmente en fonction de la profondeur, de (0,31 $\mu\text{g/g}$) a 0cm jusqu'à (0,35 $\mu\text{g/g}$) à 30cm.

Le taux de Cu détecté dans le sol témoin est de l'ordre de 0,24 $\mu\text{g/g}$ inférieur à celui du sol irrigué de l'ordre de 0,23 $\mu\text{g/g}$, il n'y a pas d'enrichissement en Cu dans le sol irrigué dans les SS.

L'ANOVA ne révèle pas une différence significative du Cu pour le facteur "profondeur" des SN ($F= 1,17$; $P\leq 0,34$), et SS ($F= 0,24$; $P\leq 0,86$), alors qu'il y a une différence significative du Cu pour le facteur "station, témoin" de la SN ($F= 4,58$; $P\leq 0,005$), alors qu'il n'y a pas une différence pour SS ($F=1,96$; $P\leq 0,12$).

Le test de Bonferroni pour le Cu (Tableau 51) révèle la présence de 3 groupes pour les SN.

Tableau 51 : Test de Bonferroni pour le facteur Cu selon les stations

| Modalité SN | Moy \pm Et | Groupes |
|-------------|-----------------|---------|
| S1 | 0,43 \pm 0,1 | A |
| S2 | 0,41 \pm 0,03 | |
| S5 | 0,37 \pm 0,07 | |
| S3 | 0,31 \pm 0,07 | B |
| S4 | 0,31 \pm 0,08 | |
| S6 | 0,30 \pm 0,03 | |
| T1 | 0,20 \pm 0,03 | C |

4.2.13. Facteur d'enrichissement (FE)

Le FE est utilisé pour estimer le niveau de contamination possible du sol. L'accumulation d'éléments dans le sol amendé avec les eaux usées sur un site contaminé par rapport au sol sur un sol non contaminé (témoin) donne le FE (Hernandez et *al.*, 2003).

Le FE est calculé selon l'équation suivante (Al-Hwaiti et Al-Khashman, 2015) :

$FE = \text{concentration de métaux dans le sol amendé} / \text{concentration de métaux dans le sol témoin}$.

Le FE est interprété comme suivant :

$FE < 2$: enrichissement minimal ; $2 < FE < 5$: Enrichissement modéré ; $5 < FE < 20$: Enrichissement significatif ; $20 < FE < 40$: enrichissement très élevé ; $FE > 40$: enrichissement extrêmement élevé (Alghobar et *al.*, 2015).

Tableau 52 : Teneurs moyenne et facteur d'enrichissement des ETM des sols irrigués par les eaux du Barrage de Béni Haroun Mila.

| | Pb | Cd | Zn | Fe | Cr | Cu |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------|-----------|---------|--------|--------|--------|
| Moyenne des stations ($\mu\text{g/g}$) | 33,67 | 0,18 | 197,90 | 406,52 | 1,62 | 0,35 |
| Moyenne des témoins ($\mu\text{g/g}$) | 29,79 | 0,12 | 83,99 | 332,23 | 1,10 | 0,22 |
| Facteur d'enrichissement | 1,13 | 1,5 | 2,35 | 1,22 | 1,47 | 1,59 |
| Gamme mondiale de métaux dans les sols non pollués ($\mu\text{g/g PS}$) ^a | 10–70 | 0.07–1.10 | 17–125 | / | 5–120 | / |
| CMA de métaux lourds dans les sols agricoles ($\mu\text{g/g PS}$) ^b | 20–300 | 1–5 | 100–300 | / | 50–150 | / |
| Valeurs limites des métaux lourds proposées par la directive CEE sur les boues ($\mu\text{g/g PS}$) ^c | 70–100 | 0.5–1.5 | 60–200 | / | 30–100 | / |
| Concentration limite ($\mu\text{g/g PS}$) ^d | 30–75 | 1–3 | 150–300 | / | / | 50–140 |

CMA: concentration maximale admissible.

CEE: communautés économiques européennes.

PS: poids sec.

a : Kabata-Pendias et Pendias (1992).

b :Kabata-Pendias et Pendias (2001).

c :Stuczynski et Maliszewska-Kordybach (2001). In (Qishlaqi et *al.*, 2008).

d : Mapanda (2003).

4.2.14. Discussion des ETM du sol

Au niveau des parcelles étudiées, on constate que le Fe est l'élément le plus répondu dans le sol avec des teneurs variant entre 97,24 et 936,39 $\mu\text{g/mg}$, suivi par le Zn dont les teneurs varient entre 11,9 et 497,8 $\mu\text{g/mg}$, suivi par le Pb dont les teneurs varient entre 27,3 et 40,4 $\mu\text{g/mg}$. En revanche le Cr (0,92- 2,26 $\mu\text{g/mg}$), Cu (0,20 - 0,51 $\mu\text{g/mg}$) et Cd (0,11- 0,25 $\mu\text{g/mg}$) présentent une très faible moyenne.

Ainsi, on peut classer ces éléments dans l'ordre de biodisponibilité décroissante pour les parcelles : Fe >Zn> Pb> Cr >Cu > Cd.

Alors que selon le Facteur d'enrichissement on les classe comme suivant : Zn>Cu> Cd> Cr> Fe >Pb.

Pour les six ETM étudié L'ANOVA ne révèle pas une différence significative pour le facteur "profondeur", alors qu'il y a une différence significative pour le facteur "station, témoin".

La pollution avec le plomb provient essentiellement d'activités industrielles variées. De plus, l'utilisation du plomb dans les carburants automobiles entraîne une augmentation de la concentration de plomb dans l'air, ce qui représente la voie atmosphérique de contamination de l'eau et du sol (Varol et Şen, 2012 ; Belabed et *al.*, 2013). D'autres sources de polluants du Pb provient des produits utilisés dans les activités de culture, comme les engrais inorganiques, les pesticides, les fumiers organiques et les composts (Karyadi, 2008).

Les teneurs en Pb des sols irrigué dans cette étude ont une moyenne de (33,67 $\mu\text{g/g}$), ils sont semblable à ceux trouvé dans les sols irrigués dans Casablanca, Maroc ou les teneurs de Pb augmente de 10,48 vers 60,16 $\mu\text{g/g}$ (Matech et *al.*, 2014). Inférieure à celle reporté par El Azab et *al.* (2015) dans les terres agricoles de Giza (Egypt) avec une teneur de 1,75 $\mu\text{g/mg}$. Supérieur à celle rapporté par l'étude de Jimoh et Mohammed (2012) ou la concentration en Pb du sol est supérieur au sites témoins (3,67 $\mu\text{g/g}$) et à celle indiqué dans l'étude de de Ahmad et *al.*(2014) ou les teneurs des sols en Pb, irrigué par des eaux usées domestiques dans les zones péri-urbaines de la ville de khushab, pakistan, été de 27,5 $\mu\text{g/g}$.

L'utilisation excessive de pesticides a fait augmenter la teneur en Pb dans les sols agricoles entre 0,59 et 0,86 $\mu\text{g/g}$ (Ogunlade et Agbeniyi, 2011).

Des niveaux élevés de Pb peuvent n'avoir aucun effet sur les taux de respiration du sol dans les sols argileux mais peuvent diminuer les taux de respiration dans les sols sableux pouvant être attribués à la différence de biodisponibilité du Pb entre les types de sol (Utgikar et *al.*, 2003).

Les engrais phosphatés sont la principale source de métaux lourds, notamment le Cd, dans les sols agricoles (Wuana et Okieimen, 2011), De plus, l'industrie sidérurgique est la principale source d'émission de cadmium, qui devient facilement soluble dans l'eau par les drainages acides (Wahsha et *al.*, 2012). Il est important de souligner que le cadmium est hautement néphrotoxique, même à faibles doses (Gunawardana et *al.*, 2006).

Nos résultats pour le Cd (0,18 $\mu\text{g/g}$) sont inférieur à celle de (Matech et *al.*, 2014) ou La teneur de cadmium augmente de 16,41 vers 31,62 $\mu\text{g/g}$, et à celle de El Azab et *al.*(2015) La zone d'El Giza en Egypte ou la teneur en Cd été de 0,32 $\mu\text{g/g}$, et à celle de Jimoh et Mohammed(2012) ou les concentrations de cadmium dans le sol des sites d'irrigation de la métropole de Kaduna affichaient une concentration de cadmium plus élevée que celle du site témoin (1,32 $\mu\text{g/g}$).

Semblable à celle reporté par (Kao et *al.*, 2007) dans les terre agricole de Settat (Maroc) avec une teneur de 0,21 $\mu\text{g/g}$. Supérieur à celle rapporté par (Rana et *al.*, 2010) ou le taux de Cd est 0,03 $\mu\text{g/mg}$

Le cuivre et le zinc sont couramment utilisés comme additifs alimentaires, promoteurs de croissance pour la prévention ou le traitement des maladies (Bolan et *al.*, 2004).

Pour le cuivre (0,35 $\mu\text{g/g}$) nos résultat sont proche de celle rapporté par (Rana et *al.*, 2010) ou le taux de Cu est 0,32 $\mu\text{g/g}$, inférieur au celle indiqué dans l'étude de (Khan et *al.*, 2008) Beijing, China (32.8 $\mu\text{g/g}$), à celle observé dans l'étude de Bouchouata et *al.*(2011) dans la zone de M'nasra, Maroc, où la teneur en cuivre est de 21,45 $\mu\text{g/g}$.

Pour le Zn (197,9 $\mu\text{g/g}$) nos résultats son supérieur à celle rapporté par (Mojiri et *al.*, 2013) ou le taux de Zn est 0,99 $\mu\text{g/g}$, à celle observé dans l'étude de Bouchouata et *al.*(2011) dans la zone de M'nasra ou la teneur en Zn été (116,8 $\mu\text{g/g}$). inférieurs à celle indiqué dans l'étude de (Khan et *al.*, 2008) à Beijing, China (157 $\mu\text{g/g}$).

La concentration de fer dans les sols est la plus élevée en raison des apports dynamiques à travers le réseau hydrologique. Les concentrations de fer peuvent être liées aux conditions hydrodynamiques et physico-chimiques de l'eau, en particulier à la précipitation des oxydes de fer (Asfers et *al.*, 2016).

Pour le Fe (406,52 $\mu\text{g/g}$) nos résultats son inférieur à celle rapporté par Bouchouata et *al.*, (2011) ou la teneur du sol en fer est estimé de(40801 $\mu\text{g/g}$), supérieur à celle de Ahmad et *al.*(2014) ou les teneurs des sols en Fe, irrigué par des eaux usées domestiques dans les zones péri-urbaines de la ville de khushab, pakistan, été de 34.4 $\mu\text{g/g}$.

La présence du chrome, en quantité élevée dans le sol, est une suite évidente de la pollution des industries artisanales et des pratiques culturelles basées sur l'utilisation du fumier et de l'amendement organiques (Mojiri, 2011).

Pour le Cr (1,62 $\mu\text{g/g}$) nos résultats son inférieur à celle rapporté par Bouchouata et *al.* (2011) ou la teneur du sol en Cr est estimé de 25,01 à 232,51 $\mu\text{g/g}$, a à celle indiqué dans l'étude de (Khan et *al.*, 2008) à Beijing, China (60,9 $\mu\text{g/g}$).

Notre étude a révélé que l'irrigation par des eaux pollué augmentent les concentrations de métaux lourds dans les sols mais en dépit d'un pourcentage élevé d'augmentation de la teneur en métaux

lourds dans les sols irrigués par les eaux usées, ils se situaient tous dans les limites de sécurité prescrites dans le tableau (52). Cela concorde avec plusieurs études comme celle de : Chen *et al.* (2013), Balkhair et Ashraf (2016) ; Salakinkop et Hunshal. (2014), Chang *et al.* (2014), Waseem *et al.* (2014) ; Nazir *et al.* (2015).

Le processus physico-chimique le plus important affectant le comportement des métaux dans les sols est sa sorption de la phase liquide à la phase solide (Li *et al.*, 2006). La rétention et le mouvement des métaux lourds dans les sols peuvent être corrélés aux argiles du sol, à la surface des particules, au CEC et au pH du sol (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Certaines études ont montré que la sorption des métaux par les sols tend à augmenter avec : l'augmentation du pH (Violante *et al.*, 2010), Les métaux lourds sont moins mobile a un $\text{pH} > 7$ et a un $\text{pH} < 5.5$ (Mapanda *et al.*, 2005), le pH neutre de l'eau d'irrigation et moyennement basique du sol limite la mobilité des métaux et favorise leur rétention par les particules du sol (Bouchouata *et al.*, 2011), et l'augmentation de la MO (Lair *et al.*, 2007), les teneurs en Fe (Karpukhin et Ladonin, 2008) et le potentiel d'oxydoréduction (Tamrabet *et al.*, 2009).

L'accumulation des métaux lourds dans le sol est liée à leur concentration dans les eaux d'irrigation (Luo *et al.*, 2003). Le niveau d'accumulation de métal dans les sols est largement influencé par les matériaux de base, le type de sol et les additions anthropiques. Ainsi, les concentrations totales de sols publiées des sols varient considérablement, même à l'échelle locale, et les données sur les concentrations élémentaires en elles-mêmes sont des indicateurs insensibles des influences anthropiques dans des environnements hétérogènes tels que les sols (Lottermoser, 2012).

Certains métaux lourds sont nécessaires aux organismes vivants en quantité infime, mais une quantité excessive de ces métaux peut être préjudiciable aux organismes vivants. Par conséquent, les métaux lourds dans Les eaux usées sont très préoccupants en ce qui concerne la pollution des sols et des eaux de surface (Waseem *et al.*, 2014).

L'étude réalisées par Nakshabandi *et al.* (1997) sur l'accumulation de métaux lourds dans les sols irrigués avec des effluents traités ont indiqué que l'enrichissement des sols en métaux lourds augmentait avec le temps, bien qu'ils aient trouvé des concentrations normales de métaux lourds dans les tissus végétaux.

L'augmentation des concentrations de métaux lourds avec le temps implique que les métaux lourds persistent dans le sol et qu'à long terme, la productivité des sols de tous les sites utilisant les eaux usées à Harare pourrait diminuer considérablement en raison de la toxicité des métaux lourds, malgré le fait que les sols sont riches en nutriments (Mapanda et *al.*, 2005).

L'irrigation à long terme avec des eaux usées contaminées peut donc occasionner une accumulation progressive dans le sol, ainsi que le transfert d'une fraction de ces substances (fraction biodisponible) vers les cultures irriguées et, par suite, engendrer des phénomènes de toxicité chez l'Homme (Singh et *al.*, 2004). De nombreuses recherches confirment une accumulation importante de telles substances dans les sols irrigués pendant une période prolongée avec des eaux usées (Najam et *al.*, 2015; Abdel et Ibrahim, 2015).

Lucho-Constantino et *al.* (2005) ont mené une vaste campagne de mesures dans la vallée de Mezquital au Mexique, dans une zone irriguée depuis plusieurs décennies avec les eaux usées (domestiques et industrielles) de la ville de Mexico où sont cultivés des légumes et des céréales consommés crus et cuits. Les auteurs ont suivi différentes parcelles irriguées avec ces eaux usées depuis 6, 7, 10, 32, 38 et 41 ans. Les résultats indiquent une bonne corrélation entre le temps d'irrigation et la concentration en bore et en plomb du sol, les coefficients de corrélation étant respectivement de 0,74 et 0,66. A signaler toutefois que Al-Nakshabandi et *al.* (1997) ont observé sur des sols cultivés, initialement non contaminés, une légère augmentation de la teneur en métaux lourds (Zn, Pb, Mn, Cr) après seulement 3 mois d'irrigation avec des eaux usées.

Tariq et *al.* (2006) ont signalé que les eaux usées de Peshawar, Pakistan, contenaient des concentrations élevées de différents métaux lourds comme le Pb (0,64 ppm), le Cr (51,7 ppm) et le Fe (14,54 ppm), et l'utilisation de ces eaux usées sans une gestion appropriée pourrait représenter une grave menace pour la santé des sols et la qualité des aliments. Selon Behbahaninia et Mirbagheri (2008), l'épandage d'eaux usées et de boues d'épuration non traitées sur les terres agricoles provoque l'accumulation de métaux lourds dans les sols jusqu'à des niveaux qui peuvent poser des problèmes potentiels à long terme liés à l'environnement et à la santé. L'utilisation à long terme des eaux usées contaminées par des métaux lourds entraîne la formation de concentrations de certains de ces métaux lourds dans le sol qui pourraient dépasser les niveaux dangereux ; Toutefois, leur accumulation dans les plantes n'est pas beaucoup plus

importante probablement en raison des caractéristiques physico-chimiques des sols qui empêchent leur déplacement vers les racines des plantes (Khan et *al.*, 2008).

Cependant, les concentrations de certains de ces éléments, En particulier, Pb et Zn dans les sols irrigués avec des eaux usées sont supérieurs aux limites maximales autorisées indiquant un certain degré de contamination et les cultures cultivées sur ces sols montrent des niveaux plus élevés de ces éléments, en particulier Cd au-delà des concentrations maximales admissibles (Qishlaqi et Moore, 2008).

Cependant, l'absorption et l'accumulation de ces éléments par les cultures dépendent de la source des eaux usées, de la nature des cultures et des caractéristiques du sol, et habituellement pas jusqu'à ce niveau que l'on trouve dans les eaux usées ou le sol dans lequel ces cultures sont cultivées.

4.2.15. Typologie spatiale de la qualité des sols irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun

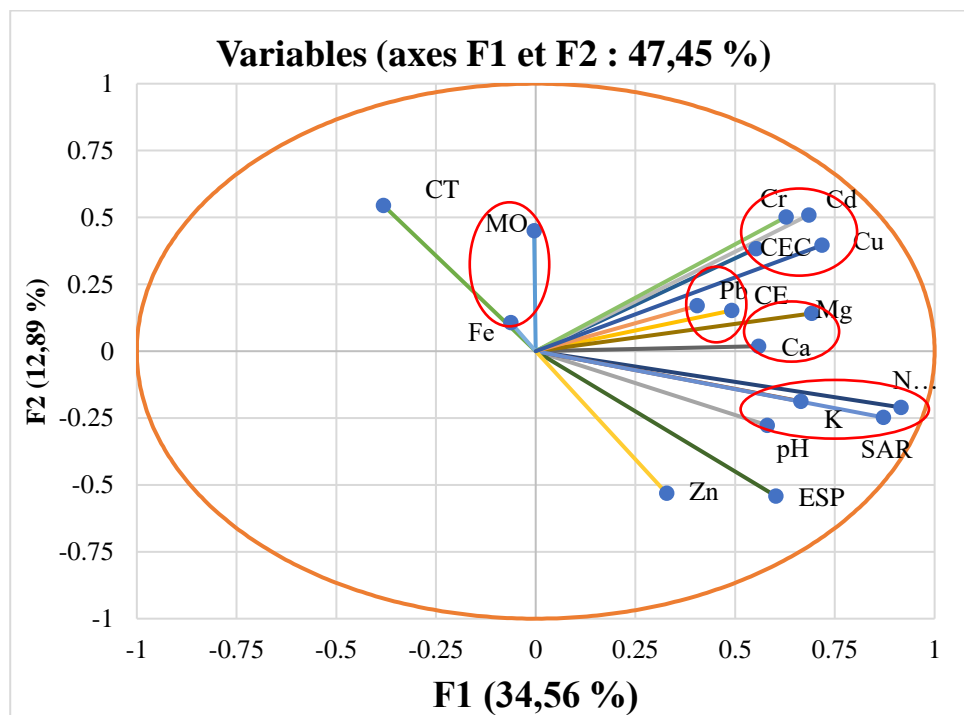


Figure 39 : Distribution des variables physico-chimiques, éléments minéraux majeurs, métaux lourds des sols irrigués par les eaux du Barrage de Béni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie.

Une matrice de données, constituée de 17 paramètres représentant les principaux constituants du sol irrigué par les eaux du barrage de Béni Haroun, et les 168 prélèvements (14 sites de prélèvements x 4 niveau x 3 mois) a été soumise à un ACP. Expliquant respectivement 34,56 %

et 12.89%, les deux axes de l'analyse en composantes principales rendent compte de 47.45% de la variation totale. On constate la présence de 3 groupes distincts :

- 1) Ca, Mg.
- 2) CE, Pb.
- 3) Cd, Cr, Cu CEC.
- 4) pH, Na, K, SAR,
- 5) ESP, Zn.
- 6) MO, Fe.

L'axe 1 établit une forte opposition entre Cd, Cr, Cu, Pb, Ca, Mg, CE, CEC, pH, Na, K, SAR, ESP, Zn d'une part, et les MO, CT, Fe d'autre part. L'axe 2 est positivement lié aux Cd, Cr, Cu, Pb, Ca, Mg, CE, CEC, MO, CT, Fe et négativement aux pH, Na, K, SAR, ESP, Zn.

Tableau 53 : Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale pour les sols irrigués par les eaux du Barrage de Béni Haroun.

| Paramètres | F1 | F2 |
|------------|-------------|-------------|
| pH | 0,33 | 0,07 |
| CE | 0,24 | 0,02 |
| MO | 0 | 0,20 |
| CT | 0,14 | 0,29 |
| Na | 0,83 | 0,04 |
| K | 0,44 | 0,03 |
| Ca | 0,31 | 0 |
| Mg | 0,47 | 0,01 |

| Suite de tableau | | |
|------------------|-------------|-------------|
| Paramètres | F1 | F2 |
| CEC | 0,30 | 0,14 |
| ESP | 0,36 | 0,29 |
| SAR | 0,76 | 0,06 |
| Pb | 0,1636 | 0,03 |
| Cd | 0,47 | 0,26 |
| Zn | 0,11 | 0,28 |
| Fe | 0,04 | 0,01 |
| Cr | 0,39 | 0,25 |
| Cu | 0,52 | 0,16 |

Les valeurs en gras correspondent pour chaque variable au facteur pour lequel le cosinus carré est le plus grand, le Na et le SAR sont les éléments les plus lié à l'axe F1 de l'ACP.

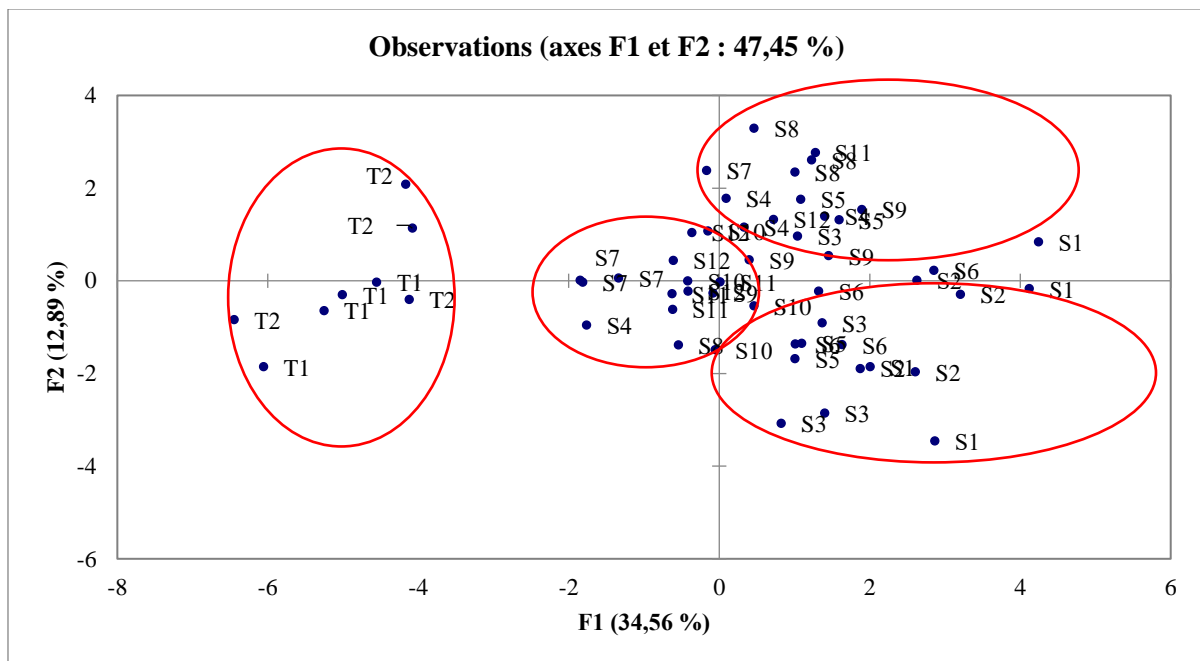


Figure 40 : Distribution des stations de prélèvement des sols irriguées par les eaux du Barrage de Béni Haroun à Mila, au nord-est de l'Algérie.

La figure (40) nous indique la projection des stations de prélèvements des sols irrigués pendant 3 mois, sur le plan principal (axes 1-2) de l'ACP fait apparaître des ressemblances et des différences entre les stations étudiées.

Cette représentation visualise une structure dominée par un rapprochement des prélèvements de toutes les stations irriguées, et le détachement de 8 prélèvements appartenant aux stations témoins T1 et T2. Ces deux sites se distinguent des autres points de prélèvement par leur faible teneur en éléments analysés, ce qui confirme que l'irrigation par les eaux du Barrage de Béni Haroun conduit à l'accumulation des éléments nutritifs et des ETM dans les sols.

4.2.16. Corrélations entre les paramètres physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et les métaux lourds des sols irrigués par les eaux du Barrage Béni Haroun.

Sur une série de 14 stations d'étude, il a été possible de disposer dans le sol des caractéristiques de la qualité physico-chimique (pH, CE), des teneurs en éléments majeurs (Ca, Mg, Na, K), des ETM (Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, Fe). Les principales corrélations qui résument les relations entre ces variables sont présentées dans le tableau (Annexe 10), d'où l'analyse montre des corrélations significatives à très hautement significatives entre les variables.

Le Na des sols irrigués est corrélé positivement avec les : pH ($r = 0,56$), K ($r = 0,6$), Ca ($r = 0,57$), Mg ($r = 0,55$), CEC ($r = 0,58$), ESP ($r=0,64$), SAR($r=0,98$).

Les eaux usées ont généralement des concentrations élevées de sodium par rapport aux autres cations Ca, K et Mg ainsi qu'une salinité élevée (Feigin et *al.*, 1991). L'utilisation d'eau d'irrigation à salinité élevée peut augmenter le pourcentage de sodium échangeable (ESP) du sol ainsi que son contenu en cation Ca, K, Mg et donc augmente la salinité du sol (Muyen et *al.*, 2011).

Le Na est corrélé avec le SAR et le CEC puisque ces derniers sont calculés à partir du taux de sodium dans le sol.

Le SAR est corrélé positivement avec les : pH ($r = 0,56$), K ($r = 0,59$), ESP ($r=0,67$).

De nombreuses études (Jalali et *al.*, 2008 ; Bouksila et *al.*, 2013) ont montré que « l'ESP augmente généralement de façon linéaire avec la SAR du sol irrigué. L'augmentation de l'ESP entraîne le déclin des propriétés physiques du sol, sous forme de dispersion d'argile avec effondrement subséquent de la structure du sol, blocage des pores, et finalement une diminution

de la perméabilité du sol menant à l'assèchement, au mauvais rendement des plantes, à la diminution du lessivage et de la salinisation. L'irrigation intensive avec les eaux usées dans les sols argileux s'est traduite par une augmentation significative de la « dispersion et de l'éluion de l'argile dans les couches supérieures du sol » (Warrington et *al.*, 2007). On croit aussi que les sols à pH élevé peuvent mener à ce type de relation entre l'ESP et le SAR (Muyen et *al.*, 2011).

L'irrigation en continu avec des eaux ayant un niveau élevé en (SAR) tendent à augmenter le pH du sol et le pourcentage de sodium échangeable (ESP), qui à son tour diminue la perméabilité du sol à l'eau et réduit le rendement des cultures (Sharma et Minhas, 2005).

Le CEC est corrélé positivement avec SAR ($r = 0,50$), Ca ($r = 0,57$) et Mg ($r = 0,50$).

La CEC est la quantité des ions chargés positivement (cations) que l'argile ou un matériau similaire peut contenir sur sa surface chargée négativement (Troeh et Thompson, 2005).

Le Cr est corrélé positivement avec le Cd ($r = 0,89$). Alors que Le Cu est corrélé positivement avec les : Mg ($r = 0,50$), Cr ($r = 0,77$), Cd ($r = 0,86$).

L'étude de Ghrefat et Yusuf (2006) montre que les métaux ont des fractions ou associations géochimiques communes, comme le Cu, Cr et le Cd qui ont une affinité pour la fraction carbonatée.

En plus des valeurs de pH du sol, des particules de sol plus fines (argiles) ont une plus grande capacité d'échange cationique (CEC) et donc une plus grande capacité à retenir les métaux cationiques que les sols sablonneux. La matière organique du sol (MO) joue un rôle important dans l'incidence de la biodisponibilité des métaux dans les sols, car elle contribue de façon importante à la charge négative liée au pH dans les sols, ce qui donne lieu à la capacité des sols à retenir les métaux cationiques (McLaughlin et *al.* 2011). De plus, l'adsorption et la complexation peuvent également influencer sur la biodisponibilité des métaux dans le sol. Dans le cas d'une contamination exogène, les métaux lourds sont de préférence adsorbés et fixés dans des composants du sol ayant des surfaces spécifiques élevées, principalement les oxydes, les minéraux argileux et l'MO présents dans les particules fines (Chen et *al.*, 2009).

4.3. Plantes irriguées

4.3.1. Résultats des ETM des plantes

Les résultats d'extractions des ETM à partir des plantes (Tomate, Melon, Laitue) dans quatre organes (Tige, Feuille, Racine, Fruits), irrigué par les eaux du Barrage Béni Haroun sont classés dans le tableau (54).

Tableau 54 : Teneurs en ETM ($\mu\text{g/g}$) des plantes irriguées par les eaux du Barrage Béni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie, Moy \pm Et, n=3.

| Plantes | Organes | Pb ($\mu\text{g/g}$) Moy \pm Et | Cd ($\mu\text{g/g}$) Moy \pm Et | Zn ($\mu\text{g/g}$) Moy \pm Et | Fe ($\mu\text{g/g}$) Moy \pm Et | Cr ($\mu\text{g/g}$) Moy \pm Et | Cu ($\mu\text{g/g}$) Moy \pm Et |
|-----------|----------|----------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------|----------------------------------------|
| P1 Tomate | Feuilles | 0,68 \pm 0,02 | 0,56 \pm 0,06 | 5,95 \pm 1,11 | 8,92 \pm 1,36 | 0,12 \pm 0,03 | 6,36 \pm 1,36 |
| P1 Tomate | Tiges | 1,93 \pm 0,11 | 1,17 \pm 0,21 | 14,13 \pm 3,16 | 10,19 \pm 2,01 | 1,62 \pm 0,16 | 1,86 \pm 0,26 |
| P1 Tomate | Racines | 3,51 \pm 0,27 | 0,31 \pm 0,01 | 2,25 \pm 1,81 | 68,37 \pm 5,12 | 2,34 \pm 0,26 | 7,02 \pm 1,06 |
| P1 Tomate | Fruits | 2,01 \pm 0,13 | 0,67 \pm 0,12 | 6,17 \pm 1,01 | 20,25 \pm 3,09 | 1,34 \pm 0,39 | 4,02 \pm 0,13 |
| P2 Tomate | Feuilles | 0,45 \pm 0,01 | 0,15 \pm 0,01 | 6,51 \pm 1,23 | 20,26 \pm 2,37 | 0,3 \pm 0,06 | 5,9 \pm 0,06 |
| P2 Tomate | Tiges | 0,89 \pm 0,04 | 0,84 \pm 0,03 | 11,98 \pm 2,05 | 22,97 \pm 1,43 | 0,86 \pm 0,12 | 2,58 \pm 0,16 |
| P2 Tomate | Racines | 2,52 \pm 0,37 | 0,43 \pm 0,01 | 1,52 \pm 0,03 | 57,28 \pm 4,27 | 0,88 \pm 0,26 | 5,04 \pm 0,26 |
| P2 Tomate | Fruits | 0,81 \pm 0,16 | 0,57 \pm 0,07 | 7,03 \pm 1,32 | 32,04 \pm 2,17 | 1,54 \pm 0,06 | 6,62 \pm 1,46 |
| P3 Tomate | Feuilles | 0,61 \pm 0,05 | 0,27 \pm 0,02 | 8,23 \pm 0,26 | 12,34 \pm 1,43 | 0,54 \pm 0,02 | 2,62 \pm 0,21 |
| P3 Tomate | Tiges | 1,08 \pm 0,1 | 0,66 \pm 0,13 | 12,12 \pm 1,56 | 33,18 \pm 2,76 | 0,72 \pm 0,13 | 1,16 \pm 0,26 |
| P3 Tomate | Racines | 1,83 \pm 0,03 | 0,31 \pm 0,01 | 2,63 \pm 0,23 | 74,44 \pm 5,73 | 1,22 \pm 0,6 | 3,66 \pm 0,56 |
| P3 Tomate | Fruits | 0,84 \pm 0,18 | 0,28 \pm 0,04 | 7,12 \pm 1,31 | 29,18 \pm 1,07 | 0,96 \pm 0,01 | 4,68 \pm 1,02 |
| P4 Tomate | Feuilles | 0,31 \pm 0,03 | 0,37 \pm 0,03 | 5,85 \pm 1,59 | 8,77 \pm 2,32 | 0,32 \pm 0,06 | 4,22 \pm 0,36 |
| P4 Tomate | Tiges | 1,36 \pm 0,1 | 0,92 \pm 0,03 | 10,73 \pm 1,32 | 13,09 \pm 2,08 | 0,74 \pm 0,26 | 0,72 \pm 0,03 |
| P4 Tomate | Racines | 2,85 \pm 0,21 | 0,35 \pm 0,02 | 1,25 \pm 0,15 | 45,37 \pm 3,43 | 1,9 \pm 0,12 | 5,7 \pm 1,43 |
| P4 Tomate | Fruits | 1,23 \pm 0,19 | 0,41 \pm 0,14 | 6,27 \pm 1,13 | 56,40 \pm 4,12 | 0,82 \pm 0,16 | 5,46 \pm 1,21 |
| P5 Melon | Feuilles | 0,51 \pm 0,03 | 0,17 \pm 0,01 | 7,63 \pm 0,65 | 11,44 \pm 1,07 | 0,34 \pm 0,01 | 4,02 \pm 1,02 |
| P5 Melon | Tiges | 1,23 \pm 0,12 | 0,51 \pm 0,03 | 11,31 \pm 1,36 | 14,96 \pm 2,02 | 0,82 \pm 0,62 | 2,46 \pm 0,32 |
| P5 Melon | Racines | 1,68 \pm 0,36 | 0,46 \pm 0,14 | 2,63 \pm 0,25 | 56,44 \pm 3,39 | 1,12 \pm 0,26 | 3,36 \pm 0,21 |
| P5 Melon | Fruits | 0,75 \pm 0,1 | 0,25 \pm 0,07 | 8,33 \pm 0,26 | 20,49 \pm 1,09 | 1,5 \pm 0,03 | 6,5 \pm 1,6 |
| P6 Melon | Feuilles | 0,48 \pm 0 | 0,36 \pm 0,04 | 6,82 \pm 1,37 | 10,23 \pm 1,47 | 0,32 \pm 0,06 | 3,96 \pm 0,4 |
| P6 Melon | Tiges | 1,95 \pm 0,07 | 0,65 \pm 0,11 | 4,62 \pm 0,58 | 16,93 \pm 2,24 | 1,3 \pm 0,21 | 1,9 \pm 0,3 |
| P6 Melon | Racines | 2,34 \pm 0,15 | 0,78 \pm 0,21 | 0,47 \pm 0,03 | 61,20 \pm 4,22 | 0,86 \pm 0,02 | 4,68 \pm 1,17 |
| P6 Melon | Fruits | 0,93 \pm 0,12 | 0,61 \pm 0,01 | 7,81 \pm 1,52 | 31,21 \pm 2,08 | 1,62 \pm 0,21 | 3,86 \pm 0,26 |
| P7 Melon | Feuilles | 0,47 \pm 0,03 | 0,49 \pm 0,13 | 5,82 \pm 0,19 | 8,73 \pm 0,37 | 0,48 \pm 0,06 | 2,94 \pm 0,72 |
| P7 Melon | Tiges | 1,39 \pm 0,17 | 0,43 \pm 0,01 | 10,7 \pm 1,43 | 12,05 \pm 2,01 | 0,96 \pm 0,02 | 0,78 \pm 0,03 |
| P7 Melon | Racines | 1,35 \pm 0,12 | 0,25 \pm 0,07 | 1,76 \pm 0,18 | 73,14 \pm 5,52 | 0,9 \pm 0,01 | 2,7 \pm 0,02 |
| P7 Melon | Fruits | 0,87 \pm 0,01 | 0,59 \pm 0,03 | 3,11 \pm 0,28 | 43,16 \pm 2,32 | 1,18 \pm 0,6 | 5,54 \pm 0,26 |

| Suite de Tableau | | | | | | | |
|------------------|----------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|---------------------------------------|
| Plantes | Organes | Pb (μgg) Moy \pm Et | Cd (μgg) Moy \pm Et | Zn (μgg) Moy \pm Et | Fe (μgg) Moy \pm Et | Cr (μgg) Moy \pm Et | Cu (μgg) Moy \pm Et |
| P8 Melon | Feuilles | 0,24 \pm 0 | 0,28 \pm 0,01 | 5,82 \pm 0,15 | 8,73 \pm 1,61 | 0,56 \pm 0,16 | 1,98 \pm 0,3 |
| P8 Melon | Tiges | 0,81 \pm 0,13 | 0,87 \pm 0,15 | 9,12 \pm 0,26 | 14,18 \pm 1,62 | 0,64 \pm 0,02 | 0,42 \pm 0,06 |
| P8 Melon | Racines | 2,43 \pm 0,35 | 0,41 \pm 0,01 | 1,47 \pm 0,18 | 42,70 \pm 2,08 | 1,62 \pm 0,03 | 4,86 \pm 0,26 |
| P8 Melon | Fruits | 0,87 \pm 0,11 | 0,49 \pm 0,13 | 4,71 \pm 0,45 | 51,06 \pm 3,39 | 0,78 \pm 0,6 | 4,74 \pm 0,32 |
| P9 Laitue | Feuilles | 2,01 \pm 0,17 | 0,67 \pm 0,12 | 17,63 \pm 1,18 | 11,45 \pm 1,08 | 1,34 \pm 0,22 | 4,02 \pm 0,12 |
| P9 Laitue | Racines | 2,28 \pm 0,62 | 0,76 \pm 0,21 | 7,63 \pm 1,06 | 56,44 \pm 3,52 | 1,02 \pm 0,02 | 4,56 \pm 0,16 |
| P10 Laitue | Feuilles | 2,58 \pm 0,41 | 0,86 \pm 0,11 | 9,82 \pm 0,51 | 10,23 \pm 0,19 | 1,72 \pm 0,21 | 5,16 \pm 0,26 |
| P10 Laitue | Racines | 1,77 \pm 0,1 | 0,49 \pm 0,01 | 3,47 \pm 0,28 | 61,20 \pm 3,47 | 1,68 \pm 0,87 | 3,54 \pm 0,32 |
| P11 Laitue | Feuilles | 1,07 \pm 0,01 | 0,59 \pm 0,14 | 8,82 \pm 0,26 | 8,73 \pm 1,43 | 1,13 \pm 0,34 | 3,54 \pm 0,21 |
| P11 Laitue | Racines | 0,75 \pm 0,04 | 0,25 \pm 0,07 | 2,76 \pm 0,38 | 63,14 \pm 2,17 | 0,5 \pm 0,02 | 1,5 \pm 0,23 |
| P12 Laitue | Feuilles | 2,4 \pm 0,13 | 0,8 \pm 0,18 | 9,82 \pm 1,26 | 8,73 \pm 0,61 | 1,6 \pm 0,06 | 4,8 \pm 0,19 |
| P12 Laitue | Racines | 1,53 \pm 0,13 | 0,51 \pm 0,14 | 4,47 \pm 0,18 | 52,70 \pm 3,31 | 1,02 \pm 0,16 | 3,06 \pm 0,26 |

a. Plomb

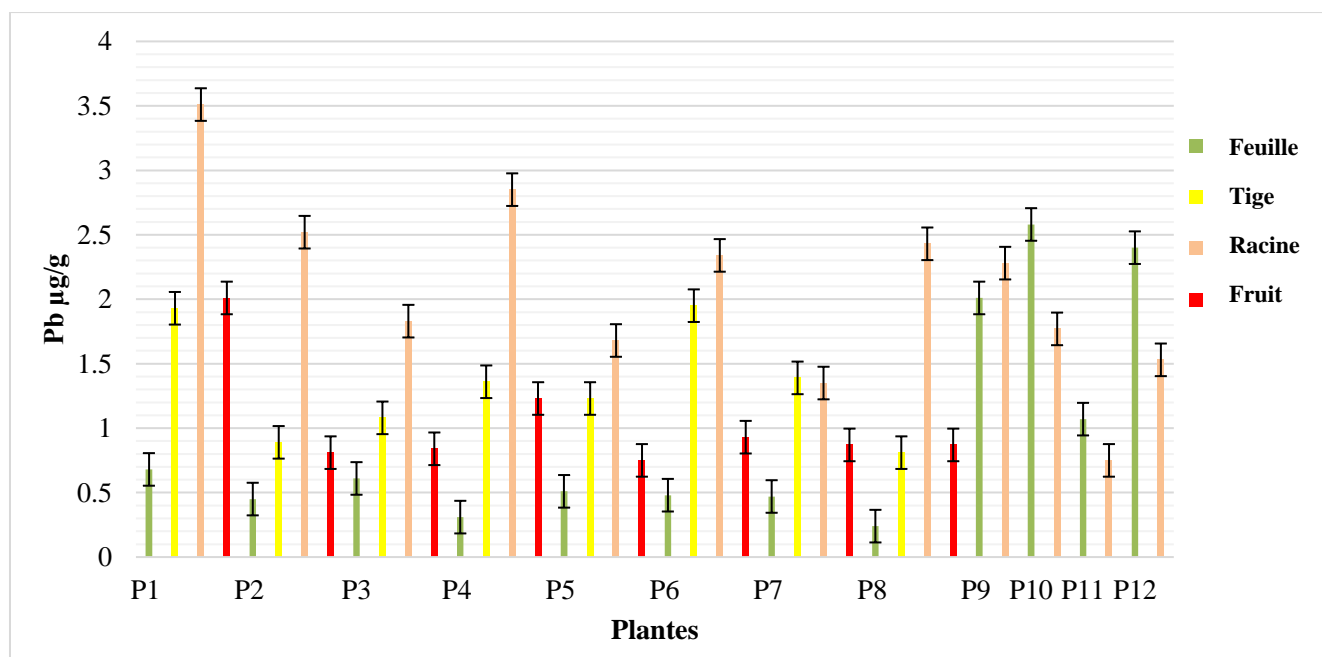


Figure 41 : Taux de Pb des organes des plantes irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun.

Les valeurs moyennes d'exportation du Pb varient entre 0,31 et 3,51 µg/g pour la Tomate alors que le Melon ces teneurs fluctuent entre 0,24 et 2,43 µg/g, par contre pour la Laitue elles oscillent entre 0,75 et 2,58 µg/g. Les organes les plus accumulant en Pb sont les racines pour la Tomate et le Melon mais pour la Laitue ce sont les feuilles qui ont accumulé le plus de Pb (Figure 41).

Les teneurs moyennes du Zn dans les plantes et les organes peuvent être classées, ainsi, dans l'ordre suivant (Annexe 13) :

Tomate : Racine > Tige > Fruit > Feuille

Melon : Racine > Tige > Fruit > Feuille

Laitue : Feuille > Racine

L'ANOVA révèle qu'il y a une différence significative du Pb pour le facteur "organe" ($F= 5,74$; $P \leq 0,0001$). Le test de Bonferroni (Tableau 55) pour le facteur "organe" il existe la présence de quatre (4) groupes.

Tableau 55 : Test de Bonferroni pour le Pb selon les organes

| Modalité organes | Moy ± Et | Groupes | |
|------------------|-----------|---------|---|
| Tomate R | 3,51±0,40 | A | |
| Tomate R | 2,52±0,41 | B | |
| Melon R | 2,43±0,45 | | |
| Tomate R | 2,34±0,32 | | |
| Laitue F | 2,02±0,22 | | |
| Tomate T | 1,93±0,45 | | |
| Laitue R | 1,86±0,26 | | |
| Melon R | 1,79±0,28 | | |
| Tomate Fr | 1,36±0,16 | | |
| Melon T | 1,35±0,20 | | |
| Tomate T | 1,22±0,32 | | C |
| Tomate T | 0,89±0,45 | | |
| Melon Fr | 0,86±0,18 | | |
| Tomate Fr | 0,81±0,37 | | |
| Laitue R | 0,75±0,42 | | |
| Tomate F | 0,68±0,41 | | |
| Tomate F | 0,46±0,32 | | |
| Tomate F | 0,45±0,45 | | |
| Melon F | 0,43±0,22 | D | |

b. Cadmium

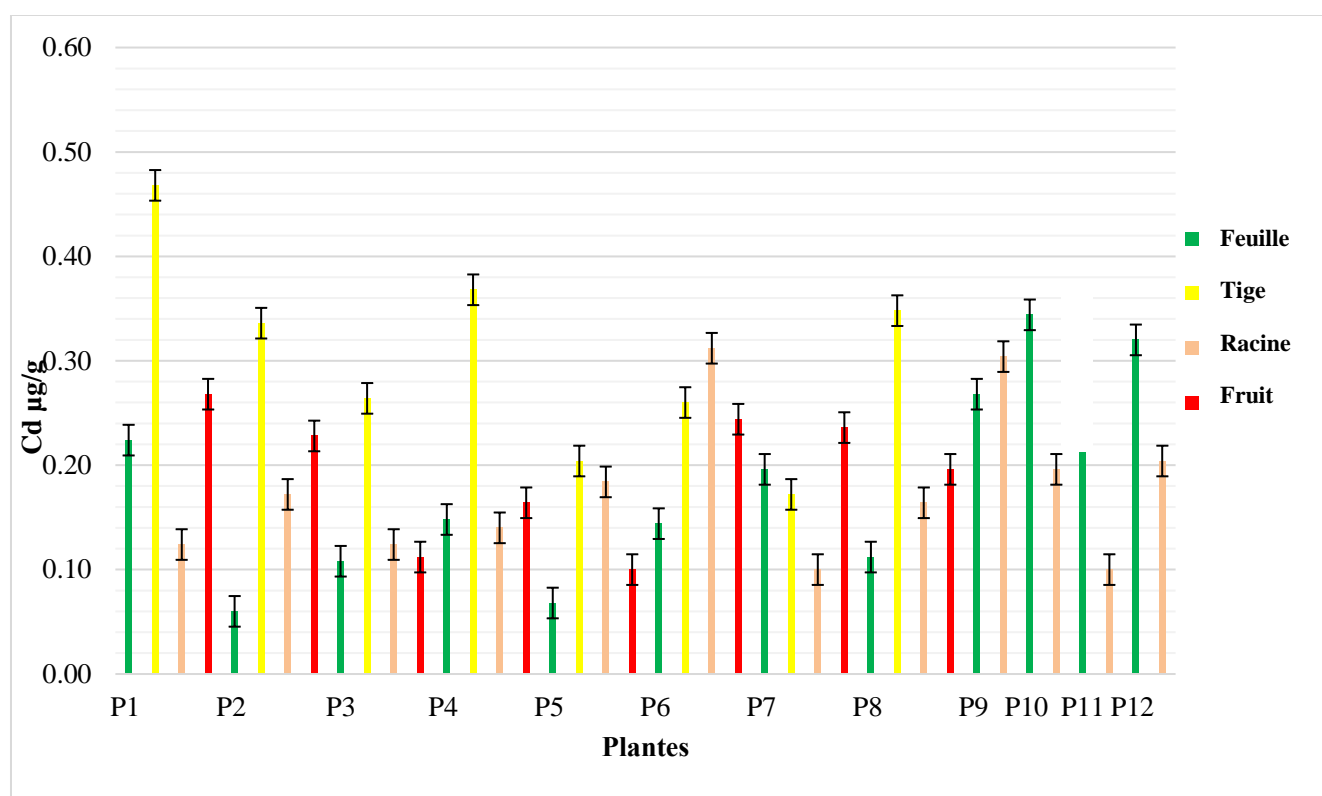


Figure 42 : Taux de Cd des organes des plantes irriguer par l’eau du barrage de Béni Haroun.

Les valeurs moyennes d’exportation du Cd varient entre 0,06 et 0,47 µg/g pour la tomate pour le melon ces teneurs fluctuent entre 0,07 et 0,35µg/g, alors que pour la laitue ces teneurs oscillent entre 0,1 et 0,34 µg/g (Figure 42).

En ce qui concerne les organes les plus accumulant en Cd sont les Tiges pour la tomate et le melon alors que pour la laitue ce sont les feuilles.

Ainsi, les teneurs moyennes du Cd dans les plantes et les organes peuvent être classées dans l’ordre suivant (Annexe 13) :

Tomate : Tige > Fruit > Racine > Feuille

Melon : Tige > Racine > Fruit > Feuille

Laitue : Feuille > Racine

L’ANOVA révèle une différence significative du Cd pour le facteur ‘’organe’’ (F= 2,91 ; P ≤ 0,01). Le test de Bonferroni (Tableau 56) note la présence de trois (03) groupes.

Tableau 56 : Test de Bonferroni pour le Cd selon les organes

| Modalité organes | Moy ± Et | Groupes |
|------------------|-----------|---------|
| Tomate T | 0,47±0,07 | A |
| Tomate T | 0,34±0,09 | |
| Tomate T | 0,32±0,05 | |
| Laitue F | 0,29±0,03 | |
| Melon T | 0,25±0,01 | |
| Laitue R | 0,23±0,04 | |
| Tomate Fr | 0,23±0,07 | |
| Tomate F | 0,22±0,05 | |
| Melon R | 0,20±0,04 | |
| Melon Fr | 0,19±0,03 | |
| Tomate Fr | 0,18±0,04 | |
| Tomate R | 0,17±0,07 | |
| Melon R | 0,16±0,03 | |
| Tomate R | 0,13±0,05 | |
| Melon F | 0,13±0,02 | C |
| Tomate F | 0,13±0,05 | |
| Tomate R | 0,12±0,07 | |
| Laitue R | 0,10±0,07 | |
| Tomate F | 0,06±0,02 | |

c. Zinc

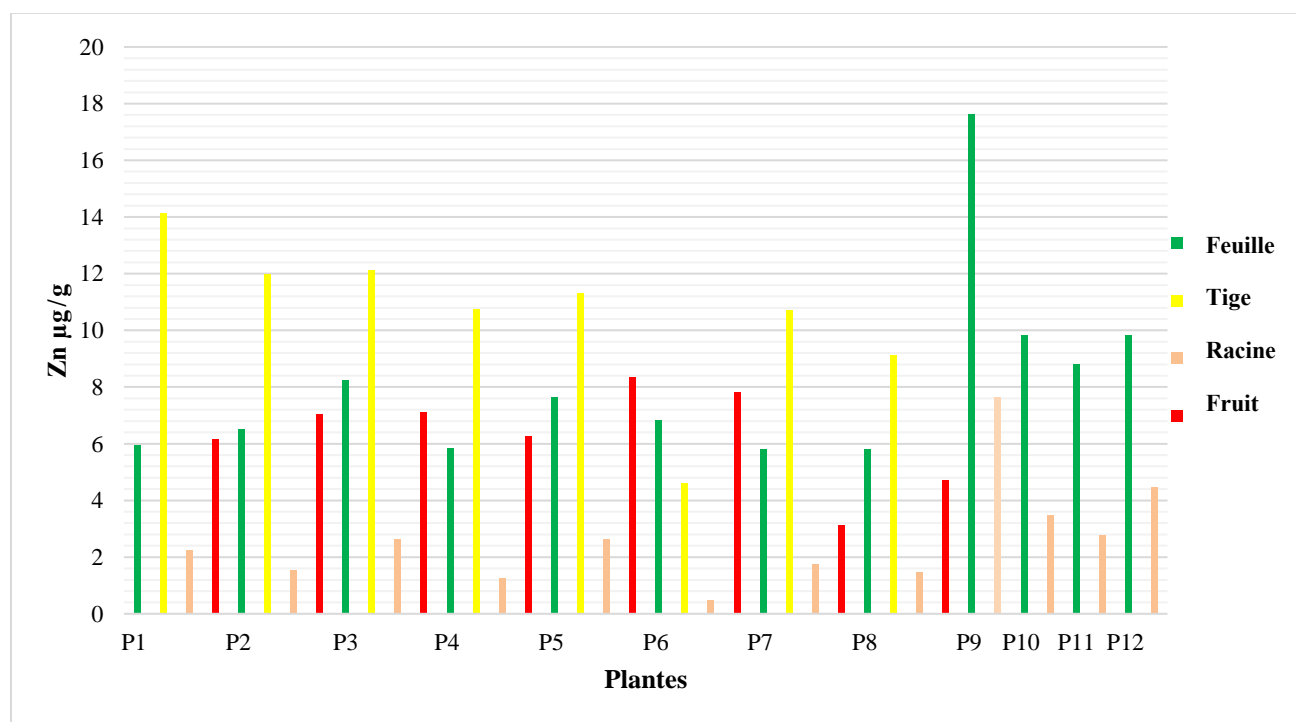


Figure 43 : Taux de Zn des organes des plantes irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun.

Les valeurs moyennes d'exportation du Zn varient entre 1,25 et 14,13 µg/g pour la tomate, pour le melon ces teneurs fluctuent entre 0,47 et 11,31 µg/g, alors que pour la laitue elles oscillent entre 2,76 et 17,63 µg/g (Figure 43). En ce qui concerne les organes les plus accumulant en Zn sont les Tige pour la tomate et le melon alors que pour la laitue ce sont les feuilles.

Les teneurs moyennes du Zn dans les plantes et les organes peuvent être classées, ainsi, dans l'ordre suivant (Annexe 13) :

Tomate : Tige > Fruit > Feuille > Racine

Melon : Tige > Feuille > Fruit > Racine

Laitue : Feuille > Racine

L'ANOVA révèle qu'il y a une différence significative du Zn pour le facteur "organe" ($F= 4,65$; $P \leq 0,0005$). Le test de Bonferroni (Tableau 57) indique la présence de quatre (05) groupes.

Tableau 57 : Test de Bonferroni pour le Zn selon les organes

| Modalité organes | Moy ± Et | Groupes |
|------------------|------------|---------|
| Tomate T | 14,13±2,35 | A |
| Tomate T | 11,98±2,05 | |
| Laitue F | 11,52±1,02 | |
| Tomate T | 11,43±1,66 | |
| Melon T | 8,94±1,13 | B |
| Tomate F | 7,04±1,51 | C |
| Tomate Fr | 7,03±2,28 | |
| Melon F | 6,52±1,17 | |
| Tomate Fr | 6,52±1,36 | |
| Tomate F | 6,51±2,21 | |
| Melon Fr | 5,99±1,34 | |
| Tomate F | 5,95±2,75 | |
| Laitue R | 5,19±1,42 | |
| Laitue R | 2,76±2,35 | |
| Tomate R | 2,25±2,02 | |
| Tomate R | 1,94±1,86 | |
| Melon R | 1,62±1,23 | E |
| Tomate R | 1,52±1,05 | |
| Melon R | 1,47±1,35 | |

d. Fer

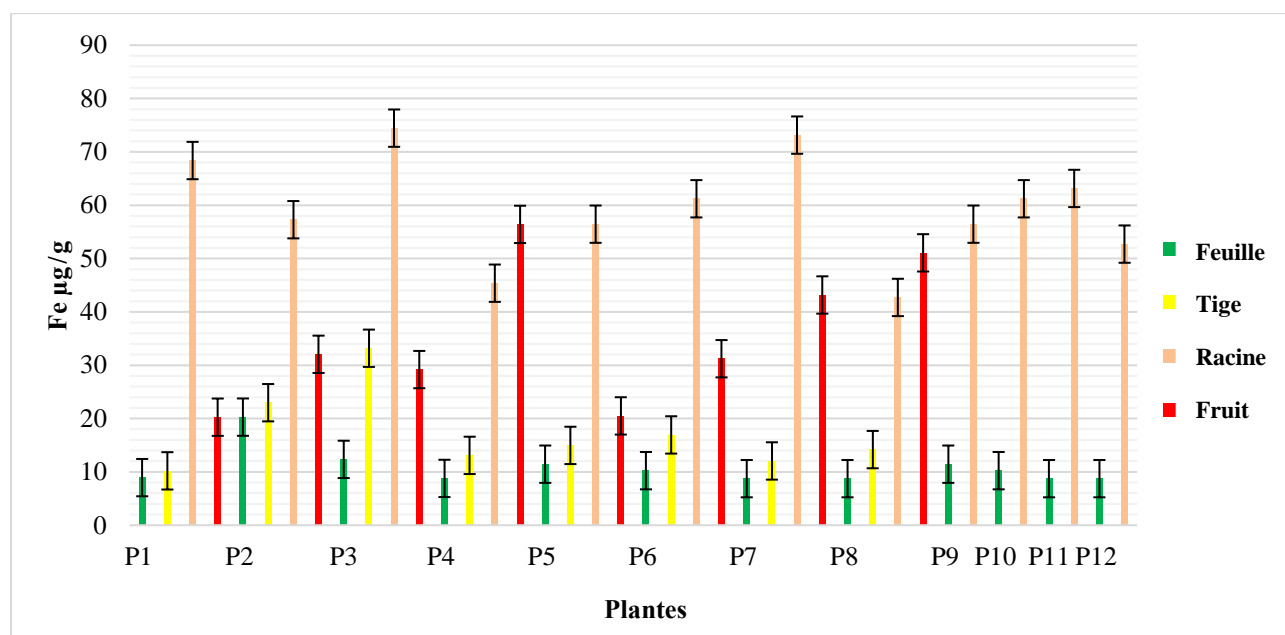


Figure 44 : Taux de Fe des organes des plantes irriguer par l’eau du barrage de Béni Haroun.

Les valeurs moyennes d’exportation du Fe varient entre 8,78 et 74,45 µg/g pour la tomate pour le melon ces teneurs fluctuent entre 8,73 et 73,14 µg/g, alors que pour la laitue elles oscillent entre 8,76 et 63,14 µg/g (Figure 44).

En ce qui concerne les organes les plus accumulant en Fe sont les Racines pour toutes les plantes

Les teneurs moyennes du Fe dans les plantes et les organes peuvent être classées dans l’ordre suivant (Annexe 13) :

Tomate : Racine > Fruit > Tige > Feuille

Melon : Racine > Fruit > Tige > Feuille

Laitue : Racine > Feuille

L’ANOVA révèle qu’il y a une différence très significative du Fe pour le facteur ‘organe’ (F= 9,51 ; P ≤ 0,0001). Le test de Bonferroni (Tableau 58) pour le facteur ‘organe’ il y a présence de trois (03) groupes.

Tableau 58 : Test de Bonferroni pour le Fe selon les organes

| Modalité organes | Moy ± Et | Groupes |
|------------------|------------|---------|
| Tomate R | 68,37±9,96 | A |
| Melon R | 63,59±5,75 | |
| Laitue R | 63,14±8,34 | |
| Tomate R | 59,91±7,04 | |
| Tomate R | 57,28±7,13 | |
| Laitue R | 56,78±4,37 | |
| Melon R | 42,70±9,16 | B |
| Melon Fr | 36,48±4,28 | |
| Tomate Fr | 35,28±5,63 | |
| Tomate Fr | 32,04±8,71 | |
| Tomate T | 23,13±7,33 | |
| Tomate T | 22,97±9,76 | |
| Tomate F | 20,26±9,42 | C |
| Melon T | 14,53±4,08 | |
| Tomate F | 10,56±7,21 | |
| Tomate T | 10,19±9,18 | |
| Laitue F | 9,78±4,76 | |
| Melon F | 9,78±4,56 | |
| Tomate F | 8,92±8,96 | |

e. Crome

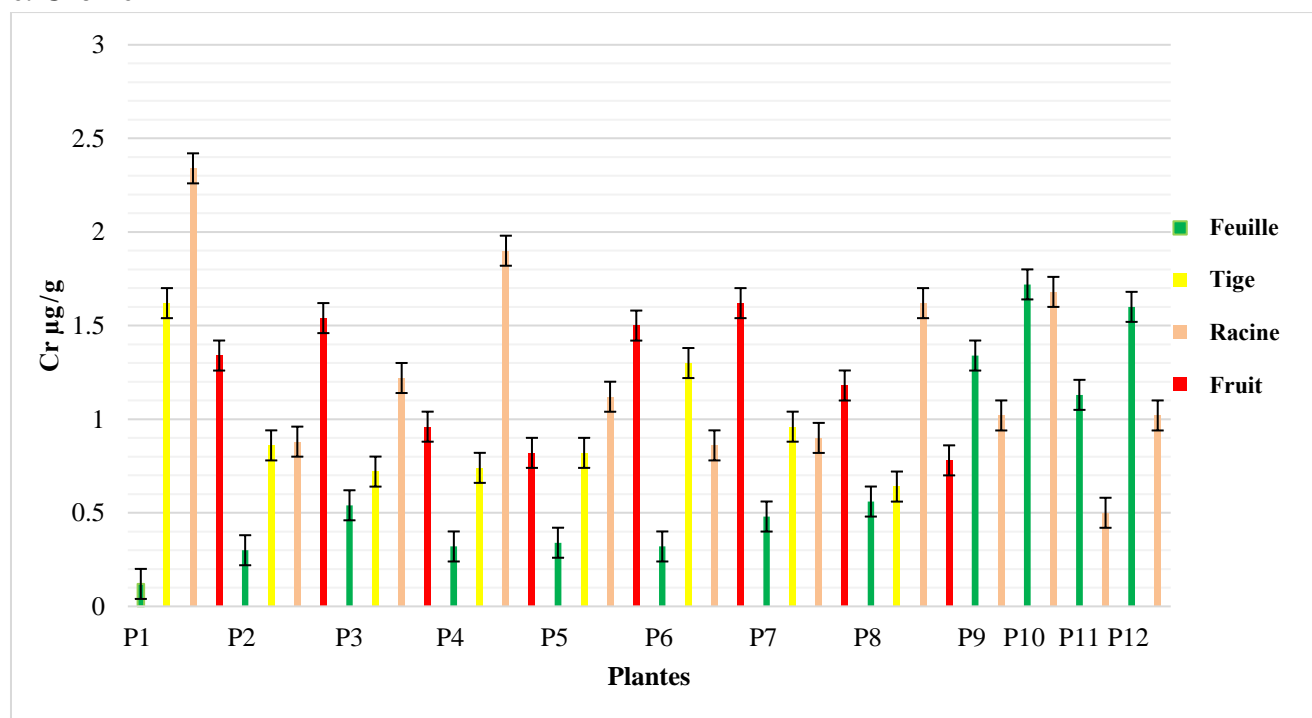


Figure 45 : Taux de Cr des organes des plantes irriguer par l’eau du barrage de Béni Haroun.

Les valeurs moyennes d'exportation du Cr varient entre 0,12 et 2,34 $\mu\text{g/g}$ pour la tomate pour le melon ces teneurs fluctuent entre 0,32 et 1,62 $\mu\text{g/g}$, alors que pour la laitue elles oscillent entre 0,5 et 1,72 $\mu\text{g/g}$ (Figure 45).

En ce qui concerne les organes les plus accumulant en Cr sont les Racine pour les Tomates, les fruits pour le Melon et les Feuille pour le Laitue.

Les teneurs moyennes du Cr dans les plantes et les organes peuvent être classées dans l'ordre suivant (Annexe 13) :

Tomate : Racine > Fruit > Tige > Feuille

Melon : Fruit > Racine > Tige > Feuille

Laitue : Feuille > Racine

L'ANOVA révèle qu'il y a une différence significative du Cr pour le facteur "organe" ($F= 5,99$; $P \leq 0,0001$). Le test de Bonferroni (Tableau 59) pour le facteur "organe" la présence de (03) groupes.

Tableau 59 : Test de Bonferroni pour le Cr selon les organes

| Modalité organes | Moy \pm Et | Groupes |
|------------------|-----------------|---------|
| Tomate R | 2,34 \pm 0,18 | A |
| Tomate T | 1,62 \pm 0,23 | |
| Melon R | 1,62 \pm 0,27 | |
| Tomate R | 1,56 \pm 0,20 | |
| Tomate Fr | 1,54 \pm 0,28 | |
| Laitue F | 1,45 \pm 0,14 | |
| Melon Fr | 1,27 \pm 0,11 | |
| Laitue R | 1,24 \pm 0,06 | B |
| Tomate Fr | 1,04 \pm 0,17 | C |
| Melon R | 0,96 \pm 0,16 | |
| Melon T | 0,93 \pm 0,34 | |
| Tomate R | 0,88 \pm 0,21 | |
| Tomate T | 0,86 \pm 0,08 | |
| Tomate T | 0,73 \pm 0,25 | |
| Laitue R | 0,50 \pm 0,29 | |
| Tomate F | 0,43 \pm 0,20 | |
| Melon F | 0,43 \pm 0,13 | |
| Tomate F | 0,30 \pm 0,28 | |
| Tomate F | 0,12 \pm 0,05 | |

f. Cuivre

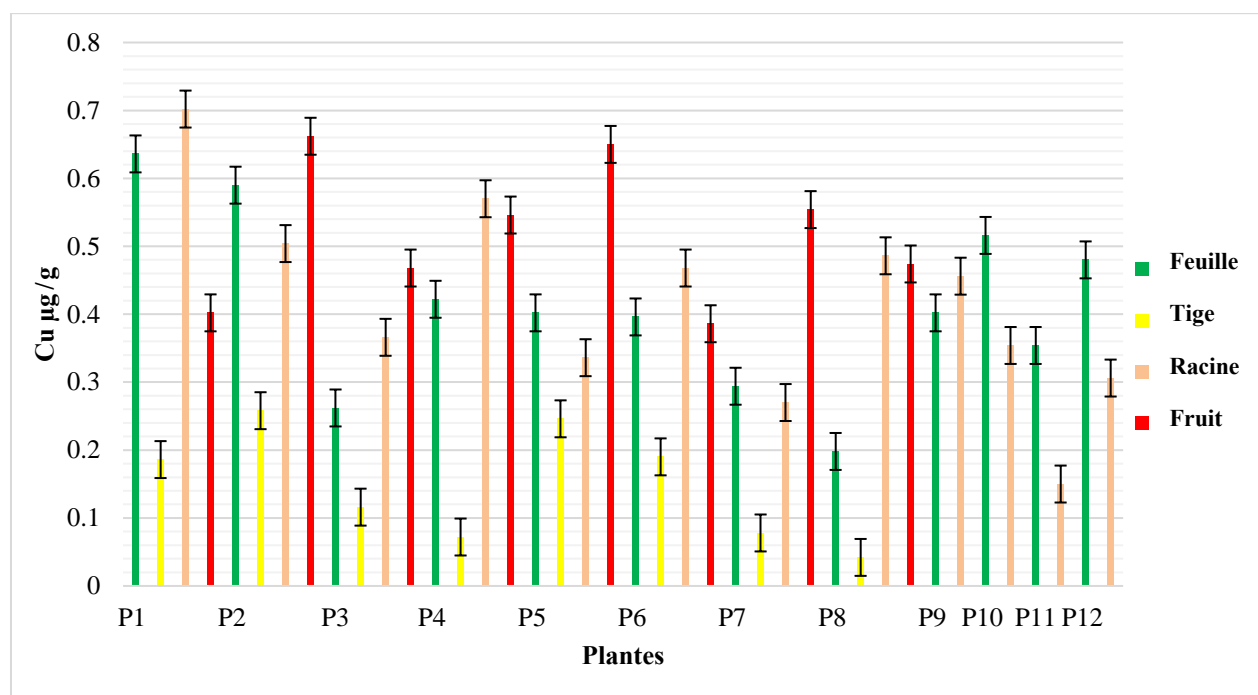


Figure 46 : Taux de Cu des organes des plantes irriguer par l’eau du barrage de Béni Haroun.

Les valeurs moyennes d’exportation du Cu varient entre 0,07 et 0,7 µg/g pour la tomate pour le melon ces teneurs fluctuent entre 0,040 et 0,65 µg/g, alors que pour la laitue elles oscillent entre 0,15 et 0,52 µg/g (Figure 46).

En ce qui concerne les organes les plus accumulant en Cu sont les Racine pour les Tomates, les fruits pour le Melon et les Feuille pour le Laitue.

Les teneurs moyennes du Cu dans les plantes et les organes peuvent être classées dans l’ordre suivant (Annexe 13) :

Tomate : Racine > Fruit > Feuille > Tige

Melon : Fruit > Racine > Feuille > Tige

Laitue : Feuille > Racine

L’ANOVA révèle qu’il y a une différence significative du Cu pour le facteur ‘organe’ (F= 6,04 ; P ≤ 0,0001). Le test de Bonferroni (Tableau 60) pour le facteur ‘organe’ note la présence de (05) groupes.

Tableau 60 : Test de Bonferroni pour le Cu selon les organes

| Modalité organes | Moy \pm Et | Groupes | |
|------------------|-----------------|---------|---|
| Tomate R | 0,70 \pm 0,09 | A | |
| Tomate Fr | 0,66 \pm 0,01 | | |
| Tomate F | 0,64 \pm 0,08 | | |
| Tomate F | 0,59 \pm 0,19 | | |
| Melon Fr | 0,52 \pm 0,15 | | |
| Tomate R | 0,50 \pm 0,03 | | |
| Melon R | 0,49 \pm 0,09 | | |
| Tomate Fr | 0,47 \pm 0,05 | | |
| Tomate R | 0,47 \pm 0,07 | | |
| Laitue F | 0,44 \pm 0,05 | | B |
| Laitue R | 0,37 \pm 0,04 | | |
| Melon R | 0,36 \pm 0,01 | | |
| Tomate F | 0,34 \pm 0,07 | | |
| Melon F | 0,32 \pm 0,05 | | |
| Tomate T | 0,26 \pm 0,02 | | |
| Tomate T | 0,19 \pm 0,09 | C | |
| Laitue R | 0,15 \pm 0,01 | D | |
| Melon T | 0,14 \pm 0,05 | | |
| Tomate T | 0,09 \pm 0,06 | | E |

g. Teneur totale en ETM

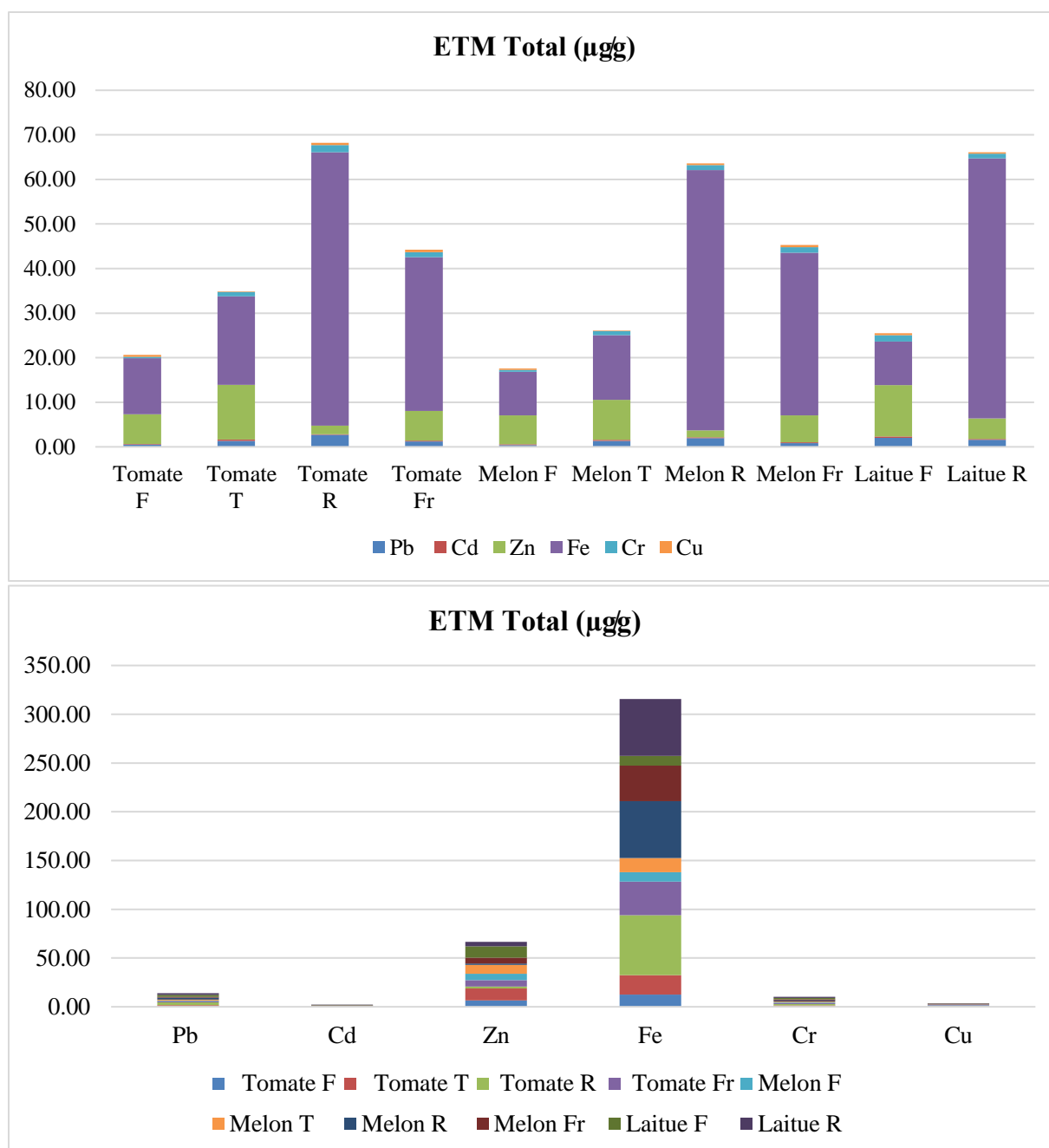


Figure 47 : Taux des ETM dans les organes et les plantes irrigué par l'eau du barrage de Béni Haroun (F : Feuille ; T : Tige ; R : Racine ; Fr : Fruits)

Selon la Figure (47) et Tableau (Annexe 13) on peut classer les teneurs totaux en ETM comme suivant :

Fe > Zn > Pb > Cr > Cu > Cd.

Racine > Fruit > Tige > Feuille

4.3.2. Typologie spatiale des ETM des plantes irriguées par les eaux du barrage Béni Haroun

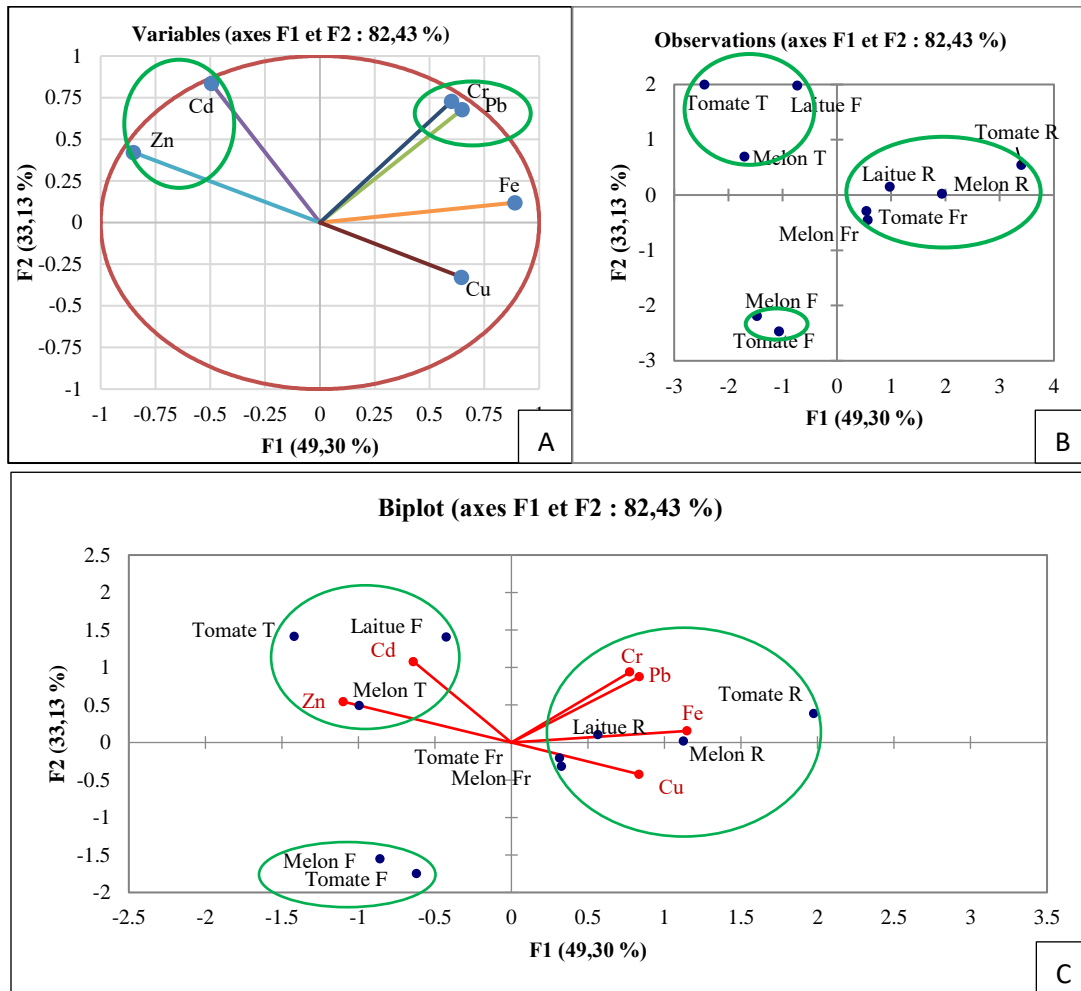


Figure 48 : Distribution des métaux lourds dans les organes des plantes irriguées par les eaux du Barrage de Béni Haroun à Mila, au Nord-Est de l'Algérie (A : ACP des ETM ; B : ACP des organes ; C : ACP des ETM et leurs relations avec les organes des plantes étudié (F : Feuille ; T : Tige ; R : Racine ; Fr : Fruits).

La synthèse de la variation de l'ensemble valeurs mesurées des ETM des plantes, est faite en utilisant l'analyse en composantes principales (ACP) dans la figure (48). Une matrice de données, constituée de 6 paramètres représentant les principaux ETM accumulés par les plantes irriguées par les eaux du barrage de Béni Haroun, et les 144 prélèvements (36 plantes x 4 organes) a été soumise à un ACP. Expliquant respectivement 49,3 % et 33,13 %, les deux axes de l'analyse en composantes principales rendent compte de 82,43% de la variation totale.

On constate la présence de 2 groupes distinct : le premier contient le Zn et Cd, alors que le deuxième englobe les Cr, Pb, Fe et Cu (figure 48 A).

Suivant la Figure (48 C) on constate la présence de trois (03) groupes différents :

Le premier indique que les feuilles de la Laitue et les tiges des Tomate et Melon tendent à accumuler le Cd et le Zn, le deuxième indique que les racines de toutes les plantes ainsi que les fruits des Tomate et Melon tendent à accumuler le Fe, Cr, Cu, et Pb. Le troisième renferme les feuilles de Tomate et melon qui non aucune préférence d'accumulation des métaux lourds.

Tableau 61 : Corrélations entre les variables et les axes principaux de l'ACP globale pour les plantes irrigués par les eaux du Barrage de Béni Haroun.

| | F1 | F2 |
|----|-------------|-------------|
| Pb | 0,42 | 0,46 |
| Cd | 0,24 | 0,69 |
| Zn | 0,72 | 0,17 |
| Fe | 0,79 | 0,01 |
| Cr | 0,36 | 0,52 |
| Cu | 0,41 | 0,10 |

Les valeurs en gras correspondent pour chaque variable au facteur pour lequel le cosinus carré est le plus grand, le Fe et le Zn sont les éléments les plus lié à l'axe F1 de l'ACP.

4.3.3. Corrélations entre les paramètres physico-chimiques, éléments minéraux majeurs et les métaux lourds des sols irrigués par les eaux du Barrage Béni Haroun.

Sur une série de 12 plantes et 4 organes, il a été possible de disposer des teneurs en ETM (Cd, Pb, Cr, Cu, Zn, Fe). Les principales corrélations qui résument les relations entre ces variables sont présentées dans le tableau (Annexe 11), d'où l'analyse montre des corrélations significatives à très hautement significatives entre les variables.

Le Cr est corrélé positivement avec le Pb ($r=0,74$).

Le Fe est corrélé négativement avec le Zn ($r= -0,67$).

4.3.4. Facteur de Transfer (FT)

Le facteur de transfer est la proportion de la quantité de métal lourd absorbée dans une plante par rapport à la quantité de métal lourd dans le sol, mesure les différences de biodisponibilité des métaux lourds pour les légumes ou reconnaît l'efficacité d'une espèce végétale à accumuler un métal lourd (Ahmad et al., 2014).

Le facteur de Transfer des plantes est calculé comme suivant (Cui et al., 2004) :

$$FT = \frac{C_{Plante}}{C_{Sol}}$$

Ou C_{Plante} et C_{Sol} représente les concentrations des ETM dans l'extrait de la partie comestible de la plante (Fruit pour la Tomate et le Melon, Feuille pour la laitue) et sols respectivement.

Tableau 62 : concentration moyenne des ETM dans 3 plantes irriguées par les eaux du Barrage de Béni Haroun.

| ETM ($\mu\text{g/g}$) | Cd | Cr | Cu | Pb | Zn | Fe |
|-------------------------------|-----------------|-----------------|-----------------|------------------|-------------------|-------------------|
| PML | 0.5 | 50 | 20 | 10 | 50 | 1000 |
| MPLs | 0,5 | 1 | / | 9 | 100 | / |
| CMA | 0,2 | 2,5 | 40 | 0,5 | / | / |
| TC | 5 | 3 | 20-100 | 12-300 | 100-400 | 1000 |
| TN | 0,05 | 1,5 | 10 | 1 | 50 | 150 |
| Tomate Fr | 0,19 \pm 0,03 | 1,17 \pm 0,31 | 0,52 \pm 0,04 | 1,22 \pm 0,23 | 6,65 \pm 1,24 | 34,47 \pm 2,1 |
| Melon Fr | 0,19 \pm 0,01 | 1,27 \pm 0,12 | 0,52 \pm 0,1 | 0,86 \pm 0,13 | 5,99 \pm 1,75 | 36,49 \pm 4,22 |
| Laitue F | 0,29 \pm 0,03 | 1,45 \pm 0,21 | 0,44 \pm 0,12 | 2,02 \pm 0,12 | 11,52 \pm 1,56 | 9,78 \pm 2,21 |
| Concentration ETM dans le sol | 0,18 \pm 0,02 | 1,62 \pm 0,13 | 0,35 \pm 0,18 | 33,67 \pm 3,29 | 197,90 \pm 2,71 | 406,52 \pm 3,21 |
| FT Tomate | 1,05 | 0,72 | 1,48 | 0,03 | 0,03 | 0,08 |
| FT Melon | 1,05 | 0,78 | 1,48 | 0,02 | 0,03 | 0,08 |
| FT Laitue | 1,61 | 0,89 | 1,25 | 0,05 | 0,05 | 0,02 |

PML : Permissible Maximum Limits (WHO standards) des ETM dans les plantes (Masona, 2011).

MPLs : Maximum Permissible Limits in vegetable and fruits (Turkdogan et *al.*, 2003).

CMA : concentrations maximales admissibles des métaux lourds dans les légumes, selon le Codex alimentarius (OMS/FAO), Commission 2001, cité par Maleki et Zarasvand (2008) et Chary et *al.* (2008).

TC : Teneurs critiques en métaux lourds dans les plantes (Baba Ahmed et Bouhadjera, 2010)

TN : Teneurs normales en métaux lourds dans les plantes (Baba Ahmed et Bouhadjera, 2010)

FT : Facteur de Transfer.

Selon le tableau 62 on note que les teneurs des végétaux en Cd et Pb sont supérieurs aux teneurs normales, mais n'atteint pas des teneurs critique pour une intoxication, alors que les autres ETM sont dans les normes.

Les plantes cultivées sur un sol irrigué avec les eaux pollués ou industrielles peuvent absorber les métaux lourds, sous forme d'ions mobiles, par leurs racines et bioaccumulés dans différentes parties des plantes (Guerra et *al.*, 2012). L'analyse des métaux lourds dans les organes des légumes pourrait fournir des renseignements sur la pollution du sol à l'endroit où les légumes sont cultivés (Siaka et *al.*, 2014).

Remon et *al.* (2013) indique que même si la plante ne montre pas de signes de phytotoxicité, en même temps, l'homme et l'animal qui se nourrissent sur cette plante peuvent être affectés particulièrement si les ETM sont du genre qui s'accumule dans l'organisme.

Dans la présente étude, les légumes étaient lourdement chargés avec le Fe alors que la concentration en Cd était trop faible. Le même résultats est exposé dans l'étude de Hassana et *al.*(2014) qui étudie l'accumulation de métaux lourds dans des légumes irrigués avec des eaux usées municipales non traitées dans la zone de savane tropicale, Nigeria, ou la tendance de l'accumulation montre un ordre d'importance décroissante de Fe à Cd (Fe > Cu > Mn > Pb > Cd).

une forte concentration de Fe ait été signalée aussi dans des échantillons de plantes dans l'étude de (Shammi et *al.*, 2016b). En général, la présence de fortes concentrations de Fe et Zn dans les légumes a déjà été déclaré par (Abbasi et *al.* 2013) ou L'accumulation des métaux lourds était

plus importante dans le cas des légumes irrigués par l'eau usée que dans le cas des légumes témoins.

La zone d'Alsukhna en Jordanie est utilisée pour cultiver des légumes irrigués par des eaux usées traitées, les teneurs en Zn, Fe et Pb, présentaient des concentrations supérieures à celles des légumes de référence de 3423 %, 155 %, 397 % pour la tomate, ces chiffres indiquent l'effet des eaux usées traitées sur l'accumulation de métaux lourds dans les légumes et suggèrent que certaines cultures végétales sont plus vulnérables à la pollution par les métaux lourds que les autres (Al-Ansari et *al.*, 2013).

Les Tomates des champs de Faisalabad, Pakistan, accumulent plus des métaux comme le Cd et le Pb, qui peuvent avoir des effets néfastes sur la santé humaine en raison de l'apport alimentaire excessif de ces légumes (Najam et *al.*, 2015).

L'exposition à des niveaux élevés de Pb par la consommation de légumes peut gravement endommager les reins et le cerveau, causant la mort (Martin et Griswold, 2009), des changements spécifiques dans le gène et l'expression des protéines et des effets nocifs sur le niveau cellulaire (Gillis et *al.*, 2012). La bioaccumulation du Pb dans le corps humain cause des effets toxiques sur plusieurs organes, comme le foie, les poumons et la rate, ce qui entraîne divers défauts biochimiques chez l'humain (Guerra et *al.*, 2012).

La consommation de très fortes concentrations de Cd irrite gravement l'estomac, ce qui provoque des vomissements et de la diarrhée. Son exposition prolongée entraîne une accumulation des reins et des maladies rénales, des os fragiles et des lésions pulmonaires (Khan et *al.*, 2008).

Les niveaux de Fe, Zn, Cu, Pb, Cr et Cd dans les légumes étudiés étaient en accord avec celle de (Belaïd et *al.*, 2012 ; Abdu et *al.*, 2011) inférieure à celle reportée par (Benlkhoubi et *al.*, 2016 ; Shammi et *al.*, 2016b ; Alghobar et *al.*, 2015 ; Cary et *al.*, 2015 ; Raja et *al.*, 2015 ; Ahmad et *al.*, 2014), plus élevés que ceux déclarés par (Yami et *al.*, 2016 ; Amin et Ahmad, 2015) et celle de (Laaziri et *al.*, 2015) pour le Pb et Fe.

L'accumulation des métaux dans les tissus végétaux peut être fortement influencée par de multiples facteurs, notamment :

- Les propriétés du sol (pH, MO, teneur en argile et concentration de métaux, la salinité) (Shammi et *al.*, 2016b). Une augmentation du pH du sol et de la quantité d'argile peut diminuer l'absorption des métaux lourds par les plantes. En présence de matière organique, les métaux

lourds peuvent être trouvés comme chélates, ce qui augmente la capacité des plantes à absorber les métaux lourds. L'irrigation du sol par les eaux usées augmente la matière organique du sol et diminue le pH du sol. Par conséquent, l'absorption des métaux lourds par les plantes augmente (Mojiri et *al.*, 2013).

-L'accumulation des ETM résultant de l'épandage des eaux usées pourraient être causés directement par la composition des eaux usées ou indirectement par la solubilité croissante des métaux lourds insolubles dans le sol en raison de l'action chélation ou acidification des eaux usées appliquées (Mojiri et Aziz, 2011).

-Le facteur type de plante, les plantes cultivées dans un substrat enrichi en métal absorbent les ions métalliques dans divers degrés. Cette absorption dépend de la biodisponibilité des métaux, laquelle est à son tour déterminée par des facteurs externes (associés au sol) et internes (associés à la plante)(Farahat et Linderholm, 2015), Les espèces végétales ont une capacité différentes d'accumuler les métaux lourds (Kapungwe, 2013).

-D'autres conditions environnementales (pollution atmosphérique et industrielle) (Twining et *al.*, 2004).

-D'autres études ont mis en évidence d'autres facteurs impliqués dans la bioaccumulation des métaux toxiques par les organismes vivants : la spéciation des métaux, la nature intrinsèque de l'organisme bioaccumulable, biotique et physicochimique (Koumolou et *al.*, 2013).

Selon notre étude on a constaté que le facteur type d'organe affecte l'accumulation des ETM, la même chose est indiqué dans l'étude de Laaziri et *al.*(2015).

On a noté aussi que la racine de Tomate et Melon, les feuilles de Laitue sont les organes les plus accumulant des ETM, ce résultat corrobore à celui de Mojiri et Aziz (2011) ou l'accumulation de métaux lourds dans les racines était plus élevée que dans les pousses.

Selon Sbartai et *al.*(2012) l'accumulation en Cd et Zn est plus importante dans les racines que dans les feuilles du tomate , La répartition du Cd accumulé à l'intérieur de la plante montre que la majorité de cet élément se trouve piégée dans les racines avec un pourcentage qui varie entre 71 % et 80 % du Cd total absorbé par la plante alors que le pourcentage du Zn présent dans les feuilles varie entre 19 et 30 % du Zn total absorbé par la plante.

L'irrigation par des eaux usées a révélé que les racines des plantes accumulaient des quantités significativement plus élevées de Cr, Ni, Pb et Cd que dans les terres irriguées (Salakinkop et Hunshal, 2014)

Les légumes à feuilles (laitue) cultivés dans les zones polluées de la Roumanie contenaient du Pb 17 fois la limite maximale autorisée (Siaka et *al.*, 2014), Les légumes feuillus seront plus accumulant des ETM que les légumes non feuillus (Koumolou et *al.*, 2013 ; Youssef et Eissa, 2015) . Les légumes à feuilles accumulaient plus de métaux que les types à fruits parce que leurs taux de translocation et de transpiration sont plus élevés (Zhuang et *al.* 2009). Sinha et *al.*, (2006) rapportent que l'accumulation des ETM se faisait plus au niveau des organes puits (fruit, organe de réserve) que dans les organes sources tel que le feuillage qui est riche en chloroplastes, il est donc déconseillé de cultiver ce genre de plantes sur des sols contaminés par les ETM.

Toutefois, Al-Lahham et *al.*, (2007) parviennent à la conclusion qu'il est possible de maintenir la contamination des légumes par les métaux lourds en dessous des normes sanitaires, en diluant les eaux usées d'irrigation avec de l'eau potable. L'utilisation d'un mélange des eaux usées et eau naturel est recommandée pour améliorer le rendement de nombreuses cultures sans effet de pollution (Salakinkop et Hunshal, 2014).

Les facteurs de transfert observés pour les différents métaux étudié varient entre 0,02 et 1,61 les plus élevé été marqué pour le : Cd (1,61) dans les feuilles de laitue, Cu (1,48) dans les fruits de Tomate et Melon, le Cr (0,89) dans les feuilles de laitue. Ceci indique que les teneurs de ces métaux sont plus élevées dans le végétal que dans le sol. Un FT > 1 indique la capacité des plantes d'accumulé des métaux donnant une idée si la plante est un accumulateur, un excluant ou un indicateur (Galal et Shehata, 2013). Un FT de 0,1 indique que la plante exclut l'élément de ses tissus, plus la valeur du quotient de transfert est supérieure à 0,50, plus les risques de contamination par des métaux des légumes par des activités anthropogéniques sont élevés Le FT plus élevé de métaux lourds indique la plus forte accumulation du métal respectif par ce légume (Khan et *al.*, 2008).

les valeurs de FT observées dans notre étude sont inférieurs à celles décrites par Ahmad et *al.*(2014) qui sont de (4.15-5.93).

Nos résultats indiquent que le Cd a une plus grande capacité de transfert du sol vers les légumes. Cela peut être attribué à la concurrence entre Cd et Ca. Il est plus facile pour le Ca d'être remplacé par le Cd que d'autres métaux, car leur rayon ionique et leur valence sont les mêmes (Kim et *al.*

2002). En outre, le Ca est un élément essentiel des cultures et il peut pénétrer dans les tissus végétaux par transport actif, tandis que la plupart des métaux lourds (en tant qu'éléments non essentiels) ne peuvent pénétrer dans les tissus végétaux que par des méthodes passives (diffusion de la concentration et perméation). Autrement, le Cd peut pénétrer dans les tissus végétaux par les canaux du Ca (Chang et *al.*, 2014). Lone et *al.* (2003) ont signalé que l'exposition à long terme au Cd dans les aliments entraîne une accumulation de Cd dans les reins, ce qui cause des problèmes rénaux.

Le cadmium a été noté pour sa grande mobilité dans les sols (Fotiadis et Lolas, 2011), ce qui peut affecter sa rétention dans le sol, en particulier dans la zone des racines de la culture. Par conséquent, l'absorption de cadmium dans le sol peut être faible. Le Cd du sol est principalement adsorbé et sa disponibilité végétale est étroitement liée au pH et à la teneur en matière organique du sol (Adah et *al.*, 2013).

A decorative border of blue bird silhouettes, likely swallows, arranged in a rectangular frame around the page. The birds are facing outwards from the center.

Conclusion générale
et perspectives

Conclusion générale et perspectives

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

La présente étude a été réalisée dans le contexte de l'évaluation de l'aptitude à l'irrigation des eaux du Barrage de Béni Haroun à Mila. Qui collecte, en plus des rejets urbains, tous les rejets industriels de Constantine et Mila charriés par Oued Rhumel et Oued El Kebir. Du fait d'un manque de suivi, la situation des sols dans ce périmètre était, avant cette étude, inconnue. Ainsi que l'évaluation de l'impact de ces eaux dans le domaine agricole de la région de Mila où l'utilisation des eaux brutes du barrage est en pratique depuis sa mise en service. La principale problématique dans cette pratique, réside dans les risques environnementaux et de santé publique qui en découle.

Ce travail a conduit aux principales conclusions suivantes :

Les résultats d'analyse des eaux d'irrigation montrent un pH neutre à légèrement alcalin, des niveaux élevés de CE, Cl, HCO₃, DCO, DBO₅, PO₄ et de faibles teneurs en nitrate, Les ETM recherchés ne varient pas significativement avec le temps mais varient très significativement selon les stations, ils sont classés dans l'ordre d'importance croissant : Fe > Zn > Cu > Cr > Pb > Cd mais demeurent inférieures à la valeur seuil fixée par la FAO pour les eaux d'irrigation. Suivant le diagramme de Piper la qualité chimique des eaux provenant du Barrage de Béni Haroun est chloruré sulfaté calcium magnésium, avec un ordre de dominance de cations Ca > Na > Mg > K et anions Cl > SO₄ > HCO₃ > NO₃.

Les eaux conviennent à l'irrigation sur la base des indices MH, PI, KR et RSC, bien que 39% des échantillons soient avérés inappropriés pour l'irrigation en fonction des valeurs SAR et CE. L'indice de risque de salinité a montré que la plupart des échantillons d'eau (73%) sont douteux et que le reste ne convient pas à l'irrigation et causera un problème de salinité et perméabilité des sols irrigués.

Les tests statistiques indiquent que le pH et nitrates variaient significativement selon les mois, et ne varient pas selon les stations d'étude. Pour le reste des paramètres physicochimiques de l'eau (CE,

Ca^{+2} , Mg^{+2} , Na^+ , K^+ , Cl^- , HCO^{-3} , PO_4 , DBO_5 , DCO et SO_4^{-2}), ils varient selon les stations et les mois. La même observation pour les indices de qualité de l'eau.

Les indices (SAR, Na%, PI et KR) des stations E1 et E2 étaient significativement plus élevées que le reste des stations ils sont les plus riches en éléments minéraux, on ne recommande pas d'irriguer avec les eaux de ces stations.

Les résultats d'analyse des sols irrigués montrent que la texture des sols est Argilo- limoneuse, avec un pH alcalin à très alcalin, moyennement salin, moyenne teneur en MO et une forte CEC, fortement calcaires. ESP élevé qui indique un sol sodique, un SAR moyen.

L'utilisation à long terme des eaux du barrage dans l'irrigation des terres agricoles (plus de dix ans) a montré l'enrichissement des sols avec la MO, l'augmentation du pH, CE, ESP, CEC, Na, Ca, Mg, K, et ils ont contribué à une diminution du CaCO_3 total.

L'étude statistique indique que le pH, CE(SN), MO (SS), Ca^{+2} , Mg^{+2} , K^+ (SN), SAR, ESP variaient significativement selon les stations, et ne varient pas selon la profondeur. Alors que la MO (SN) variait selon les profondeurs, en plus le Na et la CEC varient selon les deux facteurs.

Cette étude a révélé que l'irrigation par les eaux du Barrage a enrichi le sol par les ETM, même si cette augmentation n'est pas très importante, et que les ETM demeurent inférieures aux valeurs seuil fixées par la FAO, mais avec une longue période d'irrigation peut créer un problème de contamination des sols. Ces derniers seront transférés du sol vers les plantes cultivées et cela inclut un risque pour la santé des humains consommant ces végétaux.

Les tests statistiques montrent que le Cd, Pb (SS), Fe (SN), Zn, Cr (SN), Cu (SN) variaient significativement selon les stations, et que seulement le Fe varie selon les profondeurs.

Les résultats de la présente étude des plantes suggèrent que les éléments bioaccumulés sont dans l'ordre d'abondance relative suivant : $\text{Fe} > \text{Zn} > \text{Pb} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Cd}$. Alors que le classement des organes selon leur accumulation est : Racine > Fruit > Tige > Feuille. Les teneurs des végétaux en Cd et Pb sont supérieures aux teneurs normales, mais n'atteignent pas les teneurs critiques pour une intoxication.

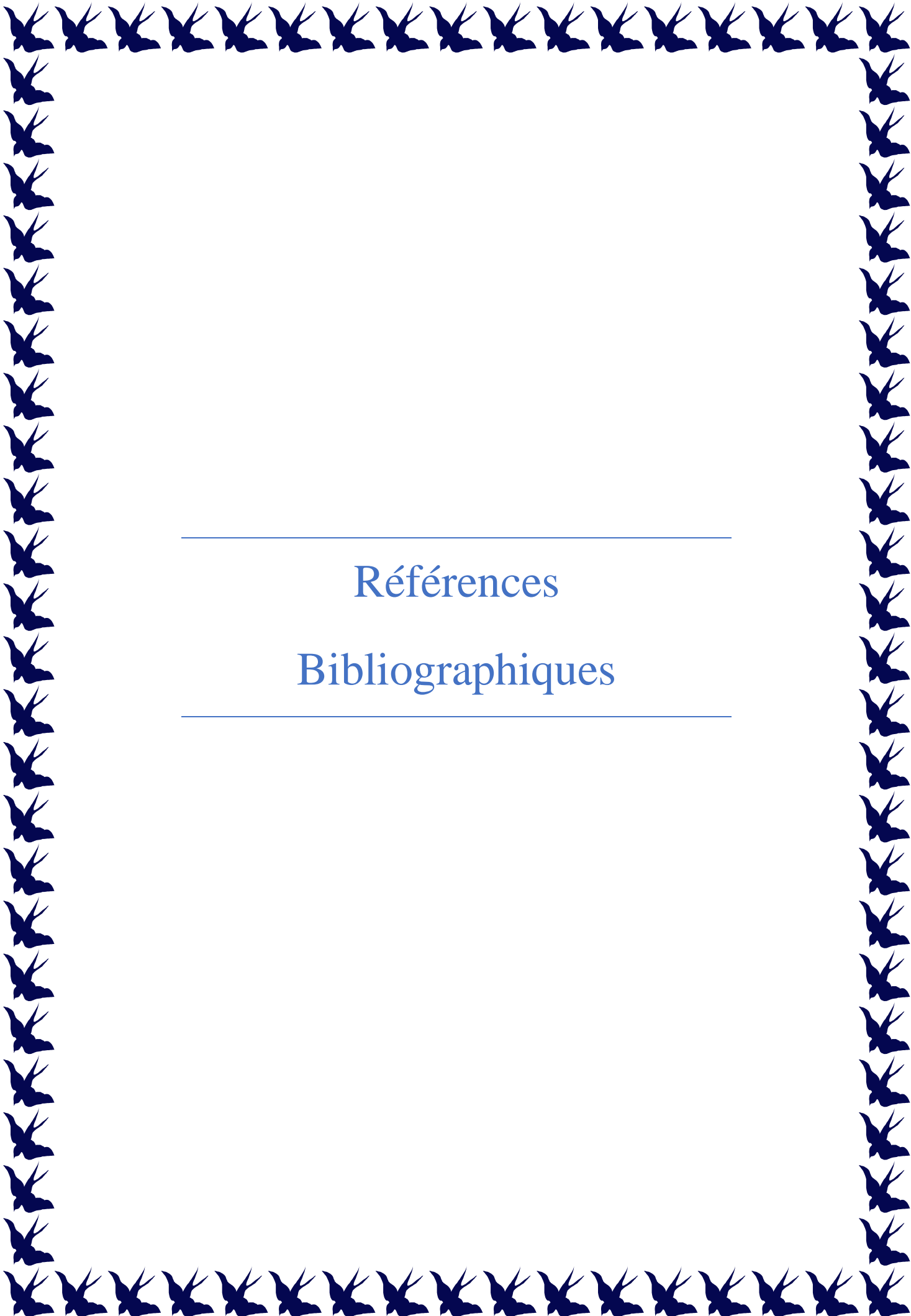
Le facteur type d'organe influence l'accumulation des ETM, et que la racine de Tomate et Melon, et les feuilles de laitue sont les organes les plus accumulant des ETM. Le calcul des Facteurs de Transfert a permis de constater que les FT les plus élevés sont ceux du : Cd (1,61) dans les feuilles de laitue, Cu (1,48) dans les fruits de Tomate et Melon, Cr (0,89) dans les feuilles de laitue. Cela

indique que les teneurs de ces métaux sont plus élevées dans le végétal que dans le sol à devenir responsable de la contamination des légumes.

Compte tenu de la rareté des ressources en eau en Algérie en particulier, l'eau du barrage peut être utilisée pour l'irrigation, mais une surveillance continue de la qualité de l'eau et de sa variation spatio-temporelle est nécessaire pour préserver cette ressource de la pollution et prévenir la contamination et sauvegarder la qualité des sols agricoles et celle des plantes consommables.

Notre étude reste une étape préliminaire qui a pris la forme de campagnes de mesure sur un nombre limité de sites, et qui a conduit à la compréhension des effets affectant les sols et les plantes irrigués par les eaux du barrage. Et qui peut être suivi par d'autres aspects très intéressants à étudier ultérieurement, c'est le cas notamment de :

- La nécessité de mener d'autres expériences pour comprendre la fonction vitale, la toxicité et la disponibilité des métaux dans les eaux du barrage.
- La multiplication des recherches scientifiques dans ce domaine et l'utilisation d'autres plantes maraichères afin de choisir le mieux adapté et le plus sensible.
- Etude microbiologique des eaux d'irrigation du barrage de Béni Haroun et son impact sur la qualité sanitaire des cultures irriguées.
- Evaluation sanitaire des cultures irriguées avec les eaux du barrage.
- Il faut appliquer des réglementations plus strictes concernant les rejets des eaux usées (industrielles et urbaines) dans les cours d'eau, dont le but d'éviter les impacts négatifs sur l'écosystème.



Références

Bibliographiques

Références Bibliographiques

- AATSE Australian Academy of Technological Sciences and Engineering. (2004). Water Recycling in Australia. AATSE, Victoria, Australia.
- Abbasi, AM., Iqbal, J., Khan, MA., Shah, MH. (2013). Health risk assessment and multivariate apportionment of trace metals in wild leafy vegetables from lesser Himalayas, Pakistan. *Ecotoxicol Environ Saf.* 92:237–244.
- Abbott, C. L., Hasnip, N.J. (1997). The safe use of marginal quality water in agriculture: A guide for the water resource planner. *Department for International Development*, 92.
- Abboudi A, Tabyaoui H, El Hamichi F, Benaabidate L, Lahrach A. (2014). Etude de la qualité physico- chimique et contamination métallique des eaux de surface du bassin versant de Guigou, Maroc. *Européen Scientific Journal*, 10 (23), 84-94.
- Abdel, C. G., Ibrahim, A. A. (2015). Risk evaluation of accumulated heavy metals in Radish (*Raphanus sativus* L. var. *sativus*) cultivars irrigated by varying water resources. *Journal of Kerbala for Agricultural Sciences*, 5(5), 67-88.
- Abdu, N., Abdulkadir, A., Agbenin, J. O., Buerkert, A. (2011). Vertical distribution of heavy metals in wastewater-irrigated vegetable garden soils of three West African cities. *Nutrient cycling in agroecosystems*, 89(3), 387-397.
- Abrahams, P. W. (2002). Soils: their implications to human health. *Science of the Total Environment*, 291(1-3), 1-32.
- ABS. (2006). Australian Bureau of Statistics, 4610.0-Water Account: 2004-05. Australian Commonwealth Government, Canberra, Australia.
- Abu-Ashour, J.; H. Lee. (2000). Transport of bacteria on sloping soil surfaces by runoff. *Environmental Toxicology*. 15(2): 149-153.
- Adah, C. A., Abah, J., Ubwa, S. T., Ekele, S. (2013). Soil availability and uptake of some heavy metals by three staple vegetables commonly cultivated along the south bank of River Benue, Makurdi, Nigeria. *International Journal of Environment and Bioenergy*. 8(2), 56–67.
- Addad, D. (2018). Rôle de l'activité lombricienne dans la redistribution des Eléments Traces Métalliques dans un sol irrigué par les effluents urbains de la ville de Sétif. Thèse de doctorat. Univ Ferhat Abbas Sétif 1.
- AFNOR (1996). Qualité des sols environnement. Association française de normalisation (AFNOR), Paris.

- AFNOR (1997). Qualité de l'eau, méthodes d'analyses 3. AFNOR (Editor), tome 4, 296 p.
- Afri-Mehennaoui, F. Z., Sahli, L., Mehennaoui, S. (2009). Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'Oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug, et leur transfert vers une plante semi-aquatique : *Rorippa nasturtium-aquaticum* (L.). *Sciences & technologie. C.* (29), 45-55.
- Aghazadeh, N., Mogaddam, A A. (2010). Assessment of Groundwater Quality and its Suitability for Drinking and Agricultural Uses in the Oshnavieh Area, Northwest of Iran. *Journal of Environmental Protection.* 1.30-40.
- Ahmad, K., Khan, Z. I., Yasmin, S., Akram, N. A., Ashraf, M., Ashfaq, A., Fardous, A. (2014). Accumulation of metals and metalloids in radish (*Raphanus sativus* L.) and spinach (*Spinacea oleracea* L.) irrigated with domestic wastewater in the peri-urban areas of Khushab City, Pakistan. *Human and Ecological Risk Assessment*, 22(1).15-27.
- Aissaoui, A., Sadoudi-ali Ahmed, D., Cherchar, N., Gherib, A., (2017). Caractéristiques Hydro Chimiques Des Eaux de l'Oued Seybouse - Cas de La Région de Guelma (Nord Est Algérien) Hydro Chemical Characteristics of the Seybouse River – Case Study of the Guelma Region Northeast of Algeria. *Rev Sci Technol Synthèse.* 35.178–86.
- Ajala, ON., Olaniyan, JO., Ahamefule, HE., Affinnih, K. (2015). The Assessment of Water Quality for Irrigation and Sediment along Asa River. *Agrosearch* 15(2).21–30.
- Akatumbila, L., Mabilia, M., Lubini, A., Pwema, K., Musibono, E. A. (2016). Contribution à l'évaluation de la qualité physico- chimique de l'eau : cas de la rivière urbaine Gombe de Kinshasa/République démocratique du Congo. *Larhyss Journal.* 26.7-29.
- Al-Ansari, N., Aldardor, W., Siergieiev, D., Knutsson, S. (2013). Effect of treated wastewater irrigation on vegetables. *Journal of Environmental Hydrology*, 21.
- Alcón, F., Atenza, J. F., Erena, M., Alarcón, J. J. (2012). Soil salinity prospects based on the quality of irrigation water used in the Segura Basin. The Use of Remote Sensing and Geographic Information Systems for Irrigation Management in Southwest Europe. *Option Méditerranéennes, Série B. Etudes et Recherches*, (67), 223-231.
- Aleem, A., Malik, A. (2003). Genotoxic hazards of long-term application of wastewater on agricultural soil. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 538(1), 145-154.
- Alghobar, M. A., Suresha, S. (2015). Evaluation of nutrients and trace metals and their enrichment factors in soil and sugarcane crop irrigated with wastewater. *Journal of Geoscience and Environment Protection*, 3(08), 46.

Alhands, M.N., Allick, S.A., Overman, A.R., Leseman, W.G., Vidak, W. (1995). Municipal water reuse at Tallahassee, Florida. *Trans. ASAE*. 38 (2), 411–418.

Al-Hwaiti, M., Al-Khashman, O. (2015). Health risk assessment of heavy metals contamination in tomato and green pepper plants grown in soils amended with phosphogypsum waste materials. *Environmental Geochemistry and Health*, 37(2), 287-304.

Al-Lahham, O., El Assi, N. M., Fayyad, M. (2007). Translocation of heavy metals to tomato (*Solanum lycopersicom* L.) fruit irrigated with treated wastewater. *Scientia Horticulturae*, 113(3), 250-254.

Allalgua, A., Kaouachi, N., Boualeg, C., Ayari, A. (2017). Characterisation Physico-Chimique Des Eaux Du Barrage Fom El-Khanga. *European Scientific Journal*. 13(12), 258–75.

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

Alloway, B. J. (1995). Heavy metals in soils. Blackie Academic and Professional. London.

Almas, H., Zeb, M., Mehmood, A., Akhtar, S., Saif, S. (2013). Assessment of wastewater quality of drains for irrigation. *Journal of Environmental Protection*, 4(09), 937.

Alparslan, E., Aydoğan, C., Tufekci, V., Tüfekci, H. (2007). Water quality assessment at Ömerli Dam using remote sensing techniques. *Environmental monitoring and assessment*, 135(1-3), 391.

Al-Shujairi, S. O. H. (2013). Develop and apply water quality index to evaluate water quality of Tigris and Euphrates Rivers in Iraq. *International Journal of Modern Engineering Research*, 3(4), 2119-2126.

Amin, N. U., Ahmad, T. (2015). Contamination of soil with heavy metals from industrial effluent and their translocation in green vegetables of Peshawar, Pakistan. *RSC advances*, 5(19), 14322-14329.

Ammari, T. G., Tahhan, R., Abubaker, S., Al-zu'bi, Y., Tahboub, A., Ta'any, R., Stietiya, M. H. (2013). Soil salinity changes in the Jordan valley potentially threaten sustainable irrigated agriculture. *Pedosphere*, 23(3), 376–384.

ANBT, (2014). Agence Nationale des Barrages et Transfert.

ANBT, (2017). Agence Nationale des Barrages et Transfert.

- Angin, I., Yaganoglu, A. V., Turan, M. (2005). Effects of long-term wastewater irrigation on soil properties. *Journal of Sustainable Agriculture*, 26(3), 31-42.
- Asfers, Y., Taouil, H., Ibn, A. S., et Chakit, M. (2016). Evaluation metallic pollution caused by iron, copper, lead and cadmium of Oum-Rabia river water. *Journal of Bio Innovation*, 5, 59– 67.
- Ashraf M., M.E. Safdar, S.M. Shahzad, A. Aziz, M.A. Piracaha, M. Suleman and M.B. Ahmad. (2017). Challenges and opportunities for using wastewater in agriculture: a review. *J. Appl. Agric. Biotechnol.*, 2(2): 1-20.
- Athmania, D., Abdelkader, B., Bouassida, M. (2011). Géologie et géotechnique de quelques formations superficielles du Nord-Ouest Constantinois, Algérie. *Afrique Science*, 7(1), 105-115.
- Ayers, R. S., Westcot, D. W. (1985). *Water quality for agriculture* (Vol. 29). Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W., (1994). Water quality for agriculture—FAO irrigation and drainage paper 29 Rev.1. Food and Agriculture Organization of the United Nation — FAO, Rome, Italy.
- Baba Ahmed, A., Bouhadjera, K. (2010). Assessment of metals accumulated in Durum wheat (*Triticum durum* Desf.), pepper (*Capsicum annum*) and agricultural soils. *African Journal of Agricultural Research*, 5(20), 2795-2800.
- Balkhair, K.S., Ashraf, M.A., (2016). Field accumulation risks of heavy metals in soil and vegetable crop irrigated with sewage water in western region of Saudi Arabia. *Saudi J. Biol. Sci.* 23. 32-44.
- Bardi, U. (2010). Extracting minerals from seawater: an energy analysis. *Sustainability*, 2(4), 980-992.
- Bassuony M.A., Ali M.E., Abdel Hameed A.H ; Jahin H.S. (2014). Evaluation of irrigation water quality in different regions of north east delta-Egypt. *international Journal of Engineering and Applied Sciences*, 5(1), 10-16.
- Baumont S, Camard J-P, Lefranc A, Franconi A. (2004). Réutilisation des eaux usées : risques sanitaires et faisabilité en Île-de-France. *Rapport ORS*, 220p.
- Bazza M. (2002). Wastewater reuse in the Near East region: Experiences and issues. Regional symposium on recycling in the Mediterranean region, Iraklio, Crete, Greece. 26-29 (Sept). 21.
- Behbahaninia, A., Mirbagheri, S. A. (2008). Investigation of Heavy Metals Uptake by Vegetable Crops from Metal-Contaminated Soil. *World Academy of Science, Engineering and Tehnology*, 43, 56-58.

- Belabed, B. E., Frossard, V., Dhib, A., Turki, S., Aleya, L. (2013). What factors determine trace metal contamination in Lake Tonga (Algeria). *Environmental Monitoring and Assessment*, 185, 9905–9915.
- Belaid, N., Neel, C., Kallel, M., Ayoub, T., Ayadi, A., Baudu, M. (2010). Effects of treated wastewater irrigation on soil salinity and sodicity in Sfax (Tunisia): a case study. *Revue des sciences de l'eau/Journal of Water Science*, 23(2), 133-146.
- Ben Abbou, M, F. Fadil, M El Haji. (2014). Évaluation de La qualité des cours d'eau de La ville de Taza utilisés dans l'irrigation des cultures maraîchères (Maroc). *Journal of Applied Biosciences*. 77. 6462–73.
- Benblidia M., (2011). L'efficacité d'utilisation de l'eau et approche Economique Etude nationale Algérie, Plan Bleu Centre d'Activités Régionales PNUE/PAM, Sophia Antipolis, France, 24p.
- Benhammedi, O K. (2013). Effet de l'irrigation par l'eau de la nappe phréatique sur la dynamique des sels dans le sol de Guerrara. Mem Ing. univ kasdi Merbah, Ouargla.
- Benlkhoubi, N., Saber, S., Lebkiri, A., El, R., El, F. (2016). Evaluation of physico-chemical parameters of agricultural soils irrigated by the waters of the hydrolic basin of sebou river and their influences on the transfer of trace elements into sugar crops (the case of sugar cane). *J Fundam Appl Sci*. 8(2). 438-451.
- Ben Salem Z., Capelli N., Grisey E., Baurand P. E., Ayadi H., and Aleya L. (2014). First evidence of fish genotoxicity induced by heavy metals from landfill leachates: The advantage of using the RAPD-PCR technique. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 101, 90–96.
- Bertrand, R., N'Diaye, K.M. et Keita, B., (1994). L'alcalinisation/sodisation, un danger pour les périmètres irrigués sahéliens. *Sécheresse*, 5: 161-171.
- Bird, G., Brewer, P.A., Macklin, M.G., Serban, M., Balteanu, D., Driga, B., (2005). Heavy metal contamination in the Aries river catchment, western Romania: implications for development of the Rosia Montana gold deposit. *J. Geochem. Explor.* 86, 26–48.
- Blumenthal U.J., Mara D.D., Peasey A., Ruiz-Palacios G., Stott R. (2000), Guidelines for the microbiological quality of treated wastewater used in agriculture: recommendations for revising WHO guidelines. *Bull. World Health Organ.*, 78(9): 1104-16.
- Bolan, N. S., Adriano, D. C., Mahimairaja, S. (2004). Distribution and bioavailability of trace elements in livestock and poultry manure by-products. *Crit. Rev. Environ. Sci. Tech.* 34, 291–338.

- Bouchereau, J. M. (1992). Estimation des émissions atmosphériques de métaux lourds en France pour le Cr, le Cu, le Ni, le Pb et le Zn. Centre Interprofessionnel Technique d'Etudes de la Pollution Atmosphérique (CITEPA). Paris.
- Bouchouata, O., Jaafar, B., Bounakhla, M., Doukkali, A., Attarassi, B. (2011). Etude de la contamination par les métaux lourds des eaux d'irrigation et les cultures maraîchères dans la zone M'nasra (Gharb, Maroc). *ScienceLib Editions Mersenne*, 3, 1-11.
- Bouderbala, A. (2015). Assessment of groundwater quality and its suitability for agricultural uses in the Nador Plain, north of Algeria. *Water Quality, Exposure and Health*, 7(4), 445-457.
- Bouksila, F., Bahri, A., Berndtsson, R., Persson, R., Rozema, J., Van der Zee, S. (2013). Assessment of soil salinization risks under irrigation with brackish water in semiarid Tunisia. *Environ Exp Bot* .92 :176–185.
- Bouzidi, N. (2013). Caractérisation géochimique des eaux souterraines utilisées dans l'irrigation dans les plaines du Chélif. Mémoire de Magister. Université Hassiba Ben Bouali de Chlef.
- Brindha, K. L. Elango., (2014). Spatial Analysis of Soil Fertility in a Part of Nalgonda District, Andhra Pradesh, India. *Earth Science India* 7(1):36–48.
- Brindha, K., Neena Vaman, K., Srinivasan, M., Sathis Babu, L. Elango. (2014). Identification of Surface Water-Groundwater Interaction by Hydrogeochemical Indicators and Assessing Its Suitability for Drinking and Irrigational Purposes in Chennai, Southern India. *Applied Water Science*: 159–74.
- Brown, M. T., Depledge, M. H. (1998). Determinants of trace metal concentrations in marine organisms. *Metal metabolism in aquatic environments*. Springer, Boston, MA. 185-217.
- Nakayama, F. S., Bucks, D. A. (Eds.). (2012). *Trickle irrigation for crop production: design, operation and management*. Elsevier.
- Bui, E. N. (2013). Soil salinity: a neglected factor in plant ecology and biogeography. *Journal of arid environments*, 92, 14-25.
- Burnol, A., Duro., L., Grive, M., (2006). Eléments traces métalliques - Guide méthodologique Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines. Rapport d'étude INERIS-DRC-06-66246/DESP-R01a, 138 p.
- Buzier, R., Tusseau-Vuillemin, M. H., Mouchel, J. M. (2006). Evaluation of DGT as a metal speciation tool in wastewater. *Science of the Total Environment*, 358(1-3), 277-285.

- Cabridenc R., (1980). La pollution des eaux par les détergents, 43 – 59. In : Pesson p. La pollution des eaux continentales : incidence sur les biocénoses aquatiques. Ed. Gauthier-Villars, Paris,345p.
- Cakmak, I. AM Yazici. (2010). Magnésium : Composante Oubliée de La Production Agricole. *Kali-Gmbh.Com.* 94(2).
- Cary, L., Surdyk, N., Psarras, G., Kasapakis, I., Chartzoulakis, K., Sandei, L. (2015). Short-term assessment of the dynamics of elements in wastewater irrigated Mediterranean soil and tomato fruits through sequential dissolution and lead isotopic signatures. *Agric Water Manag.*155, 87-99.
- Castro, E., Mañas, M. P., Heras, J. D. L. (2011). Effects of wastewater irrigation on soil properties and turfgrass growth. *Water Science and Technology*, 63(8), 1678-1688.
- Cellamare M., (2009). Évaluation de l'état écologique des plans d'eau aquitains à partir des communautés de producteurs primaires. Thèse de doctorat. Université Bordeaux I.
- Chahboun, M., Chahlaoui, A., Zaid, A., Ben Moussa, A. (2013). Contribution à la caractérisation physicochimique des eaux du lac réservoir du barrage Hassan II, (Maroc). *Larhyss Journal*, 14.
- Chang, C. Y., Yu, H. Y., Chen, J. J., Li, F. B., Zhang, H. H., Liu, C. P. (2014). Accumulation of heavy metals in leaf vegetables from agricultural soils and associated potential health risks in the Pearl River Delta, South China. *Environmental monitoring and assessment*, 186(3), 1547-1560.
- Chary, N. S., Kamala, C. T., Raj, D. S. S. (2008). Assessing risk of heavy metals from consuming food grown on sewage irrigated soils and food chain transfer. *Ecotoxicology and environmental safety*, 69(3), 513-524.
- Chen, H. T. (2009). History of Water Conservancy in Taiwan, Wu-Nan Book Incorporation, ISBN 978-957-11-5772-6, Taipei City, Taiwan.
- Chen, W., Lu, S., Peng, C., Jiao, W., Wang, M. (2013). Accumulation of Cd in agricultural soil under long-term reclaimed water irrigation. *Environmental pollution*, 178, 294-299.
- Cheverry, C. et Bourrie, G., (1998). La salinisation des sols. In : *Sol : interface fragile* ; Nathan (Editor). INRA, 222 pp.
- Chiou, R. J. (2008). Risk assessment and loading capacity of reclaimed wastewater to be reused for agricultural irrigation. *Environmental monitoring and assessment*, 142(1-3), 255-262.
- 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(1-4), 114-134.

Cornaz, S. (2004). Evaluation du statut trophique d'un canal de drainage sous l'impact des pollutions d'origines diffuses et ponctuelles : le cas du Grand Canal de la plaine du Rhône. Université, IGUL Institut de géographie. Université Lausanne, Suisse, 180p.

Couture, I. (2006). Principaux critères pour évaluer la qualité de l'eau en micro-irrigation. In *Colloque sur l'irrigation, L'eau, Source de Qualité et de Rendement*, 13p.

Cui, Y. J., Zhu, Y. G., Zhai, R. H., Chen, D. Y., Huang, Y. Z., Qiu, Y., & Liang, J. Z. (2004). Transfer of metals from soil to vegetables in an area near a smelter in Nanning, China. *Environment International*, 30(6), 785-791.

Dadi, E. (2010). L'Évaluation De La Possibilité De Réutiliser En Agriculture L'Effluent Traité De La Commune De Drarga. Thèse de Doctorat, Université de Sherbrooke, Québec, Canada, 89.

Da Fonseca, A. F., Melfi, A. J., Montes, C. R. (2005 a). Maize growth and changes in soil fertility after irrigation with treated sewage effluent. I. Plant dry matter yield and soil nitrogen and phosphorus availability. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36(13-14), 1965-1981.

da Fonseca, A. F., Melfi, A. J., Montes, C. R. (2005 b). Maize Growth and Changes in Soil Fertility After Irrigation with Treated Sewage Effluent. II. Soil Acidity, Exchangeable Cations, and Sulfur, Boron, and Heavy Metals Availability. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 36(13-14), 1983-2003.

Daoud, Y., Halitim, A. (1994). Irrigation et salinisation au Sahara algérien. *Science et changements planétaires/Sécheresse*, 5(3), 151-160.

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

Dekhil, Saad. (1991). L'eau et Le Développement de L'irrigation En Algérie. *MEDIT W* 1-2/91.

Dère, C., Lamy, I., van Oort, F., Baize, D., 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 Géoscience*, 338(8), 565-573.

Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadki, O., Belghity, D. (2010). Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du Haut Sebou en aval de sa confluence avec Oued Fes. *Larhyss Journal*, 08. 101-112.

- Djeddi, H., Kherief Nacereddine, S., Keddari, D., Afri-Mehennaoui, F. Z. (2018). Teneurs des éléments traces métalliques Cu, Zn et Pb des sédiments du barrage Béni Haroun (Nord-Est de l'Algérie). *European Scientific Journal*, 15, 7431.
- Djegbe, Innocent., Taïra Sarah Tamou-Tabé, Nikita Topanou, F. Murielle Soglo, Armand Paraiso, Rousseau Djouaka et C. Nelly Kelome. (2018). Variation Saisonnière de La Qualité Physicochimique et Microbiologique Des Eaux d'irrigation et Des Légumes Du Site Maraîcher de Bawéra et Risques Sanitaires Associés. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*. 12(2): 781.
- Doneen, L. D. (1964). *Notes on water quality in agriculture*. Department of Water Science and Engineering, University of California, Davis.
- Douaoui A., Hartani T. (2007): Impact of irrigation by groundwater on the degradation of lower Cheliff soils. In: Proc. Regional Workshop SIRMA, Nabeul, June 4–8, 2007. in French.
- Doucet, R., (2006). Le climat et les sols agricoles. La science agricole, Les éditions Berger, 443 p.
- Eaton, F. M. (1950). Significance of carbonates in irrigation waters. *Soil science*, 69(2), 123-134.
- El Azab, H. E. M., Afify, A. a., Soliman, M. M. (2015). The impact of informal irrigation practices on soil drainage condition, soil pollution and land suitability for agriculture in El Saf area of El Giza Governorate. *Egyptian Journal of Remote Sensing and Space Science*, 18(2), 163–179.
- El Guamri, Y., Belghyti, D., Cisse, M., El Kharrim, K., Sylla, I., Raweh, S., Jamber, A. (2007). Etude physico-chimique et parasitologique des eaux usées destinées à l'irrigation du périmètre péri-urbain de Fouarat (Kénitra, Maroc). *Agronomie Africaine*, 19(3), 251-261.
- El Halouani, H., Picot, B., Casellas, C., Pena, G. et Bontoux, J. (1993) Elimination de l'azote et du phosphore dans un lagunage à haut rendement. *Revue des Sciences de l'Eau*, 6 :47-61.
- El Halouani H. (1995). Réutilisation des eaux usées en agriculture et leur impact sur l'environnement : cas de la ville d'Oujda. Thèse d'Etat, Fac, Sci, Kénitra, 190 p.
- El Hammoumi, N., Sinan, M., Lekhlif, B., EL Mahjoub, L. (2012). Évaluation de La Qualité Des Eaux Souterraines Pour L'utilisation Dans L'eau Potable et L'agriculture : Plaine de Tadla, Maroc. *Afrique Science* 8(1) : 54–66.
- El Makhfouk M., Souissi A., El Meray M. (2003). Analyse de La Fraction Labile Du Zinc, Cadmium, Plomb et Du Cuivre Dissous En Milieu Marin Côtier Par La

- Redissolution Anodique à Impulsions Différentielles. *Comptes Rendus Chimie*. 6(7). 689–93.
- El-nahhal, Y., Tubail, K., Safi, M., Safi, J. (2013). Effect of treated waste water irrigation on plant growth and soil properties in Gaza Strip, Palestine. *American Journal of Plant Sciences*, 4(09), 1736–1743.
- Ensink, J. H., Simmons, R. W., van der Hoek, W. (2004). Wastewater use in Pakistan, the cases of Haroonabad and Faisalabad. *Wastewater use in irrigated agriculture: Confronting the livelihood and environmental realities*, 1, 91-99.
- Ensink, J., Tariq, M., Dalsgaard, A., (2007). Wastewater-irrigated vegetables: market handling versus irrigation water quality. *Trop. Med. Int. Health* 12 (2), 2–7.
- Etteieb, S., Cherif, S., Tarhouni, J. (2015). Hydrochemical assessment of water quality for irrigation: a case study of the Medjerda River in Tunisia. *Applied Water Science*, 7(1), 469-480.
- Faby, J. A., Brissaud, F. (1997). L'utilisation des eaux usées épurées en irrigation. *Office International de l'eau*, 76.
- Falkiner, R. A., Smith, C. J. (1997). Changes in soil chemistry in effluent-irrigated *Pinus radiata* and *Eucalyptus grandis* plantations. *Soil Research*, 35(1), 131-148.
- FAO. (1976). Water Quality for Agriculture, R. S. Ayers and D. W. Westcot Irrigation and Drainage Paper 29, FAO, Rome.
- FAO. (1987). Bulletin FAO d'irrigation et de drainage n° 42, Consultation sur l'irrigation en Afrique.
- FAO (1989). Irrigation scheduling. Irrigation water Management. Manuel de formation 4, AGLW, Rome.
- FAO (2003). L'irrigation avec les eaux usées traitées. Manuel d'utilisation. Bureau Régional pour le Proche Orient et l'Afrique du Nord. Caire, Egypte, 6 p.
- FAO (2006). Country pasture/forage resource profiles – Burkina Faso, FAO, Rome, www.fao.org.
- Farahat, E., Linderholm, H. W. (2015). The effect of long-term wastewater irrigation on accumulation and transfer of heavy metals in *Cupressus sempervirens* leaves and adjacent soils. *Science of the Total Environment*, 512, 1-7.
- Feigin, A., I. Ravina et J. Shalhevet (1991). Irrigation with Treated Sewage Effluent: Management for Environmental Protection, Heidelberg, Springer Verlag.
- Fent, K. (2004). Ecotoxicological effects at contaminated sites. *Toxicology*, 205(3), 223-240.

- Figueira, R., Ribeiro, T. (2005). Transplants of aquatic mosses as biomonitors of metals released by a mine effluent. *Environnemental Pollution*, 136(2), 293-301.
- Fotiadis, E., Lolas, P. C. (2011). Phytoremediation of Cd contaminated soil through certain weed and crop species. *J Agric Sci Technol*.1.811-817.
- Franco, A. A., Fix, A. D., Prada, A., Paredes, E., Palomino, J. C., Wright, A. C., Morris Jr, J. G. (1997). Cholera in Lima, Peru, correlates with prior isolation of *Vibrio cholerae* from the environment. *American journal of epidemiology*, 146(12), 1067-1075.
- Freeze, R.A., Cherry, J.A. (1979). Groundwater. Prentice Hall Inc, Englewood Cliffs, New Jersey, 604.
- Galal, T. M., Shehata, H. S. (2013). Morphological variations, biomass and ion accumulation of the aboveground shoots of *Desmostachya bipinnata* (L.) Stapf. *Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants*. 208(10-12), 556-561.
- Gauchers, F., Soltser, H. (1981). Base de la production végétale, le sol. *Edition Techniques agricoles*.
- Gaye, M., Niang, S. (2002). Epuration des eaux usées et l'agriculture urbaine, Etudes et Recherches. *Dakar: ENDA-TM*.
- Gharaibeh, M. A., Eltaif, N. I., Al-Abdullah, B. (2007). Impact of field application of treated wastewater on hydraulic properties of vertisols. *Water, air, and soil pollution*, 184(1-4), 347-353.
- Gharghout, O., Mezzar, L., (2012). Interaction sol-nappe alluviale au niveau de la palmeraie de Guerrara. Mémoire Mag. Agro. Université d'Ouargla.
- Gherib, A., Bounamous, A., Aissaoui, A., Charchar, N., Bouchaala, L., Bouaarouj, S., Menad, A. (2018). Biomonitoring of Metallic Pollution in the Coast of Jijel (Algeria) by Using Algological Biomarkers. *International Journal of Environmental Studies* 77(1): 61–81.
- Ghrefat, H., Nigem Y. (2006). Assessing Mn, Fe, Cu, Zn, and Cd Pollution in Bottom Sediments of Wadi Al-Arab Dam, Jordan. *Chemosphere*. 65(11): 2114–21.
- Gillis, B.S., Z. Arbieva., I.M. Gavin. (2012). Analysis of lead toxicity in human cells. *BMC Genomics*.13: 344.
- Gouaidia, L., O. Guefaïfia, A. Boudoukha, and M. L. Hemila. (2013). Evaluation de La Salinité Des Eaux Souterraines Utilisées En Irrigation et Risques de Dégradation Des Sols : Exemple de La Plaine de Meskiana, Nord-Est Algérien. *Revue internationale de géologie, de géographie et d'écologie tropicales*. 37(1). 81–92.

- Guergazi S., Harrat N., Achour S., (2006), Paramètres organiques et potentiels de formation du chloroforme d'eaux de surface de l'Est Algérien, *Courrier du Savoir Scientifique et Technique*, 7, 45-50.
- Guerra, F., A.R. Trevizam, T. Muraoka, N.C. Marcante and S.G. Canniatti-Brazaca. (2012). Heavy metals in vegetables and potential risk for human health. *Sci. Agric.* 69 (1): 54-60.
- Guidi W.N., Jerbi A., Lafleur B., Fluet R., Labrecque M.,(2015). Willows for the treatment of municipal wastewater: Performance under different irrigation rates. *Ecological Engineering*, 81, 395–404.
- Guivarch, A (2001). Valeur fertilisante à court terme du phosphore des boues de stations d'épuration urbaines. Thèse de Doctorat, Inst. Nat. Polytech. Lorraine, 309 p.
- Gunawardana, C. G., Martinez, R. E., Xiao,W., Templeton, D. M. (2006). Cadmium inhibits both intrinsic and extrinsic apoptotic pathways in renal mesangial cells. *American Journal of Physiology-Renal Physiology*. 290.1074–1082.
- Habbari, K., Tifnouti, Aziz, Bitton, Gabriel., Mandil, Ahmed, (2000). Geohelminthic infections associated with raw wastewater use for agricultural purposes in Beni- Mellal. *Prasitology International* 48, 249–254.
- Haddad H. et ghoualem H. (2014). Caractérisation physico-chimique des eaux du Bassin hydrographique côtier algérois. *Larhyss Journal*, 18.155-167.
- 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. *Aust. J. Soil Res.* 39, 1259–1267.
- Hamid, A., Zeb, M., Mehmood, A., Akhtar, S., Saif, S. (2013). Assessment of wastewater quality of drains for irrigation. *Journal of Environmental Protection*, 4(09), 937.
- Hannachi, A., Gharzouli, R., Tabet, Y. D. (2014). Gestion et valorisation des eaux usées en Algérie. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2602-7828*, (19).
- Hannachi, A., Gharzouli, R., Tabet, Y. D., Daoud, A. (2016). Wastewater reuse in agriculture in the outskirts of the city Batna (Algeria). *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 8(3), 919-944.
- Hanjra, M.A., Blackwell, J., Carr, G., Zhang, F., Jackson, T.M., (2012). Wastewater irrigation and environmental health: implications for water governance and public policy. *Int. J. Hyg. Environ. Health* .215, 255–269.
- Harivandi, M Ali. (1999). Irrigation Water Test Results. (1). 1–9.

- Harrat, N., Achour, S. (2010). Pollution physico-chimique des eaux de Barrage de la région d'El Tarf. Impact sur la chloration. *LARHYSS Journal ISSN 1112-3680*, (8). : 47–54.
- Hartani, T. (2004) La réutilisation des eaux usées en irrigation : cas de la Mitidja en Algérie. In : Actes du séminaire Modernisation de l'agriculture irriguée. Rabat (Maroc), 19-23 Avril, 11 p.
- Hasan, Hebah I., Anwar M. Battikhi, and Mostafa M. Qrunfleh. (2015). Impacts of Treated Wastewater Reuse on Some Soil Properties and Production of *Gladiolus Communis*. *Jordan Journal of Agricultural Sciences*, 11(4) :1103–1118.
- Hassana, I. M., Omotayo, B. A., Hassana, I. M., Omotayo, B. A. (2014). Heavy metals accumulation in edible part of vegetables irrigated with untreated municipal wastewater in tropical savannah zone, Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology*, 8(8), 460–463.
- Hatira A., Gallali T., Rouiller J., Guillet B. (1990) : Stabilité et solubilité des complexes formés entre le cuivre, le plomb, le zinc et les acides fulviques. *Science du sol*, vol. 28, 2, pp 123-135.
- Heidarpour, M., B. Mostafazadeh-Fard, J. Abedi Koupai, R. Malekian. (2007). The Effects of Treated Wastewater on Soil Chemical Properties Using Subsurface and Surface Irrigation Methods. *Agricultural Water Management*. 90(1–2):87–94.
- Heizer WD, Sandler RS, Seal E, Murray SC, Busby MG, Schliebe BG, Pusek SN. (1997). Intestinal effects of sulfate in drinking water on normal human subjects. *Dig Dis Sci*.42(5).1055–1061.
- Hentati, O., Chaker, S., Wali, A., Ayoub, T., Ksibi, M. (2014). Effects of long-term irrigation with treated wastewater on soil quality, soil-borne pathogens, and living organisms: Case study of the vicinity of El Hajeb (Tunisia). *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(5), 2671–2683.
- Henze, M., Comeau, Y., (2008). Wastewater characterization. In: Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., Brdjanovic, D. (Eds.), *Biological Wastewater Treatment: Principles Modelling and Design*. IWA Publishing, London, UK, pp. 33–52.
- Hernandez, L., Probst, A., Probst, J. L., Ulrich, E. (2003). Heavy metal distribution in some French forest soils: evidence for atmospheric contamination. *Science of the Total Environment*, 312(1-3), 195-219.
- Herpin U., Gloaguen T. V., da Fonseca A. F., Montes C. R., Mendonça F. C., Piveli R. P., Breulmann G., Forti M. C. Et Melfi A. J., (2007), Chemical effects on the soil-plant system in a secondary treated wastewater irrigated coffee plantation- A pilot field study in Brazil. *Agricultural Water Management*. 89, 105 – 115.

- Hidri, Y., Fourti, O., Eturki, S., Jedidi, N., Charef, A., Hassen, A. (2014). Effects of 15-year application of municipal wastewater on microbial biomass, fecal pollution indicators, and heavy metals in a Tunisian calcareous soil. *Journal of Soils and Sediments*, 14(1), 155–163.
- Hopkins, Bryan G., Donald, A Horneck., Robert, G Stevens., Jason, W Ellsworth., Dan, M Sullivan., (2007). Managing Irrigation Water Quality for crop production in the Pacific Northwest. A Pacific Northwest Extension publication Oregon State University, University of Idaho, Washington State University.24p.
- Horckmans, L., Swennen, R., Deckers, J., Maquil, R., (2005), Local background concentrations of trace elements in soils: a case study in the Grand Duchy of Luxembourg. *Catena*. 59 (3), 279–304.
- Huerta, L., Contreras-Valadez, R., Palacios-Mayorga, S., Miranda, J. et Calva-Vasquez, G., (2002). Total elemental composition of soils contaminated with wastewater irrigation by combining IBA techniques. *Beam Interactions with Materials and Atom - NIMB*, 189.158-162.
- Idrissi, YA., Alemad, A., Aboubaker, S., Daifi, H., Elkharrim, K., Belghyti, D. (2015). Caractérisation physico-chimique des eaux usées de la ville d'Azilal -Maroc-. *International Journal of Innovation and Applied Studies*.11(3).556-566.
- Ingram, Dewayne L. (2014). Understanding Irrigation Water Test Results and Their Implications on Nursery and Greenhouse Crop Management. University of Kentucky college of agriculture, *food and environment*, lexington, ky, (2): 1–6.
- Ivanovsky, A., Criquet, J., Dumoulin, D., Alary, C., Prygiel, J., Duponchel, L., Billon, G. (2016). Water quality assessment of a small peri-urban river using low and high frequency monitoring. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 18(5), 624-637.
- Jahantigh, M., (2008). Impact of recycled wastewater irrigation on soil chemical properties in an arid region. *Pak. J. Biol. Sci.* 11, 2264-2268.
- Jalali, M., Merikhpour, H., Kaledhonkar, M. J., Van Der Zee, S. E. a T. M. (2008). Effects of wastewater irrigation on soil sodicity and nutrient leaching in calcareous soils. *Agricultural Water Management*, 95, 143–153.
- Jayawardane, N. S., Christen, E. W., Arienzo, M., Quayle, W. C. (2011). Evaluation of the effects of cation combinations on soil hydraulic conductivity. *Aust J. Soil Res.* 49, 56–64.
- Jeong, H., Kim, H., Jang, T. (2016). Irrigation water quality standards for indirect wastewater reuse in agriculture: a contribution toward sustainable wastewater reuse in South Korea. *Water*, 8(4), 169.

- Jiménez, B., (2005). Treatment technology and standards for agricultural wastewater reuse: a case study in Mexico. *Irrig. Drain.*54, 23-33.
- Jiménez, B. Asano, T. (2008). Water reclamation and reuse around the world', in B. Jiménez and T. Asano (eds) *Water Reuse: An International Survey of Current Practice, Issues and Needs*, IWA Publishing, London, 648.
- Jiménez, B. I. Navarro (2009). Methodology to set regulations for safe reuse of wastewater and sludge for agriculture in developing countries based on a scientific approach and following the WHO Guidelines, dans A. Dwivedi (dir.), *Handbook of Research on Information Technology Management and Clinical Data Administration in Healthcare*, vol. 1, Hershey, IGI Global, 1027.
- Jimoh, W. L. O., Mohammed, M. I. (2012). Assessment of Cadmium and Lead in Soil and Tomatoes Grown in Irrigated Farmland of the Kaduna Metropolis Nigeria. *Research Journal of Environmental and Earth Sciences*, 4(1), 55–59.
- JO (1993) Journal officiel de la république algérienne n°46. Décret exécutif n°93-160 du 10 juillet 1993 réglementant les rejets d'effluents liquides industriels, Algérie, 5.
- JO (2007) journal officiel de la république algérienne n° 35. (2007). Décret exécutif n° 07-149 fixant les modalités de concession d'utilisation des eaux usées épurées à des fins d'irrigation ainsi que le cahier des charges-type y afférent, Algérie, p. 8-12
- Kabata-Pendias A. et Pendias H., (1992). *Traces elements in soil and plants*, 2nd Eds CRC presse, 365p.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., (2001). *Trace Elements in Soils and Plants*, 3rd ed. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Kabata-Pendias, A., (2011). *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Kachi, N., Kachi, S., Bousnoubra, H. (2016). Effects of irrigated agriculture on water and soil quality (case perimeter Guelma, Algeria). *Soil and Water Research*, 11(2), 97–104.
- Kao, T., Khalid E. L. Mejahed, Bouzidi, A. (2007). Evaluation de La Pollution Métallique Dans Les Sols Agricoles Irrigués Par Les Eaux Usées de La Ville de Settat (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique, Rabat, Section Sciences de La Vie*. (29). 89–92.
- Kapungwe, E. (2013). Heavy Metal Contaminated Food Crops Irrigated with Wastewater in Peri Urban Areas, Zambia. *Open Journal of Metal*, 03(02), 77–88.
- Karpukhin, M., Ladonin, D. (2008). Effect of soil components on the adsorption of heavy metals under technogenic contamination. *Euras. Soil Sci.* 41, 1228–1237.

- Karrouch, L., Chahlaoui, A. (2009). Bioévaluation de la qualité des eaux de l'oued Boufekrane (Meknès, Maroc). *Biomatec Echo*, 3(6), 6-17.
- Karyadi (2008). The Effect of The Excessive Use of Fertilizer and Pesticide to The Content of Residue in A Shallot Farming Land in Gemuh Sub-district, Kendal County. *Agromedia*. 26(1), 10-19.
- Kathleen H., Bowmer., Peter Laut. (1992). Wastewater management and resource recovery in intensive rural industries in Australia. *Wat. Res.* 2 (26). 201-208
- Kelly, W.P. (1963). Use of Saline Irrigation Water. *Soil Sci.*, 95 (4), 355-391.
- Keraita, B.N., Drechsel, P., (2004). Agricultural use of untreated urban wastewater in Ghana. In: Scott, C.A., Faruqui, N.I., Raschid-Sally, L. (Eds.), *Wastewater Use in Irrigated Agriculture*. CABI Publishing, Wallingford, UK.
- Keraita, B., Drachsel, P., Said, R., Amerasinghe, P., Olufunke, C.O., Konradsen, F., (2010). Harnessing farmers' knowledge and perceptions for health-risk reduction in wastewater-irrigated agriculture. In: Drechsel, P., Scott, C.A., Raschid-Sally, L., Redwood, M., Bahri, A. (Eds.), *Wastewater Irrigation and Health Assessing and Mitigating Risk in Low-income Countries*. Earthscan/IWMI/IDRC, Ottawa, Canada. 337-354.
- Khai, N.M., Tuan, P.T., Vinh, C.N. and Oborn, T., (2008). Effects of using wastewater as nutrient sources on soil chemical properties in peri-urban agricultural systems. *VNU Journal of Science, Earth Sciences*, 24: 87-95.
- Khan, S., Q. Cao, Y. M. Zheng, Y. Z. Huang, and Y. G. Zhu. (2008). Health Risks of Heavy Metals in Contaminated Soils and Food Crops Irrigated with Wastewater in Beijing, China. *Environmental Pollution*, 152(3).686-92.
- Khelif S. (2010). Etude de l'effet des effluents urbains sur le sol cultivé en zone semi-aride. Mémoire Magister. Université de Batna. 67 p.
- Kherief Nacereddine, S., Djeddi, H., Benayache, Y., Afri-Mehennaoui, F. Z. (2018). Dynamique des éléments nutritifs et du phytoplancton dans le Barrage BéniHaroun dans l'est algérien. *European Scientific Journal*12, 7431.
- Khoshgoftarmanesh, A. H., and Kalbasi, M. (2002). Effect of municipal waste leachate on soil properties and growth and yield of rice. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 33, 2011-2020.
- Kim, S.O., Moon, S.H., Kim, K.W., Yun, S.T., 2002. Pilot scale study on the ex situ electrokinetic removal of heavy metals from municipal wastewater sludge. *Water Res.* 36 (19), 4765-4774.

- Koull, K., Kherraze, M. H., Lakhdari, K., Benzaoui, T., Helimi, S., Laouissat, M. S., Mezrag, M. (2013). Eaux d'irrigation et salinisation des sols des périmètres irrigués dans la vallée de l'oued righ. *J Alg Rég Arid*, 12, 97-102.
- Koumolou, L., Edoth, P., Montcho, S., Aklikokou, K., Loko, F., Boko, M., Creppy, E. E. (2013). Health-risk market garden production linked to heavy metals in irrigation water in Benin. *Comptes Rendus - Biologies*, 336(5-6), 278-283.
- Krystofova, O. Shestivska, V. Galiova, M. Novotny, K. Kaiser, J. Zehnalek, J. Babula, P. Opatrilova, R. Adam, V. Kizek, R. (2009) Sunflower Plants as Bioindicators of Environmental Pollution with Lead (II) Ions. *Sensors*.9(7). 5040-5058.
- Kunhikrishnan, A., Bolan, N.S., Müller, K., Laurenson, S., Naidu, R., Kim, W., (2012). Chapter five—the influence of wastewater irrigation on the transformation and bioavailability of heavy metal(loid)s in soil. *Adv. Agron.* 115, 215-297.
- Kuslu, Y., Sahin, U., Kiziloglu, F. M., Memis, S. (2014). Fruit yield and quality, and irrigation water use efficiency of summer squash drip-irrigated with different irrigation quantities in a semi-arid agricultural area. *Journal of Integrative Agriculture*, 13(11), 2518-2526.
- Laaziri, A., Asnaoui, H., Khalis, M. (2015). Etude préliminaire de l'impact de certains métaux lourds sur des plantes maraichères dans la région Meknès-Tafilalet. *International Journal of Innovative Research in Advanced Engineering*.1(2). 335-340.
- Labaran, H. B., Gambo, S. B., Faisal, K. S., Abdulazeez, A. (2018). Assessment of Physicochemical Quality Parameters of Thomas Dam Water for Irrigation Suitability in Kano State, Nigeria. *International Journal of Agriculture and Earth Science*, 4(6), 7-12.
- Lado, M., Meni B H. (2009). Treated Domestic Sewage Irrigation Effects on soil hydraulic properties in arid and semiarid zones: A review. *Soil & Tillage Research*.106(1).152-163.
- Lair, G., Gerzabek, M., and Haberhauer, G. (2007). Sorption of heavy metals on organic and inorganic soil constituents. *Environ. Chem. Lett.* 5, 23-27.
- Lallana C., Krinner W., Estrela T., Nixon S., Leonard J., Berland JM. (2001). Sustainable water use in Europe, Part 2: Demand Management, European Environment Agency (EEA). *Environmental Issue Report*.19. Copenhagen.
- Lamhasni N, Chillasse L, Abba H, El Haouat S, El Madani M. (2013). Typologie des eaux de surface du bassin du Sebou par multi-approche : corrélation entre indice biologique global des réseaux de contrôle et de surveillance (IBG-RCS) et l'approche physico-chimique et microbiologique. *Afrique Science*. 09(2). 35- 49.

- Landreau, A, Monition, L. (1977). Nouvelle évaluation de la qualité de l'eau pour l'irrigation. Publication de Département hydrogéologie. Orléans, p8.
- Lauzon, Jean-Marc., Nathalie Fagnan., Annie Morin., Daniel Blanchette. (2008). Étude Sur La Qualité De L'Eau Des Étangs De Fermes Et Des Cours D'Eau Utilisée Pour Fins D'Irrigation Dans La Zone De Production Maraîchère Des Mrc Les Maskoutains, Rouville Et Brome-Missisquoi – Montérégie Est. *Centre D'expertise En Analyse Environnementale Du Québec* .108.
- Lazarova V., Brissaud F. (2005). Intérêt, bénéfices et contraintes de la réutilisation des eaux usées en France. *L'eau l'industrie Nuisances*. 299:43–53.
- Lazarova, Valentina, and Akiça Bahri. (2005). New York *Water Reuse for Irrigation*. CRC PRESS.
- Leal, R.M.P., Herpin, U., Fonseca, A.F.d., Firme, L.P., Montes, C.R., Melfi, A.J., (2009). Sodicity and salinity in a Brazilian Oxisol cultivated with sugarcane irrigated with wastewater. *Agricultural Water Management*. 96, 307–316.
- Lee Teang Shui. (2012). water quality, soil and managing irrigation of crops. InTech. 1-254p.
- Legros, J.-P., (2007). Les grands sols du monde. Science de la terre, *Presses polytechniques et universitaires romandes*, 574 pp.
- Lehtihet, L. (2005). La réutilisation des eaux usées en Algérie : Situation actuelle et perspectives de développement. Communication personnelle. 30 p.
- Lemière B., Jeannot, R., Chiron S. Augustin F. Darmendrail D., (2000). Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement. France.
- Lhadi, E. K., Guessir, H., Handoufe, A. (1998). Étude de l'impact de l'irrigation avec les eaux usées brutes sur le sol dans la région de Sidi-Bennour (Maroc). *Revue Marocaine des Sciences Agronomiques et Vétérinaires*, 18(4), 213-225.
- Li, H., Wang, J., Teng, Y., and Wang, Z. (2006). Study on the mechanism of transport of heavy metals in soil in western suburb of Beijing. *Chin. J. Geochem.* 25, 173–177.
- Listkas, V.D., V.G. Aschonitis, and V.Z. Antonopulos. (2010). Water Quality in irrigation and Drainage Networks of Thessaloniki Plain in Greece Related to Land Use, Water Management, and Agroecosystem Protection. *Environ. Monit. Assess.* 163:347-359.
- Liu, W.H., Zhao, J.Z., Ouyang, Z.Y., Söderlund, L., Liu, G.H., (2005). Impacts of sewage irrigation on heavy metal distribution and contamination in Beijing, China. *Environment International*. 31, 805-812.

- Lone, M. I., Saleem, S., Mahmood, T., Saifullah, K. and Hussain, G. (2003). Heavy metal content of vegetables irrigated by sewage/tube well water. *International J. Agric.Biol.*, 4, 533-535.
- Lottermoser, Bernd G. (2012). Effect of Long-Term Irrigation with Sewage Effluent on the Metal content of soils, Berlin, Germany”. *Environ Geochem Health*.34.67–76.
- J. Lozet et C. Mathieu (2002). Dictionnaire de Science du sol, Tec et Doc, Lavoisier. Paris, France. 384 p.
- Lucho-Constantino C.A., Prieto-Garcia F., Del Razo L.M., Rodriguez-Vazquez R., Poggi- Varaldo H.M., (2005), Chemical fractionation of boron and heavy metals in soils irrigated with wastewater in central Mexico. *Agriculture Ecosystems and Environment* .108, 57–71
- Luo, Y. X. Jiang, Wu, L., Song, J., Wu, S., Lu, R., (2003). Accumulation and chemical fractionation of Cu in a paddy soil irrigated with Cu- rich wastewater. *Geoderma*, 115.113-120.
- 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 star and kikuyu grasses in Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*, 27.747-753.
- Maleki, A. et Zarasvand, M.A., (2008). Heavy metals in selected edible vegetables and estimation of their daily intake in Sanandaj, Iran. *Southeast Asian Journal of Tropical Medicine and Public Health*, 39 (2): 335-340.
- Mantinelli, I. (1999). Infiltration des eaux de ruissellement pluvial et transfert de polluant associés dans le sol urbain vers une approche globale et pluridisciplinaire, Thèse de doctorat de l'INSA de Lyon, N : 99 ISAL 116, p 192.
- Mapanda, F. (2003). Environmental effects of wastewater quality and management, on soil and horticultural production in Harare. *M. Phil., University of Zimbabwe*.
- Mapanda, F., E. N. Mangwayana, J. Nyamangara, and K. E. Giller. (2005). The Effect of Long-Term Irrigation Using Wastewater on Heavy Metal Contents of Soils under Vegetables in Harare, Zimbabwe. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 107(2–3).151–65.
- Marouf, N., Remini, B. (2016). Study of Beni Haroun Dam Pollution (Algeria). *Desalination and Water Treatment*. 57(6): 2766–74.
- Martin, S. and W. Griswold. (2009). Human Health Effects of Heavy Metals. Center for Hazardous Substance Research. Kansas State University.

- Martinez Chois, Claudia Patricia (2012). Réhabilitation des sols pollués par les éléments traces métalliques grâce aux bactéries du sol associées à la rhizosphère de *miscanthus x giganteus*. Thèse de doctorat de l'université de Lorraine. P128.
- Masona, C., Mapfai, L., Mapurazi, S., Makanda, R. (2011). Assessment of heavy metal accumulation in wastewater irrigated soil and uptake by maize plants (*Zea mays L*) at Firl Farm in Harare. *Journal of Sustainable Development*, 4(6), 132.
- Matech, F., Zaakour, F., Moustarhfer, K., Chems, Z., Benazzouz, I., Saber, N. (2014). Concentrations En Éléments Traces Métalliques Dans Les Sols Irrigués Par Les Eaux Usées Versées Dans L'Oued Merzeg (Casablanca – Maroc). *European Scientific Journal*. 10(29).121–138.
- Mccarthy MF (2004). Should we restrict chloride rather than sodium? *Med Hypotheses*. 63(1).138–148.
- McLaughlin, M. J., Smolders, E., Degryse, F., Rietra, R. (2011). Uptake of metals from soil into vegetables. In *Dealing with contaminated sites. from theory towards practical application. Heidelberg: Springer*.325-367.
- Mebarki, A., Benabbas, C., Sebhi, S., Ghachi, A., Malek, M., Tatar, H., (2008), Etude du système de transfert hydraulique régional de Beni Haroun (Algérie Orientale) : contextes hydrologique et géologique et mise en valeur hydro-agricole, Projet CNEPRU, code G/2501/16/06, MESRS, Univ. Mentouri De Constantine,303 p.
- Medkour M. (2002), Réutilisation des eaux usées épurées. Forum de la gestion de la demande en eau : réutilisation des eaux usées. Rabat,11 p.
- Menner, J.C., Mclay, C.D.A., Lee, R., (2001). Effects of sodium- contaminated wastewater on soil permeability of two New Zealand soils. *Aust. J. Soil Res.* 39, 877–891.
- Messahel, M., Benhafid, M. S., Hocine, M. O. (2005). Efficience des systèmes d'irrigation en Algérie. In *Production scientifique-Publications. of the 2nd WASAMED Workshop on Irrigation Systems Performance* (61-78).
- Mexico CAN. (2004). Water Statistics (Comision Nacional del Agua). Water Statistics National Water Commission, Mexico City.
- Mielniczuk, J., Bayer, C., Vezzani, F.M., Lovato, T., Fernandes, F.F., Debarba, L., (2003). Manejo de solo e culturas e sua relacao com os estoques de carbono e nitrogênio do solo. In :Curi, N., Marques, J.J., Guilherme, L.R.G., Lima, J.M., Lopes, A.S., Alvarez, V.H. (Eds), *Topicos em ciencia do solo*.Sociedade Brasileira de Ciencia do Solo, vol. 3, Vic ,osa, Brazil,209–248.

Mireles A., Solis C., Andrade E., Lagunas-Solar M., Pina C., Flocchini R.G., (2004), Heavy metal accumulation in plants and soil irrigated with wastewater from Mexico-city. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B* 219–220, 187–190.

Miyamoto S. et Chacon A. (2006), Soil salinity of urban turf areas irrigated with saline water II. Soil factors. *Landscape and Urban Planning*. 77, 28–38.

Modi P.N. (2000). *Water Engineering and Water Power Engineering*. New Delhi Press. 339-360.

Mohammad, M.J., Mazahreh, N., (2003). Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. *Commun Soil Sci Plant Anal*. 34, 1281–1294.

Mohammed, I. U., Ndahi, A. K., Adamu, I. C. (2015). Rapid assessment of reservoir water quality and suitability indices for irrigation purpose: a case study of Ero and Ele Reservoirs in Ekiti State Nigeria. *Int. J. of Multidisciplinary and Current research*, 3.

Moammed Saleh, L,A.(2016). Assessment of the Irrigation Water Quality for Al- Kifl River in Al-Hindya City. *Journal of Babylon University.Engineering Sciences*.1(24).

Morand P, Baron S, Yulipriyanto H, Robin P. (2000). Gaseous emissions during composting of poplar bark-poultry dung mixtures. First Results. In : Warman PR, Taylor BR (eds). *Proceedings of the International Composting Symposium (ICS'99)*, September 19-23, 1999, Dartmouth/Halifax, Nova Scotia, Canada. CBA Press Inc., Truro, NS, Canada, pp. 544-570

Mojiri, A. (2011). Effects of municipal wastewater on physical and chemical properties of saline soil. *J. Biol. Environ. Sci*, 5(14), 71-76.

Mojiri, A., Aziz, H. A., Aziz, S. Q., Gholami, A., Aboutorab, M. (2013). Impact of urban wastewater on soil properties and *Lepidium sativum* in an arid region. *Intern. J. Sci. Res. Environ. Sci*, 1(1), 1-9.

Morin, Nancy. (2009). La qualité de l'eau d'irrigation : un facteur à ne pas négliger. *Maîtrise en science du gazon*.2–5.

Morugán-Coronado, A., García-Orenes, F., Mataix-Solera, J., Arcenegui, V., Mataix-Beneyto, J. (2011). Short-term effects of treated wastewater irrigation on Mediterranean calcareous soil. *Soil and Tillage Research*, 112(1), 18-26.

Mouassa, S., Chaab, S., Moulla, A. S., Zaagane, M., Brahmia, N. (2017). Chemical characterization and assessment of surface waters' suitability for irrigation in the mid-Seybouse wadi plain (North-Eastern Algeria). *Management of Environmental Quality: An International Journal*, 29(1), 109-130.

MRE (2012). Ministère des Ressources en Eau, Algérie.

- MRE (2018). Ministère des Ressource en Eau, Algérie.
- Muthanna, M. N. (2011). Quality assessment of Tigris river by using water quality index for irrigation purpose. *European Journal of Scientific Research*, 57(1), 15-28.
- Murtaza, G., Ghafoor, A., Qadir, M., Owens, G., Aziz, M.A., Zia, M.H., Saifullah, (2010). Disposal and use of sewage on agricultural lands in Pakistan: a review. *Pedosphere* .20, 23–34.
- Muyen, Z., Moore, G. A., Wrigley, R. J. (2011). Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agricultural Water Management*, 99(1), 33–41.
- Nadav, I., Tarchitzky, J., Chen, Y. (2013). Water repellency induced by organic matter (OM) in treated wastewater (TWW) infiltration ponds and irrigation. In *Functions of Natural Organic Matter in Changing Environment* (883-887). Springer, Dordrecht. Naeve, 2006.
- Najam, S., Nawaz, R., Ahmad, S., Ehsan, N., Khan, M. M., Husnain Nawaz, M. (2015). Heavy Metals Contamination of Soils and Vegetables Irrigated with Municipal Wastewater: A Case Study of Faisalabad, Pakistan. *Journal of Environmental and Agricultural Sciences*, 4, 6–10.
- Nakshabandi, G. A., Saqqar, M. M., Shatanawi, M. R., Fayyad, M., Al-Horani, H. (1997). Some environmental problems associated with the use of treated wastewater for irrigation in Jordan. *Agricultural Water Management*, 34(1), 81-94.
- Nan, Z., Zhao, C., Li, J., Chen, F., Sun, W. (2000). Relations between soil properties and selected heavy metal concentrations in spring wheat (*Triticum aestivum* L.) grown in contaminated soils. *Water Air and Soil Pollution*, 133(1-4), 205-213.
- Nawal, A., Mohammed, K., Lahbib, T., Dalila, A., Anissa, Z., Djawhara, M. (2016). Relation Entre L'activité Biologique Et Le Comportement Hydro Physique Des Sols Dans Le Contexte Du Système Prairial Naturel Irrigué A L'eau Usée. *European Scientific Journal*, ESJ, 12(5), 76.
- Naz, N., Hameed, M., Nawaz, T., Aqeel Ahmad, M.S., Ashraf, M., (2013). Soil-plant relationships in the arid saline desert of Cholistan. *Arid Land Res. Manag.* 27 (2), 140–152.
- Nazir, R., Khan, M., Masab, M., Rehman, H. U., Rauf, N. U., Shahab, S., Shaheen, Z. (2015). Accumulation of heavy metals (Ni, Cu, Cd, Cr, Pb, Zn, Fe) in the soil, water and plants and analysis of physico-chemical parameters of soil and water collected from Tanda Dam Kohat. *Journal of Pharmaceutical Sciences and Research*. 7(3), 89–97.

- N'Diaye, A. D., Namr, K. I. (2013). Contribution à l'étude de l'origine du plomb contenu dans les effluents de la STEP utilisées en agriculture dans le périmètre maraîcher du sebkha (Nouakchott, Mauritanie). *LARHYSS Journal*. (12). 85-93.
- Nriagu, J.O., (1996). A History of Global metal Pollution. *Science*, 272: 223-224.
- Ogunlade, M. O. Agbeniyi, S. O. (2011). Impact of Pesticides use on Heavy Metals Pollution in Cocoa Soils of Cross-River State, Nigeria. *African Journal of Agricultural Research*. 6(16).3725-3728.
- OMS (2006). Volume 2 des Directives de l'OMS pour la réutilisation sécuritaire des eaux usées
- OMS (1989) L'utilisation des eaux usées en agriculture et en aquaculture : recommandations à avisées sanitaires. Organisation Mondiale de la Santé. Série de rapports techniques n° 778. OMS. Genève.
- OMS. (2000). Directives de qualité pour l'eau de boisson, 2ème Edition, Vol. 2, Genève, Suisse.
- OMS. (2013). Bonnes Pratiques D ' Irrigation.199–208.
- Orou, R.K., Soro, G., Soro, D.T., Fossou, R.M.N., Onetie, O.Z., Ahoussi, E.K., Soro, N. (2016). Variation Saisonnière De La Qualité Physico-Chimique Des Eaux Souterraines Des Aquifères d'Altérites Du Département d'Agboville (Sud-Est De La Côte d'Ivoire). *European Scientific Journal*, 12 (17),81-100.
- Otokunefor T. V. and C. Obiukwu. (2005). Impact of refinery effluent on the physicochemical properties of a water body in the Niger delta. *Applied Ecology and Environmental Research*. 3 (1). 61 - 72.
- Ouhmidou, M., Chahlaoui, A., Kharroubi, A., Chahboune, M. (2015). Étude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux du barrage Hassan Addakhil d'Errachidia (Maroc). *J Mater Environ Sci*, 6(6), 1663-1671.
- Ounissi, M., Bouchareb, N. (2013). Nutrient distribution and fluxes from three Mediterranean coastal rivers (NE Algeria) under large damming. *Comptes Rendus Geoscience*, 345(2), 81-92.
- Papadopoulos, I. (1995) Waste water management for agriculture protection in the Near East Region. Technical Bulletin, FAO, Regional Office for the Near East, Cairo, Egypt.
- Paul, Rajib, Shreya Das, S K Nag, and M K Singh. (2016). Deciphering Groundwater Quality for Drinking and Irrigation Purposes – A Study in Lefunga Block of West Tripura District, Tripura, India. *Journal of Earth Science & Climatic Change*. 7(12).
- Peacock, W., Christensen, Lp. (2000). Interpretation of Soil and Water Analysis. *Producing the crops*, 115-120.

- Pedrero, F., Kalavrouziotis, J., Alarcón, J.J., Koukoulakis, P., Asano, T., (2010). Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture—review of some practices in Spain and Greece. *Agric Water Manag.* 97, 1233–1241.
- Pereira, L.S., Cordery, I. and Iacovides, I. (2002). Coping with Water Scarcity. UNESCO IHP VI, Technical Documents in Hydrology . 58, UNESCO, Paris, 267 p.
- Pescod MB. (1992). Wastewater treatment and use in agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 47, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome
- Phocaides, a. (2008). Manuel Des Techniques D'irrigation Sous Pression. *Seconde édition*: 308.
- Piper, A. M. (1944). A graphic procedure in the geochemical interpretation of water-analyses. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 25(6), 914-928.
- Plauborg, F., Andersen, M. N., Liu, F., Ensink, J., Ragab, R. (2010). Safe and high-quality food production using low quality waters and improved irrigation systems and management: SAFIR. *Agricultural water management*, 98(3), 377-384.
- Plumlee, G. S., Ziegler, T. L., Lamothe, P., Meeker, G. P., Sutley, S. (2003). The Toxicological Geochemistry of Dusts, Soils, and Other Earth Materials: Insights From In Vitro Physiologically-based Geochemical Leach Tests. In *AGU Fall Meeting Abstracts*.
- Qadir, M., Wichelns, D., Raschid, L.R., Minhas, P.S., Drechsel, P., Bahri, A., McCornick, P., (2007). Agricultural use of marginal-quality water: opportunities and challenges. In: Molden, D. (Ed.), *Water for Food, Water for Life: A Comprehensive Assessment of Water Management in Agriculture*. Earthscan, London, UK.
- Qadir, M., Wichelns, D., Sally, L.R., McCornick, P.G., Drechsel, P., Bahri, A., Minhas, P.S., (2010). The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agric Water Manage.* 97, 561–568.
- Qishlaqi, A., Moore, F. (2007). Statistical analysis of accumulation and sources of heavy metals occurrence in agricultural soils of Khoshk River Banks, Shiraz, Iran. *Am Eurasian J Agric Environ Sci*, 2(5), 565-573.
- Qishlaqi, A., Moore, F., Forghani, G. (2008). Impact of untreated wastewater irrigation on soils and crops in Shiraz suburban area, SW Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141(1-3), 257-273.
- Raja, S., Cheema, H. M. N., Babar, S., Khan, A. A., Murtaza, G., Aslam, U. (2015). Socio-economic background of wastewater irrigation and bioaccumulation of heavy metals in crops and vegetables. *Agricultural Water Management*, 158, 26–34.

- Raju, N. Janardhana, A. (2007). Hydrogeochemical parameters for assessment of groundwater quality in the upper Gunjanaeru River basin, Cuddapah District, Andhra Pradesh, South India. *Environmental Geology*, 52(6), 1067-1074.
- Ramade, F. (2000). *Dictionnaire encyclopédique des populations: les polluants: de l'environnement à l'homme*. Ediscience international. Paris, 689p.
- Rana, L., Dhankhar, R., Chhikara, S. (2010). Soil characteristics affected by long term application of sewage wastewater. *International Journal of Environmental Research*, 4(3), 513-518.
- Raschid-Sally, L., Parkinson, J. (2005). Wastewater reuse for agriculture and aquaculture—current and future perspectives for low-income countries. *Waterlines*, 23(1), 2-4.
- Rattan, R. K., Datta, S. P., Chhonkar, P. K., Suribabu, K., Singh, A. K. (2005). Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater—a case study. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 109(3-4), 310-322.
- Ravikumar, P., Somashekar, R. K., Angami, M. (2011). Hydrochemistry and evaluation of groundwater suitability for irrigation and drinking purposes in the Markandeya River basin, Belgaum District, Karnataka State, India. *Environ Monit Assess.* 173:459–487.
- Reggam, A., Bouchelaghem, H., Houhamdi, M. (2015). Qualité Physico-Chimique des Eaux de l'Oued Seybouse (Nord-Est de l'Algérie) : Caractérisation et Analyse en Composantes Principales. *J. Mater. Environ. Sci.* 6(5).1417-1425.
- Rejsek, F. (2002). *Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques*. Scérén TEC DOC. CRDP Aquitaine. 358 p.
- Remon, E., Bouchardon, J. L., Le Guédard, M., Bessoule, J. J., Conord, C., Faure, O. (2013). Are plants useful as accumulation indicators of metal bioavailability? *Environmental Pollution*, 175, 1–7.
- Rengasamy, P., Marchuk, A. (2011). Cation ratio of soil structural stability (CROSS). *Soil Research*, 49(3), 280-285.
- Rezapour, S., Najari, S., Ghaemian, N. (2015). The impacts of long-term intensive agriculture on the Vertisol properties in a calcareous region. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187(5).
- Richards, L.A., (1954). *Diagnosis and Improvement of Saline and Alkaline Soils*. U.S. Department of Agriculture Handbook No.60, Washington D.C.
- Rizzo Michael, I., L., McArdell, C.S., Manaia, C.M., Merlin, C., Schwartz, T. (2013). Urban wastewater treatment plants as hotspots for the release of antibiotics in the environment: a review. *Water Res.* 47, 957–995.

- Rodier J., (1996). L'analyse de l'eau. Eaux Naturelles, Eaux Résiduelles, Eaux De Mer. 8ème ED. Dunod. 1383 p.
- Rodier J., Bazin C., Broutin J. P., Champsaur H. Rodi L., (2005). L'analyse De L'eau ; Eaux Naturelles, Eaux Résiduelles, Eaux De Mer. 8ème Ed. Dunod.1383 p.
- Rodier J., Legube B., Merlet N et coll., (2009). L'Analyse de l'eau. 9ème Ed. Dunod. 1525p.
- Rouabhia, A. E. K., Djabri, L. (2010). L'irrigation et le risque de pollution saline. Exemple des eaux souterraines de l'aquifère miocène de la plaine d'El Ma El Abiod. *LARHYSS Journal ISSN 1112-3680*, (8).
- Roy, K., Ansari, M. S., Karim, M. R., Das, R., Mallick, B., Gain, A. K. (2015). Irrigation water quality assessment and identification of river pollution sources in Bangladesh: Implications in policy and management. *J Water Resour Hydro Eng*, 4(4), 303-17.
- Rusan, M. J. M., Hinnawi, S., Rousan, L. (2007). Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. *Desalination*, 215(1-3), 143-152.
- Saadali B., (2007). Etude de la qualité des eaux des sources issues du massif dunaire de Bouteldja (Algérie Extrême Nord Orientale). Mémoire de Magister, Université Badji Mokhtar. Annaba. 65-67 pp.
- Saghir, J., Schiffler, M., Woldu, M. (2000). Urban water and sanitation in the Middle East and North Africa Region: The way forward. World Bank, Middle East and North Africa Region, Infrastructure Development Group.24p.
- Salakinkop, S. R., Hunshal, C. S. (2014). Domestic sewage irrigation on dynamics of nutrients and heavy metals in soil and wheat (*Triticum aestivum* L.) production. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 3(3), 1–11.
- Salarian, M., Najafi, M., Hosseini, S. V., Heydari, M. (2015). Classification of Zayandehrud river basin water quality regarding agriculture, drinking, and industrial usage. *American Research Journal of Civil and Structural Engineering*, 1(1). pp. 47-57.
- Sandri, D., Matsura, E. E., Testezlaf, R. (2009). Chemical alteration of soil irrigated by sprinkler, subsurface and surface drip irrigation with wastewater. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*. 13(6), 755-764.
- Sbartai, H., Djebar, M. R., Sbartai, I., Berrabbah, H. (2012). Bioaccumulation du Cd et du Zn chez les plants de tomates (*Lycopersicon esculentum* L.). *Comptes Rendus – Biologies*. 335(9), 585–593.

- Schipper, L. A., Williamson, J. C., Kettles, H. A., Speir, T. W. (1996). Impact of land-applied tertiary-treated effluent on soil biochemical properties. *Journal of Environmental Quality*, 25(5), 1073-1077.
- Sebastian, S. P., Udayasoorian, C., Jayabalakrishnan, R. M., Parameswari, E. (2009). Performance of sugarcane varieties under organic amendments with poor quality irrigation water. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences*, 3(3), 1674-1684.
- Seth, Richa., Manindra Mohan., Prashant Singh., Rakesh Singh., Rajendra Dobhal., Krishna Pal Singh., Sanjay Gupta. (2014). Water Quality Evaluation of Himalayan Rivers of Kumaun Region, Uttarakhand, India. *Applied Water Science*. 11p.
- Shammi, M., Karmakar, B., Rahman, M., Islam, M. S., Rahaman, R., Uddin, K. (2016a). Assessment of salinity hazard of irrigation water quality in monsoon season of Batiaghata Upazila, Khulna District, Bangladesh and adaptation strategies. *Pollution*, 2(2), 183-197.
- Shammi, Mashura, Kashem, M. A., Rahman, M. M., Hossain, M. D., Rahman, R., Uddin, M. K. (2016b). Health risk assessment of textile effluent reuses as irrigation water in leafy vegetable *Basella alba*. *International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture*, 5(2), 113–123.
- Shanker, A. K., Cervantes, C., Loza-Tavera, H., Avudainayagam, S. (2005). Chromium toxicity in plants. *Environment International*. 31(5), 739–753.
- Sharma, B.R., Minhas, P.S., (2005). Strategies for managing saline/ alkali waters for sustainable agricultural production in South Asia. *Agric Water Manage*. 78, 136–151.
- Shuval, H. I. (1993). Investigation of typhoid fever and cholera transmission by raw wastewater irrigation in Santiago, Chile. *Water Science and Technology*, 27(3-4), 167-174.
- Siaka, I. M., Supartha Utama, I. M., Putra Manuaba, I. B., Adnyana, I. M. (2014). Heavy Metals Contents in the Edible Parts of Some Vegetables Grown in Candi Kuning, Bali and Their Predicted Pollution in the Cultivated Soil. *Journal of Environment and Earth Science*, 4(23), 78–84.
- Singh, K. P., Mohan, D., Sinha, S., Dalwani, R. (2004). Impact assessment of treated/untreated wastewater toxicants discharged by sewage treatment plants on health, agricultural, and environmental quality in the wastewater disposal area. *Chemosphere*, 55(2), 227-255.
- Singh, K. P., Malik, A., Sinha, S. (2005). Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques—A case study. *Analytica Chimica Acta*, 538, 355–374.

- Singh, Surjeet., N. C. Ghosh., Suman Gurjar., Gopal Krishan., Sumant Kumar., Preeti Berwal. (2018). Index-Based Assessment of Suitability of Water Quality for Irrigation Purpose under Indian Conditions. *Environmental Monitoring and Assessment* 190(1): 29.
- Sinha, S., Gupta, A.K., Bhatt, K., Pandey, K., Rai, U.N., Singh, K.P., (2006). Distribution of metals in the edible plants grown at Jajmau, Kanpur (India) receiving treated tannery wastewater, relation with physicochemical properties of the soil. *Environ. Monit. Assess.* 115, 1–22.
- Solis C., Andrade E., Mireles A., Reyes-Solis I.E., Garcia-Calderon N., Lagunas-Solar M.C., Pina C.U. et Flocchini R.G., (2005), Distribution of heavy metals in plants cultivated with wastewater irrigated soils during different periods of time. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B.* 241, 351–355.
- Soltner, D., 1996. Les bases de la production végétale - Phytotechnie générale. Sciences et techniques agricoles, 21^e édition, Tome 1, le sol et son amendement, 468 pp.
- Sou, Y. M. (2009). Recyclage des eaux usées en irrigation : potentiel fertilisant, risques sanitaires et impacts sur la qualité des sols. Thèse de Doctorat, Verlag nicht ermittelbar. 178p.
- Sou, M. Y., Mermoud, A., Yacouba, H., Boivin, P. (2013). Impacts of irrigation with industrial treated wastewater on soil properties. *Geoderma*, 200, 31-39.
- Soukehal, B., Cherrad, S. E. (2011). Les ressources en eau dans la wilaya de Mila : mobilisation, consommation et comportement de ménages. *Sciences & Technologie. D, Sciences de la terre*, (34), 19-25.
- Sparks, D.L., (2003). Environmental Soil Chemistry, 2nd ed. Academic Press, California, USA.
- Stewart, H. T. L., Hopmans, P., Flinn, D. W., Hillman, T. J. (1990). Nutrient accumulation in trees and soil following irrigation with municipal effluent in Australia. *Environmental pollution*, 63(2), 155-177.
- Stuczynski, T., Maliszewska-Kordybach, B. (2001). Current status of information on heavy metals in European soils contamination and regulation aspects. Proceedings of the Second European Soil Forum, Napoli, Italy.
- Sumner M.E., (1993). Sodic soils: new perspectives. *Austr. J. Soil Res.* 683-750.
- Sumner M.E. (1995). Sodic soils: new perspectives. In: Australian Sodic Soils: Distribution, Properties and Management. Naidu R, Rengasamy P (1993) Ion interactions and constraints to plant nutrients in Australian sodic soils. *Australian Journal of Soil Research.* 31, 801–819.

- Surdyk, N., Cary, L., Blagojevic, S., Jovanovic, Z., Stikic, R., Vucelic-Radovic, B., Zarkovic, B., Sandei, L., Pettenati, M., Kloppmann, W., (2010). Impact of irrigation with treated low-quality water on the heavy metal contents of a soil-crop system in Serbia. *Agric Water Manage.* 98, 451–457.
- Szabolcs I, Darab C. (1964). The influence of irrigation water of high sodium carbonate content of soils. In: Proceedings of the 8th international congress of ISSS, Trans, 2, 803–812.
- Taak, J. K., Singh, K. P. (2014). Hydro chemical investigation of Sukhna wetland and adjoining groundwater regime. *International Journal of Environmental Science and Taxonomy Research*, 2(5), 108-118.
- Tabari, M., Salehi, A., Mohammadi, J., (2011). Impact of municipal waste water on growth and nutrition of afforested *Pinus eldarica* stands. In: Einschlag, Fernando Sebastiã;n Garcãa (Ed.), *Wastewater-Evaluation and Management*. InTech. ISBN: 978-953- 307-233-3.
- Tabriz, S., Mojid, M., Wyseure, G. (2012). Irrigation suitability of North Bengal Sugar Mill's effluent and its impact on soil properties. *Journal of the Bangladesh Agricultural University*. 9(2), 283–290.
- Tak, H. I, Inam. A and Inam, A. (2010). Effects of urban wastewater on the growth, photosynthesis and yield of chickpea under different levels of nitrogen. *Urban Water Journal*, 7(3), 187 — 195.
- Tak Iqbal H., Ahmad F., Babalola O.O. et Inam A., (2012). Growth, Photosynthesis and Yield of Chickpea as Influenced by Urban Wastewater and Different Levels of Phosphorus. *International Journal of Plant Research*, 2(2): 6-13.
- Tamrabet, L., Kribaa, M., Hamidi, B., Alalata, S., Berkani, W. et Hamdoudi, A. (2007) Evaluation de l'aptitude des effluents d'Oued El Gourzi (Batna, Nord Est d'Algérie) à l'irrigation et leur impact sur le sol et la qualité des cultures maraîchères et fourragères. In : Actes du congrès international 'Eau et Déchets'. Université Mohamed I, Oujda, Maroc.
- Tamrabet, L., Bouzerzour, H., Kribaa, M., Makhlof, M. (2009). The effect of sewage sludge application on durum wheat (*Triticum durum*). *International Journal of Agriculture and Biology*, 11(6), 741-745.
- Tarchouna, L. G., Merdy, P., Raynaud, M., Pfeifer, H. R., Lucas, Y. (2010). Effects of long-term irrigation with treated wastewater. Part I: Evolution of soil physico-chemical properties. *Applied Geochemistry*, 25(11), 1703-1710.
- Tariq, S. R., Shah, M. H., Shaheen, N., Khalique, A., Manzoor, S., Jaffar, M. (2006). Multivariate analysis of trace metal levels in tannery effluents in relation to soil and

water: A case study from Peshawar, Pakistan. *Journal of Environmental Management*, 79(1), 20-29.

Tedeschi, A., Dell'Aquila, R. (2005). Effects of irrigation with saline waters, at different concentrations, on soil physical and chemical characteristics. *Agricultural Water Management*, 77(1-3), 308-322.

Tiwari, T. N., Manzoor, A. (1988). Pollution of Subarnarekha river near Jamshedpur and the suitability of its water for irrigation. *Indian journal of environmental protection*, 8(7), 494-497.

Tremel-Schaub A., Feix I., (2005), Contamination des sols : Transferts des sols vers les plantes. EDP Sciences Editions, pp 413.

Troeh, F.R., Thompson, L.M. (2005). *Soil and Soil Fertility* (6th edition), Blackwell Publishing.

Tunc, T., Sahin U. (2015). The Changes in the Physical and Hydraulic Properties of a Loamy Soil under Irrigation with Simpler-Reclaimed Wastewaters. *Agricultural Water Management*. 158:213–224.

Turkdogan, M. K., Kilicel, F.,Kara, K., Tuncer,I. (2003). Heavy metals in soils, vegetables and fruits in endemic upper gastro intestinal cancer region of Turkey. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, 13,175–179.

Twining, J. R., Payne, T. E., Itakura, T. (2004). Soil–water distribution coefficients and plant transfer factors for ¹³⁴Cs, ⁸⁵Sr and ⁶⁵Zn under field conditions in tropical Australia. *Journal of Environmental Radioactivity*, 71(1), 71–87.

USEPA United States Environmental Protection Agency. (1992). Guidelines for Water Reuse. EPA/625/r- 92/004, U. S. Environmental Protection Agency, Washington D.C. 247 pp.

Utgikar, V. P., Tabak, H. H., Haines, J. R., Govind, R. (2003). Quantification of toxic and inhibitory impact of copper and zinc on mixed cultures of sulfate-reducing bacteria. *Biotechnol Bioeng*. 82, 306–312.

Van Raij, B. (1991). *Fertilidade do solo e adubação* (No. 631.42). Editora Agronomica Ceres.

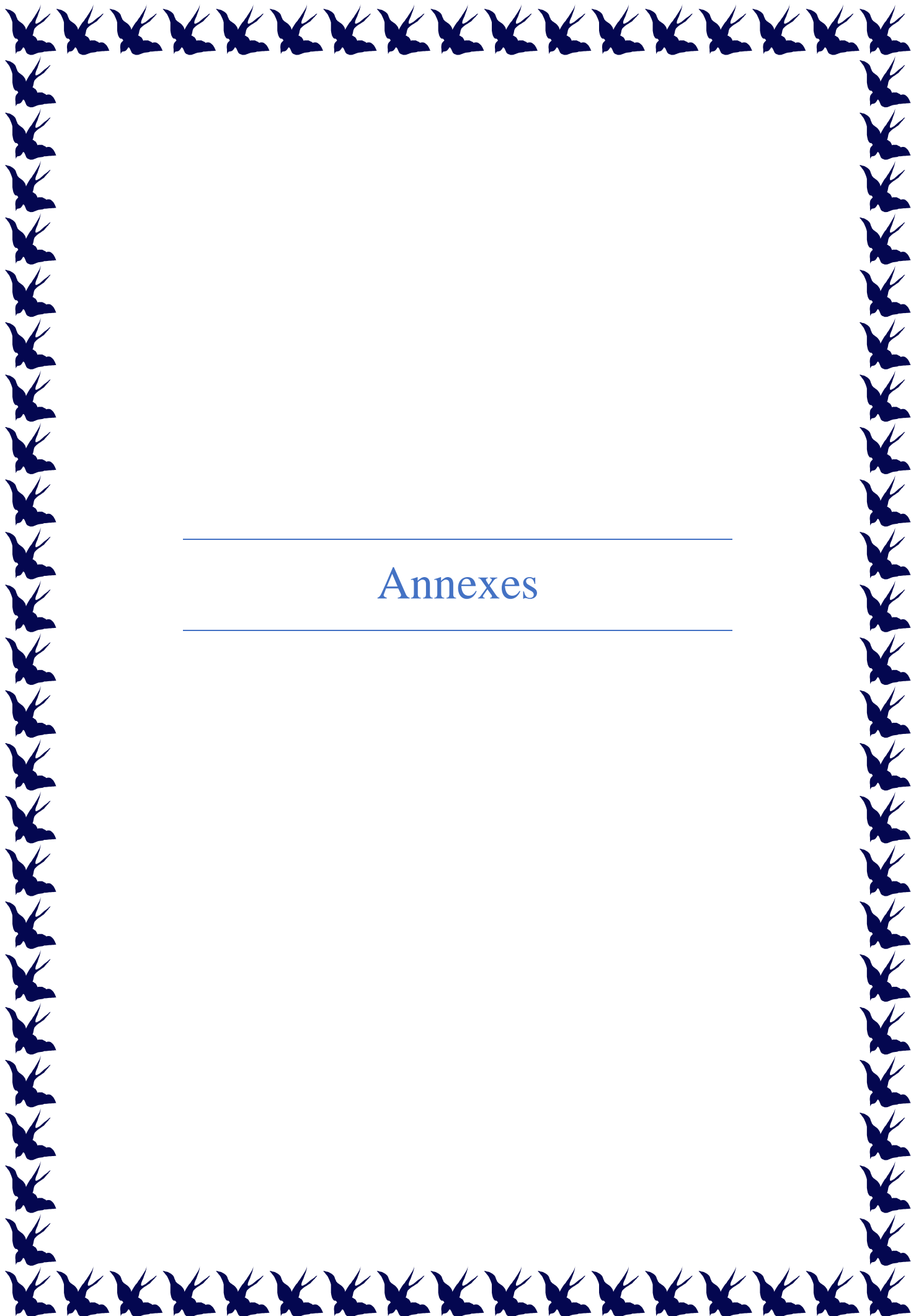
Varela, A.R., Manaia, C.M., (2013). Human health implications of clinically relevant bacteria in wastewater habitats. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 3550–3569.

Varol, M., Şen, B. (2012). Assessment of nutrient and heavy metal contamination in surface water and sediments of the upper Tigris River, Turkey. *Catena*, 92,1–10.

Vazquez-Montiel, O., Horan, N.J., Mara, D.D., (1996). Management of domestic waste- water for reuse in irrigation. *Water Sci Technol*. 33, 355–362.

- Vincy, M. V., Brilliant, R., Pradeepkumar, A. P. (2015). Hydrochemical characterization and quality assessment of groundwater for drinking and irrigation purposes: a case study of Meenachil River Basin, Western Ghats, Kerala, India. *Environmental monitoring and assessment*, 187(1), 4217.
- Violante, A., Cozzolino, V., Perelomov, L., Caporale, A., Pigna, M. (2010). Mobility and bioavailability of heavy metals and metalloids in soil environments. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 10, 268–292.
- Vyas, A., Jethoo, A.S. (2015). Diversification in Measurement Methods for Determination of Irrigation Water Quality Parameters. *Aquat. Procedia*,4, 1220-1226.
- Wahsha, M., Bini, C., Fontana, S., Wahsha, A., Zilioli, D. (2012). Toxicity assessment of contaminated soils from a mining area in Northeast Italy by using lipid peroxidation assay. *Journal of Geochemical Exploration*.113.112–117.
- Walkly-blak in Allison B. (1965). *Methods of Soil Analysis*, 1372-1378
- Waseem, A., Arshad, J., Iqbal, F., Sajjad, A., Mehmood, Z., Murtaza, G. (2014). Pollution status of Pakistan: a retrospective review on heavy metal contamination of water, soil, and vegetables. *BioMed research international*, 2014. 29.
- Warrington, D.N, Goldstein, D., Levy, G.J., (2007). Clay translocation within the soil profile as affected by intensive irrigation with treated wastewater. *Soil Science*. 172(9), 692-700.
- Wilcox, L.V., (1955). *Classification and Use of Irrigation Waters*. USDA. Circ 969, Washington, DC.
- Wimbaningrum, R., Arisoelaningsih, E., Retnaningdyah, C., Indriyani, S. (2015). Assessment of surface water quality for irrigation purposes in Jember district, Indonesia. *KnE Life Sciences*, 2(1), 260-264.
- Wong, S.C., Li, X.D., Zhang, G., Qi, S.H. et Min, Y.S., (2002). Heavy metals in agricultural soils of the Peal River Delta, South China. *Environmental pollution*, 119: 33-44.
- Wuana, R. a., Okieimen, F. E. (2011). Heavy Metals in Contaminated Soils: A Review of Sources, Chemistry, Risks and Best Available Strategies for Remediation. *ISRN Ecology*,.2011.1–20.
- Yadav, R.K., Goyal, B., Sharma, R.K., Dubey, S.K. et Minhas, P.S., (2002). Post-irrigation impact of domestic sewage effluent on composition of soils, crops and ground water - A case study. *Environment International*, 28 (6): 481-486.
- Yami, S. G., Chandravanshi, B. S., Wondimu, T., Abuye, C. (2016). Assessment of selected nutrients and toxic metals in fruits, soils and irrigation waters of Awara Melka and Nura Era farms, Ethiopia Background. *SpringerPlus*. 5.

- Youbi, A. Houilia, A. Soumati, B. Berrebbah, H. Djebar, M, R. Souiki L. (2018). Assessment of the physico-chemical and bacteriological quality of the surface waters of wadis " boukhmira, meboudja and seybouse " used in irrigation in the north-east of Algeria. *Life Sciences Series*. 28(2). 95–106.
- Youssef, M. A., Eissa, M. A. (2015). Heavy metals accumulation in the edible vegetables grown on contaminated soils. *Egyptian Journal of Soil Science*, 1-14.
- Zekri, S., Ghezal, L., Aloui, T., Djebbi, K. (1997). Les externalités négatives de l'utilisation des eaux usées traitées en agriculture. *CIHEAM. Options Méditerranéennes. Séri A*, (31), 193-216.
- Zema, D. A., Bombino, G., Andiloro, S., Zimbone, S. M. (2012). Irrigation of energy crops with urban wastewater: Effects on biomass yields, soils and heating values. *Agricultural Water Management*, 115, 55-65.
- Zinabu, E. (2011). Assessment of the impact of industrial effluents on the quality of irrigation water and changes in soil characteristics: the case of Kombolcha town. *Irrigation and Drainage*, 60(5), 644-653.
- Zinsou Ahoukpo OM, Tamou-Tabé TS, Paraiso A, Djegbe I, Tamo M, Manyong V, Ndindeng SA. (2016). Heavy metal contamination and faecal coliforms in peri-urban market gardening sites in benin and cameroon. *International Journal of Agriculture and Environmental Research*. 2(5).1013–1044.
- Zhang, Bing. Xianfang Song a, Yinghua Zhang, Dongmei Han, Changyuan Tang, Yilei Yu, Ying Ma (2012a). Hydrochemical Characteristics and Water Quality Assessment of Surface Water and Groundwater in Songnen Plain, Northeast China. *Water Research*. 46(8).2737–48.
- Zhang, J., Xu, X., Lei, J., Li, S. (2013). Research on chemical characteristics of soil salt crusts with saline groundwater drip-irrigation in the Tarim Desert Highway Shelterbelt. *Springer Plus*, 2(1), 1–5.
- Zhuang, P., Zou, B., Li, N. Y., Li, Z. A. (2009). Heavy metal contamination in soils and food crops around Dabaoshan mine in Guangdong, China: implication for human health. *Environmental Geochemistry and Health*, 31(6), 707-715.
- Zouita N. (2002). Etude de la pollution de l'aquifère alluvionnaire de la plaine d'El Madher (Nord-Est Algérien). Mémoire de Magister en Hydraulique. Université de Batna. 97 p.



Annexes

Annexe 01 : La gamme de pH des sols (Gauchers et Soltser, 1981).

| Valeur de pH | Classe d'interprétation |
|--------------|-------------------------|
| 3-4,5 | Extrêmement acide |
| 4,5 -5,0 | Très fortement acide |
| 5,0 -5,5 | Fortement acide |
| 5,5 -6,0 | Acide |
| 6,0 -6,75 | Faiblement acide |
| 6,75 -7,25 | Neutre |
| 7,25 -8,5 | Alcalins |
| 8,5 | Très alcalins |

Annexe 02 : Echelle de salinité (Gharghot et Mezzar, 2012).

| CE (mS/cm) à 25 °C | Degré de salinité |
|----------------------|----------------------|
| ≤ 0.25 | Non salé |
| $0.25 < CE \leq 0,5$ | Faiblement salé |
| $0,5 < CE \leq 1$ | Sol moyennement salé |
| $1 < CE \leq 1,5$ | Sol salé |
| $1,5 < CE < 2$ | Sol Fortement salé |
| $2 < CE < 2,75$ | Sol fortement salé |
| $2,75 < CE < 4$ | Excessivement salé |
| > 4 | Hyper salé |

Annexe 03 : Echelle d'interprétation du % de la matière organique (Morand, 2000)

| M O % | Nom de classe |
|-----------|--------------------|
| 0.5 à 1 % | Très faible en M O |
| 1 à 2 % | Faible en M O |
| 2 à 3 % | Moyenne en M O |
| 3 à 5 % | Elevée en M O |
| > 5 % | Très élevée en M O |

Annexe 04 : Echelle de calcaire totale (Benhammadi, 2013)

| CaCO3 total | Horizon |
|-----------------|--------------------------------|
| CaCO3 < 1 | Horizon non calcaire |
| 1 < CaCO3 < 5 | Horizon peu calcaire |
| 5 < CaCO3 < 25 | Horizon modérément calcaire |
| 25 < CaCO3 < 50 | Horizon fortement calcaire |
| 50 < CaCO3 < 80 | Horizon très calcaire |
| 80 > CaCO3 | Horizon excessivement calcaire |

Annexe 5 : Tableaux d'ANOVA eau

| Variable | Matrice : Eau d'irrigation | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------|------------------------------|----------------|------------------|--------------------|-----------|-----------|-----------------------------|----------------|------------------|--------------------|-------|------------|
| | Source | R ² | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Pr>F | Source | R ² | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Pr>F |
| pH | Modèle (Station) DDL=7 | 0,63 | 1,32 | 0,18 | 1,98 | 0,06 | Modèle (Temps) DDL=11 | 0,55 | 11,48 | 1,04 | 10,95 | < 0,0001** |
| CE | | 0,64 | 48,81 | 6,97 | 4,69 | 0,0002* | | 0,55 | 151,02 | 13,72 | 9,24 | < 0,0001** |
| TDS | | 0,75 | 3,94 | 0,56 | 9,92 | < 0,0001* | | 0,69 | 9,38 | 0,85 | 15,03 | < 0,0001** |
| Cl | | 0,64 | 1301714 | 185959,14 | 9,0 | < 0,0001* | | 0,56 | 1548908,01 | 140809,81 | 6,82 | < 0,0001** |
| HCO ₃ | | 0,39 | 30819,93 | 4402,84 | 2,9 | 0,009* | | 0,25 | 45993,4 | 4181,21 | 2,76 | 0,004** |
| NO ₃ ⁻ | | 0,45 | 11,16 | 1,59 | 1,01 | 0,42 | | 0,33 | 90,84 | 8,25 | 5,24 | < 0,0001** |
| SO ₄ ⁻² | | 0,64 | 163940,56 | 23420,08 | 3,81 | 0,001* | | 0,56 | 691905,74 | 62900,52 | 10,23 | < 0,0001** |
| PO ₄ | | 0,71 | 36,29 | 5,18 | 14,7 | < 0,0001* | | 0,65 | 33,16 | 3,01 | 8,54 | < 0,0001** |
| DBO ₅ | | 0,87 | 10446,13 | 1492,3 | 54,02 | < 0,0001* | | 0,84 | 4729,21 | 429,92 | 15,56 | < 0,0001** |
| DCO | | 0,78 | 63216,99 | 9030,99 | 24,02 | < 0,0001* | | 0,73 | 43820,96 | 3983,72 | 10,59 | < 0,0001** |
| Ca | | 0,86 | 34023,77 | 4860,53 | 2,5 | 0,022* | | 0,83 | 948887,32 | 86262,48 | 44,4 | < 0,0001** |
| Mg | | 0,82 | 9787,2 | 1398,17 | 2,46 | 0,02* | | 0,78 | 193133,72 | 17557,61 | 30,95 | < 0,0001** |
| Na | | 0,53 | 427679,72 | 61097,1 | 9,01 | < 0,0001* | | 0,42 | 168135,67 | 15285,06 | 2,25 | 0,019** |
| K | | 0,4 | 11,38 | 1,62 | 2,57 | 0,019* | | 0,27 | 22,24 | 2,02 | 3,19 | 0,001** |
| SAR | | 0,56 | 67,35 | 9,62 | 11,46 | < 0,0001* | | 0,46 | 17,5 | 1,59 | 1,89 | 0,05 |
| Na% | | 0,58 | 2299,2 | 328,45 | 5,17 | < 0,0001* | | 0,48 | 4506,64 | 409,69 | 6,45 | < 0,0001** |
| RSC | | 0,62 | | | 8,79 | < 0,0001* | | 0,53 | | | 6,15 | < 0,0001** |
| MH | | 0,72 | 2482,02 | 354,57 | 9,02 | < 0,0001* | | 0,66 | 5634,95 | 512,26 | 13,03 | < 0,0001** |
| PI | | 0,58 | 2343,34 | 334,76 | 5,27 | < 0,0001* | | 0,49 | 4481,18 | 407,38 | 6,41 | < 0,0001** |
| KR | | 0,56 | 1,76 | 0,25 | 4,58 | 0,0003* | | 0,45 | 3,53 | 0,32 | 5,84 | < 0,0001** |
| Pb | 0,43 | 0,24 | 0,03 | 5,91 | < 0,0001* | 0,3 | 0,1 | 0,009 | 1,64 | 0,1 | | |
| Cd | 0,8 | 0,32 | 0,046 | 43,64 | < 0,0001* | 0,76 | 0,01 | 0,0016 | 1,53 | 0,13 | | |
| Zn | 0,55 | 28,24 | 4,03 | 12,37 | < 0,0001* | 0,44 | 2,54 | 0,23 | 0,71 | 0,72 | | |
| Fe | 0,64 | 4075,75 | 582,25 | 19,84 | < 0,0001* | 0,56 | 63,09 | 5,73 | 0,19 | 0,99 | | |
| Cr | 0,79 | 1,67 | 0,23 | 38,05 | < 0,0001* | 0,74 | 0,17 | 0,01 | 2,54 | 0,08 | | |
| Cu | 0,75 | 3,28 | 0,46 | 26,81 | < 0,0001* | 0,7 | 0,96 | 0,08 | 5,03 | < 0,0001** | | |

*Variation spatiale significative à $p < 0,05$; ** Variation temporelle significative à $p < 0,05$.

Annexe 6 : Tableaux d'ANOVA Station Nord sol

| Variable | Matrice : Sols irrigués | | | | | | | | | | | |
|----------|------------------------------|----------------|------------------|--------------------|--------|-----------|---------------------------------|----------------|------------------|--------------------|-------|------------|
| | Source | R ² | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Pr>F | Source | R ² | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Pr>F |
| pH | Modèle (Station) DDL=6 | 0,73 | 1,18 | 0,19 | 8,12 | 0,0002* | Modèle (Profondeur) DDL=3 | 0,6 | 0,03 | 0,01 | 0,53 | 0,66 |
| CE | | 0,9 | 636895,85 | | 26,67 | < 0,0001* | | 0,85 | 41544,85 | 13848,28 | 3,47 | 0,037** |
| MO | | 0,51 | 1,31 | 0,21 | 0,82 | 0,56 | | 0,26 | 3,67 | 1,22 | 4,6 | 0,014** |
| CT | | 0,58 | 330,8 | 55,13 | 3,01 | 0,03* | | 0,38 | 140,3 | 46,7 | 2,56 | 0,08 |
| Na | | 0,95 | 227,87 | 37,97 | 64,58 | < 0,0001* | | 0,93 | 13,65 | 4,55 | 7,73 | 0,001** |
| K | | 0,95 | 22,91 | 3,81 | 50,99 | < 0,0001* | | 0,92 | 3,54 | 1,18 | 15,8 | < 0,0001** |
| Ca | | 0,73 | 288,64 | 48,1 | 8,24 | 0,0002* | | 0,6 | 3,11 | 1,03 | 0,17 | 0,9 |
| Mg | | 0,57 | 89,63 | 14,93 | 3,04 | 0,03* | | 0,36 | 29,49 | 9,83 | 2,003 | 0,14 |
| CEC | | 0,63 | 428,83 | 71,47 | 3,2 | 0,02* | | 0,45 | 271,88 | 90,62 | 4,06 | 0,02** |
| ESP | | 0,52 | 2407,49 | 410,2 | 2,91 | 0,03* | | 0,29 | 380,59 | 126,86 | 0,92 | 0,44 |
| SAR | | 0,89 | 10,01 | 1,66 | 24,59 | < 0,0001* | | 0,84 | 0,59 | 0,19 | 2,92 | 0,06 |
| Pb | | 0,43 | 135,34 | 22,55 | 2,19 | 0,09 | | 0,15 | 9,24 | 3,08 | 0,3 | 0,82 |
| Cd | | 0,65 | 0,02 | 0,004 | 5,46 | 0,002* | | 0,48 | 0,001 | 0,0005 | 0,6 | 0,61 |
| Zn | | 0,52 | 498307,33 | 83051,22 | 2,88 | 0,03* | | 0,28 | 72226,43 | 17321,85 | 1,01 | 0,39 |
| Fe | | 0,63 | 635910,61 | 85363,60 | 3,61 | 0,015* | | 0,45 | 276214,09 | 92071,36 | 3,14 | 0,05 |
| Cr | | 0,6 | 1,97 | 0,32 | 3,95 | 0,01* | | 0,4 | 0,27 | 0,09 | 1,11 | 0,36 |
| Cu | 0,63 | 0,14 | 0,02 | 4,58 | 0,005* | 0,44 | 0,01 | 0,006 | 1,17 | 0,34 | | |

*Variation spatiale significative à $p < 0,05$.

** Variation profondeur significative à $p < 0,05$.

Annexe 7 : Tableaux d'ANOVA Station sud sol

| Variable | Matrice : Sols irrigués | | | | | | | | | | | |
|----------|------------------------------|----------------|------------------|--------------------|-------|------------|---------------------------------|----------------|------------------|--------------------|------|----------|
| | Source | R ² | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Pr>F | Source | R ² | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Pr>F |
| pH | Modèle (Station) DDL=6 | 0,92 | 2,41 | 0,4 | 34,82 | <0,0001 * | Modèle (Profondeur) DDL=3 | 0,88 | 0,005 | 0,001 | 0,15 | 0,92 |
| CE | | 0,48 | 67097,35 | 11182,89 | 2,11 | 0,1 | | 0,23 | 23375,28 | 7791,76 | 1,47 | 0,25 |
| MO | | 0,55 | 2,47 | 0,41 | 3,2 | 0,02 * | | 0,33 | 0,45 | 0,15 | 1,17 | 0,34 |
| CT | | 0,36 | 312,57 | 52,09 | 1,59 | 0,2 | | 0,05 | 30,4 | 10,13 | 0,3 | 0,81 |
| Na | | 0,96 | 136,19 | 22,69 | 75,36 | < 0,0001 * | | 0,94 | 5,04 | 1,68 | 5,58 | 0,006 ** |
| K | | 0,59 | 3,6 | 0,6 | 2,89 | 0,03 * | | 0,38 | 1,77 | 0,59 | 2,85 | 0,06 ** |
| Ca | | 0,84 | 510,6 | 85,1 | 15,83 | <0,0001 * | | 0,76 | 14,89 | 4,96 | 0,92 | 0,44 |
| Mg | | 0,69 | 24,72 | 4,12 | 5,07 | 0,003 * | | 0,54 | 8,77 | 2,92 | 3,6 | 0,03 ** |
| CEC | | 0,69 | 426,97 | 71,16 | 4,52 | 0,005 * | | 0,53 | 212,73 | 70,91 | 4,5 | 0,01 ** |
| ESP | | 0,74 | 1729,97 | 288,32 | 7,8 | 0,0003 * | | 0,61 | 227,96 | 75,98 | 2,05 | 0,14 |
| SAR | | 0,92 | 7,02 | 1,17 | 38,46 | < 0,0001 * | | 0,89 | 0,14 | 0,04 | 1,6 | 0,22 |
| Pb | | 0,58 | 207,27 | 34,54 | 4,17 | 0,008 * | | 0,37 | 2,9 | 0,96 | 0,11 | 0,94 |
| Cd | | 0,47 | 0,01 | 0,002 | 2,44 | 0,06 * | | 0,2 | 0,001 | 0,0005 | 0,48 | 0,69 |
| Zn | | 0,71 | 306653,61 | 51108,93 | 7,55 | 0,0004 * | | 0,57 | 5771,47 | 1923,82 | 0,28 | 0,83 |
| Fe | | 0,56 | 454106,96 | 75684,49 | 2,05 | 0,11 | | 0,34 | 410048,81 | 92071,36 | 3,71 | 0,03 ** |
| Cr | | 0,37 | 0,97 | 0,16 | 1,54 | 0,22 | | 0,06 | 0,17 | 0,05 | 0,54 | 0,65 |
| Cu | 0,41 | 0,05 | 0,01 | 1,96 | 0,12 | 0,11 | 0,003 | 0,001 | 0,24 | 0,86 | | |

*Variation spatiale significative à $p < 0,05$.

** Variation profondeur significative à $p < 0,05$.

Annexe 8 : Tableaux d'ANOVA des plantes

| Variable | Matrice : Plantes irrigués | | | | | | | | | | | |
|----------|------------------------------|----------------|------------------|--------------------|------|--------|-----------------------------|----------------|------------------|--------------------|-------|-----------|
| | Source | R ² | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Pr>F | Source | R ² | Somme des carrés | Moyenne des carrés | F | Pr>F |
| Pb | Modèle (Plante) DDL=11 | 0,59 | 7,11 | 0,64 | 1,6 | 0,15 | Modèle (Organe) DDL=3 | 0,37 | 7,75 | 2,58 | 6,43 | 0,002** |
| Cd | | 0,63 | 0,08 | 0,007 | 1,55 | 0,17 | | 0,42 | 0,12 | 0,04 | 8,52 | 0,0005** |
| Zn | | 0,46 | 107,91 | 9,81 | 3,65 | 0,003* | | 0,81 | 403,96 | 134,65 | 50,23 | <0,0001** |
| Fe | | 0,87 | 508,32 | 46,21 | 0,48 | 0,89 | | 0,8 | 16217,58 | 5405,86 | 56,74 | <0,0001** |
| Cr | | 0,43 | 2,01 | 0,18 | 0,8 | 0,63 | | 0,11 | 2,31 | 0,77 | 3,38 | 0,03** |
| Cu | | 0,73 | 0,22 | 0,02 | 1,71 | 0,12 | | 0,59 | 0,62 | 0,2 | 17,17 | <0,0001** |

*Variation spatiale significative à $p < 0,05$.

** Variation organes significative à $p < 0,05$.

Annexe 11 : Matrice des corrélations entre les teneurs en métaux lourds des plantes irriguées par les eaux du Barrage de Béni Haroun.

| | Pb | Cd | Zn | Fe | Cr | Cu |
|----|-------------|-------|--------------|------|------|----|
| Pb | 1 | | | | | |
| Cd | 0,29 | 1 | | | | |
| Zn | -0,20 | 0,48 | 1 | | | |
| Fe | 0,41 | -0,25 | -0,67 | 1 | | |
| Cr | 0,74 | 0,24 | -0,06 | 0,27 | 1 | |
| Cu | 0,24 | -0,28 | -0,34 | 0,22 | 0,31 | 1 |

Annexe 12 : Matrice des corrélations entre les teneurs en métaux lourds des eaux d'irrigation du Barrage de Béni Haroun, des sols irrigués et des plantes (E= Eau ; S= Sol ; P= Plante).

| Variables | Pb E | Cd E | Zn E | Fe E | Cr E | Cu E | Pb S | Cd S | Zn S | Fe S | Cr S | Cu S | Pb P | Zn P | Fe P | Cr P | Cu P | Cd P | |
|-----------|----------|-------------|-------------|----------|-------------|----------|----------|-------------|----------|----------|-------------|----------|-------------|--------------|----------|----------|----------|----------|--|
| Pb E | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cd E | 0,23 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Zn E | -0,01 | 0,28 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fe E | 0,24 | 0,30 | 0,52 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cr E | 0,41 | 0,87 | 0,35 | 0,38 | 1 | | | | | | | | | | | | | | |
| Cu E | 0,45 | 0,80 | 0,23 | 0,32 | 0,79 | 1 | | | | | | | | | | | | | |
| Pb S | -0,19 | -0,45 | -0,13 | -0,32 | -0,40 | -0,41 | 1 | | | | | | | | | | | | |
| Cd S | -0,11 | 0,21 | 0,12 | 0,28 | 0,18 | 0,15 | -0,06 | 1 | | | | | | | | | | | |
| Zn S | 0,06 | 0,42 | -0,04 | 0,15 | 0,37 | 0,34 | -0,27 | -0,09 | 1 | | | | | | | | | | |
| Fe S | 0,08 | -0,26 | 0,07 | -0,02 | -0,23 | -0,15 | 0,29 | -0,20 | -0,43 | 1 | | | | | | | | | |
| Cr S | -0,04 | 0,13 | 0,12 | 0,30 | 0,06 | 0,15 | -0,04 | 0,85 | -0,22 | -0,09 | 1 | | | | | | | | |
| Cu S | -0,05 | 0,27 | 0,00 | 0,17 | 0,20 | 0,16 | 0,04 | 0,79 | -0,05 | -0,18 | 0,69 | 1 | | | | | | | |
| Pb P | -0,02 | 0,14 | 0,28 | 0,30 | 0,21 | 0,16 | 0,03 | 0,14 | -0,06 | 0,27 | 0,20 | -0,05 | 1 | | | | | | |
| Zn P | 0,04 | 0,16 | 0,35 | 0,18 | 0,14 | 0,06 | -0,05 | 0,24 | -0,05 | -0,21 | 0,15 | 0,29 | -0,20 | 1 | | | | | |
| Fe P | 0,11 | -0,06 | -0,11 | -0,07 | -0,02 | 0,08 | 0,02 | -0,16 | -0,06 | 0,28 | -0,07 | -0,21 | 0,41 | -0,70 | 1 | | | | |
| Cr P | 0,10 | 0,07 | 0,19 | 0,26 | 0,10 | 0,15 | 0,07 | 0,20 | -0,16 | 0,22 | 0,26 | 0,08 | 0,76 | -0,01 | 0,26 | 1 | | | |
| Cu P | -0,02 | 0,22 | 0,03 | 0,19 | 0,15 | 0,20 | -0,15 | 0,15 | 0,16 | 0,21 | 0,16 | 0,09 | 0,21 | -0,32 | 0,18 | 0,29 | 1 | | |
| Cd P | -0,09 | 0,13 | 0,34 | 0,23 | 0,12 | 0,01 | 0,01 | 0,19 | -0,23 | 0,11 | 0,18 | 0,32 | 0,31 | 0,50 | -0,31 | 0,21 | -0,33 | 1 | |

Annexe 13 : Teneurs moyennes des ETM dans les organes des plantes

| Moyenne | Pb | Cd | Zn | Fe | Cr | Cu | MOY |
|----------------|-------------|-------------|--------------|--------------|-------------|-------------|--------------|
| Tomate F | 0,51 ± 0,04 | 0,14 ± 0,05 | 6,64 ± 1,03 | 12,58 ± 1,56 | 0,32 ± 0,02 | 0,48 ± 0,07 | |
| Tomate T | 1,32 ± 0,12 | 0,36 ± 0,12 | 12,24 ± 3,02 | 19,86 ± 3,43 | 0,99 ± 0,16 | 0,16 ± 0,04 | |
| Tomate R | 2,68 ± 0,32 | 0,14 ± 0,07 | 1,91 ± 0,7 | 61,37 ± 5,21 | 1,59 ± 0,32 | 0,54 ± 0,06 | |
| Tomate Fr | 1,22 ± 0,23 | 0,19 ± 0,03 | 6,65 ± 1,24 | 34,47 ± 2,1 | 1,17 ± 0,31 | 0,52 ± 0,04 | |
| Melon F | 0,43 ± 0,11 | 0,13 ± 0,02 | 6,52 ± 1,32 | 9,78 ± 1,84 | 0,43 ± 0,17 | 0,32 ± 0,02 | |
| Melon T | 1,35 ± 0,13 | 0,25 ± 0,04 | 8,94 ± 1,26 | 14,53 ± 2,76 | 0,93 ± 0,3 | 0,14 ± 0,03 | |
| Melon R | 1,95 ± 0,34 | 0,19 ± 0,05 | 1,58 ± 0,23 | 58,37 ± 3,78 | 1,13 ± 0,46 | 0,39 ± 0,02 | |
| Melon Fr | 0,86 ± 0,13 | 0,19 ± 0,01 | 5,99 ± 1,75 | 36,49 ± 4,22 | 1,27 ± 0,12 | 0,52 ± 0,1 | |
| Laitue F | 2,02 ± 0,12 | 0,29 ± 0,03 | 11,52 ± 1,56 | 9,78 ± 2,21 | 1,45 ± 0,21 | 0,44 ± 0,12 | |
| Laitue R | 1,58 ± 0,02 | 0,20 ± 0,03 | 4,58 ± 1,03 | 58,37 ± 3,23 | 1,06 ± 0,41 | 0,32 ± 0,01 | |
| Moyenne en ETM | 1,39 ± 0,13 | 0,21 ± 0,05 | 6,66 ± 1,32 | 31,56 ± 2,1 | 1,03 ± 0,31 | 0,38 ± 0,02 | |
| Feuille | 0,98 ± 0,12 | 0,19 ± 0,01 | 8,23 ± 1,42 | 10,72 ± 3,91 | 0,73 ± 0,04 | 0,41 ± 0,02 | 3,54 ± 0,12 |
| Tige | 1,33 ± 0,22 | 0,30 ± 0,02 | 10,59 ± 2,37 | 17,20 ± 4,34 | 0,96 ± 0,12 | 0,15 ± 0,03 | 5,09 ± 1,83 |
| Racine | 2,07 ± 0,31 | 0,18 ± 0,02 | 2,69 ± 0,52 | 59,37 ± 4,03 | 1,26 ± 0,29 | 0,41 ± 0,03 | 11,00 ± 1,61 |
| Fruit | 1,04 ± 0,29 | 0,19 ± 0,01 | 6,32 ± 1,72 | 35,48 ± 3,59 | 1,22 ± 0,32 | 0,52 ± 0,02 | 7,46 ± 2,65 |

Publications

Bouaroudj, S., Menad, A., Bounamous, A., Ali-Khodja, H., Gherib, A., Weigel, D. E., & Chenchouni, H. (2019). Assessment of water quality at the largest dam in Algeria (Beni Haroun Dam) and effects of irrigation on soil characteristics of agricultural lands. *Chemosphere*, 219, 76-88.

Gherib, A., Bounamous, A., Aissaoui, A., Charchar, N., Bouchaala, L., **Bouaroudj, S.**, & Ahmed, M. (2020). Biomonitoring of metallic pollution in the coast of Jijel (Algeria) by using algological biomarkers. *International Journal of Environmental Studies*, 77(1), 61-81.

Communications internationales

Bouaroudj Sara, Bounamous Azzedine, Gharib Abdelfettah, Menad Ahmed : l'impact des eaux d'irrigation du barrage de béni haroun sur les sols : contamination par les métaux lourds. 1er congrès International de l'environnement la biodiversité, et le développement durable, 16 & 17 novembre, Oran, Algérie.

Année universitaire : 2020/2021

Présenter par : Bouaroudj Sara

Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux du barrage de BENI HAROUN sur les plantes et les sols de la région de Mila

Thèse de fin de cycle pour l'obtention du diplôme de Doctorat en Science

Résumé :

Le barrage de Béni Haroun est une ressource vitale en eau soit potable ou d'irrigation de la ville de Mila, en Algérie. Dans cette étude, une évaluation de la qualité des eaux d'irrigation et de leurs impacts sur les propriétés des sols irrigués a été réalisée, ainsi qu'une évaluation de la contamination par les métaux lourds (Cd, Cu, Zn, Pb, Cr et Fe) des légumes comestibles, la Tomate (*Solanum lycopersicum*), Melon (*cucumis melo*) et Laitue (*Lactuca sativa*). A cette fin, un échantillonnage a été menée dans huit stations d'eau, entre mai 2014 et avril 2015, mensuellement. Les échantillons de sol ont été collectés à 14 stations. 12 sur des sols irrigués, et 2 sur un sol témoin non irrigué, saisonnièrement à quatre niveaux de profondeur (0,10, 20 et 30 cm). Les résultats ont révélé que le faciès chimique des eaux est chloruré sulfaté calcium magnésium avec une faible teneur en métaux lourds, un pH compris entre (6,5 et 8,4), excès de chlorure et de bicarbonate. La conductivité élevée (38,53%) des échantillons n'est pas recommandée pour l'irrigation, le diagramme de Richard indique quatre classes, 1) C3S1 (61,45%) qualité moyenne à médiocre, 2) C4S1 (30,2%) médiocre à mauvais, 3) C4S2 (5,2%) très mauvaise et 4) C5S3 (3,12%) d'eau impropre à l'irrigation, alors que le diagramme de Wilcox a révélé que (58,33%) des échantillons sont de bonne qualité et (41,66%) ne conviennent pas à l'irrigation. L'eau est sans danger pour l'irrigation basée sur le MH, l'IP, le KR et le RSC. Pour les sols l'irrigation a augmenté leur pH, CE, MO et Le CaCO₃ total, qui est lessivé et accumulé dans les couches profondes, Les teneurs en métaux dans les sols irrigué s'est avérée supérieur au sol témoin mais reste inférieure aux limites internationales recommandées, le Fe est l'élément le plus biodisponible dans le sol avec des teneurs variant entre (97,24 et 936,39) µg/mg, le Zn (11,9 et 497,8 µg/mg), Pb (27,30 et 40,40 µg/mg). En revanche le Cr (0,92- 2,26 µg/mg), Cu (0,20 - 0,51µg/mg) et Cd (0,11- 0,25 µg/mg) présentent une très faible biodisponibilité. Alors que selon le pourcentage d'enrichissement on les classe comme suivant : Zn>Cu> Cd> Cr> Fe >Pb. En conséquence, ces sols présentent un risque de contamination pendant une longue période d'irrigation. Les concentrations des métaux des plantes ne dépassent pas les normes, mais les teneurs en Cd et Pb sont supérieures aux teneurs normales. Le facteur type d'organe influe l'accumulation des ETM, la racine de Tomate et Melon, et les feuille de laitue sont les organes les plus accumulant des ETM, les Facteurs de Transfert les plus élevés sont ceux du : Cd (1,61) dans les feuilles de laitue, Cu (1,48) dans les fruits de Tomate et Melon, Cr (0,89) dans les feuilles de laitue, L'étude indique un risque écologique potentiel des plantes ce qui pourrait entraîner des risques pour la santé humaine. L'étude conclut que des mesures de protection strictes et des directives strictes sont nécessaires pour minimiser les impacts négatifs de l'irrigation par ces eaux dans la zone d'étude.

Mots clés : Barrage Béni Haroun, irrigation, sol, métaux lourds, salinisation.

Laboratoire de recherche : Biologie et environnement faculté des sciences de la nature et de la vie Université Frères Mentouri Constantine 1.

Jury d'évaluation :

Président : Alatou Djamel

Pr Université des Frères Mentouri, Constantine1

Rapporteur : Menad Ahmed

Pr Université des Frères Mentouri, Constantine1

Examineurs :

Bounamous Azzedine

Pr Centre universitaire Abed el Hafid Boussouf Mila

Rached-Kanouni Malika

Pr Université Larbi Ben M'Hidi Oum El Bouaghi

Beldjazia Amina

MCA Université de Ferhat Abbas Sétif1

Ali-khouja Hocine

Pr Université des Frères Mentouri, Constantine1

Date de soutenance : / / 2021

