الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

N°Ref :……

Centre Universitaire Abdelhafid BOUSSOUF-Mila

Institut des Sciences et de la Technologie **Département des Sciences de la Nature et de la Vie**

Mémoire préparé En vue de l'obtention du diplôme de

Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie
Filière : Sciences Biologiques
Spécialité : Biologie Appliquée et Environnement
Option : Gestion et Fonctionnement des Écosystème Aquatiques et Forestières.

Thème :

Evaluation de la contamination par les métaux lourds des sols irrigués par les eaux du barrage de Béni Haroun

Présenté par : DERBOUCHE Ayyoub
BOUNAAS Youcef

Devant le jury composé de :
Président: KELLAB Rabah Grade : MAA
Examinateur: BOUCHAREB Noureddine Grade : MCB
Promoteur: BOUNAMOUS Azzedine Grade: MCA
Co-promoteur: BOUAROUDJ Sara Grade: MMB

Année Universitaire: 2015/2016

Dédicace

Avant tout je remercie Dieu qui m'a donné la puissance, la santé, la volonté et le courage pour achever ce travail.

Je dédie ce modeste travail :

A mes chers parents qui ont été les premiers à m'encourager à aller si loin dans mes études. Ils m'ont inculqués le goût du travail, de la rigueur et de L'ambition. Parce que vous m'avez toujours soutenu, je veux vous dédier ce Travail pour que vous soyez fiers de moi….

A celle qui m'a donné la vie, le symbole de tendresse, qui s'est sacrifiée Pour mon bonheur et ma réussite, ma chère mère…que dieu te garde et te protège….

A mes chères sœurs Manal et Choubaila

A mon cher frère Ayoub

A ma chère grande mère

A tout mes amies.

A tous ceux qui me sont chers.

A tous ceux qui m'aiment.

A tous ceux que j'aime.

Youcef

Dédicace

Avant tout je remercie Dieu qui m'a donné la puissance, la santé, la volonté et le courage pour achever ce travail.

Je dédie ce modeste travail :

A mes chers parents qui ont été les premiers à m'encourager à aller si loin dans mes études. Ils m'ont inculqués le goût du travail, de la rigueur et de L'ambition. Parce que vous m'avez toujours soutenu, je veux vous dédier ce Travail pour que vous soyez fiers de moi….

A celle qui m'a donné la vie, le symbole de tendresse, qui s'est sacrifiée Pour mon bonheur et ma réussite, ma chère mère…que dieu te garde et te protège….

A ma chère sœur Imane

A mes chers frères Yaaqoub et Amdjed

A tout mes amies

A tous ceux qui me sont chers.

A tous ceux qui m'aiment.

A tous ceux que j'aime.

Ayyoub

Remerciements

Louange à dieu tout puissant de nous avoir aidé, éclairer le chemin pour achever notre travail et nos études.

Un remerciement particulier à notre encadreur

Dr BOUNAMOUS Azzedine pour sa présence, son aide et surtout pour ses précieux conseils qui nous ont assistés pour l'accomplissement de notre projet malgré les préoccupations administratives.

Nos vifs remercîments et notre gratitude Von tout droit à notre Co-encadreure Md Bouaroudj Sara d'avoir accepté de diriger cette étude, pour son aide et surtout sa patience.

Nous tenons à remercier le Président du jury :Kellab Rabah pour l'honneur qu'elle nous a faite en président le jury.

Bouchareb Noureddine pour avoir accepté d'examiner, et qui tout au Long de ces années a été d'une très grande disponibilité.

Tout le personnel pédagogique et administratif du centre Universitaire de Mila, en particulier :Mr KELLAB. R et Mr BOUZEGAG. A et Tout les enseignants des Sciences de la nature et de la vie.

Nos remerciements vont aussi à tous les personnels du laboratoire pédagogique du département de biologie de l'université de Mila. En particulier Mr Samir, Madame Nassima, Warda, et Denia qui ont mis à nous disposition dans les meilleures conditions tous le matériel nécessaire.

Enfin nous remercions toutes personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'achèvement de ce travail.

Merci beaucoup.

YOUCEF *AYYOUB*

Liste des figures

Figure 1 : Carte des rejets industriels dans le bassin versant Kébir-Rhumel(D H W, 2014)…… **17**

Figure 2 : Localisation du barrage Béni Haroun…… **19**

Figure 3 : Vue de la digue du barrage de Béni Haroun (coté de la retenue)…….. **20**

Figure 4 : Vue de la digue du barrage de Béni Haroun (coté aval)……..... **20**

Figure 5 : Les grands domaines hydrogéologiques du Bassin Beni Haroun (Mebarki, 2005)…… **21**

Figure 6 : Variation mensuel de précipitation a l'année 2015 de wilaya de mila…….. **22**

Figure7 : Variation mensuel de la température a l'année 2015 station de Beni Haroun **(ANBT)**……... **23**

Figure 8 : Variation mensuel de l'humidité dans la wilaya de Mila année 2015…….... **24**

Figure 9 : Variation mensuel de la vitesse du vent de la wilaya de Mila année 2015… **24**

Figure 10 : Localisation géographique des station des études (eau et sol) (source : Mapp data ,2016 Google)…… **25**

Figure 11 : Station de prélèvement d'eau (SE1)……..... **26**

Figure12 : Station de prélèvement d'eau (SE2)……. **26**

Figure 13 : Photo-aérienne des stations des sols (SS1)…….. **30**

Figure 14 : Photo-aérienne des stations des sols (SS2)…….. **31**

Figure 15 : Station de prélèvement des sols (SS2)……..... **31**

Figure 16 : Station de prélèvement des sols (SS1)……..... **31**

Figure 17 : La technique du quartage…… **32**

Figure18 : Courbe d'étalonnage du Cd……... **37**

Figure 19 : Courbe d'étalonnage du Pb……..... **37**

Figure 20 : Les variations du pH du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015…… **42**

Figure 21 : Les variations du pH du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015……. **42**

Figure 22 : Les variations du Conductivité du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015…….. **44**

Figure 23 : Les variations du Conductivité du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015…….. **44**

Figure 24 : Les variations du Matière organique du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015……. **47**

Figure 25 : Les variations du Matière organique du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015……..... **47**

Figure 26: Les variations du Calcaire du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015……... **49**

Figure 27 : Les variations du Calcaire du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015……... **50**

Figure 28 : Les valeurs de Cd biodisponible dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015…….. **51**

Figure 29: Les valeurs de Cd biodisponible dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015…….. **52**

Figure 30 : Les valeurs de Cd total dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015…… **53**

Figure 31 : Les valeurs de Cd total dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015…… **53**

Figure 32 : Les variation de pb biodisponible dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015……..... **55**

Figure 33: Les variation de pb biodisponible dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015…….. **56**

Figure 34 : Les variation de pb total dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015…… **57**

Figure 35 : Les variation de pb total dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015…… **58**

Figure 36 : Représente une comparaison entre les teneurs moyennes du Cd et Pb biodisponible et totale dans les deux stations étudié et leurs témoins……. **59**

Liste des tableaux

Tableau 1: La gamme de pH des sols **(Gauchers et Soltser, 1981)**……... **6**

Tableau 2 : Echelle de salinité du sol **(USSl, 1981)**…… **7**

Tableau 3 : Les caractéristiques physicochimiques de Cadmium **(Rodier, 1996)**..... **13**

Tableau 4 : Les caractéristiques physicochimiques de Plomb **(Rodier, 1996)**…… **14**

Tableau 5 : Différentes normes et références – teneurs totales des ETM dans les sols (en mg/kg), les valeurs en gras sont celles prises en considération dans notre travail (D'après Baize, 1997)……... **16**

Tableau 6: Echelle de la texture selon **Gauchers (1968)**……... **35**

Tableau 7 : Gammes d'étalonnages des ETM à doser (Cd, Pb)…….. **36**

Tableau 8: Qualité des eaux du barrage de Béni Haroun destiné a l'irrigation (Aout 2015)…… **39**

Tableau 9 : Résultats des paramètres physico-chimique des sols étudié (aout 2015)…… **40**

Tableau 10: Matrice de corrélation entre les paramètres physico-chimiques des sols……..... **60**

Liste des abréviations

Pb : Plomb

Cd : Cadmium

Cr : Chrom

Mn : Manganèse

CH4 : Ammonium

MO : Matière Organique

CAH : Complexes Argilo-Humiques

pH : Potentiel d'hydrogène

USSL: United States Salinity Laboratory

OMS : Organisme Mondiale de la Santé

NO_2 : Nitrite

ppm : Partie Par Million

Ni : Nickel

Co : Cobalt

V : Vanadium

Se : Sélénium

Mo : Molybdène

As : Arsenic

Ti : Titane

ETM : Eléments Traces Métalliques

SEM : Service de l'Environnement**,** la cité administrative, wilaya de Mila**.**2013

ANBT : Agence National des Barrages et Transférés

DFM : Direction des Forêts de wilaya de Mila

SE1 : Station eau 1 a été effectue a kikaya

SE2 : Station eau 2 a été effectue a kribssa

SAA : Spectrophotométrie d'Absorption Atomique

SS1 : Station Sol 1 kikaya

SS2 : Station Sol 2 kribssa

CE : Conductivité électrique

NA : Norme algérienne des eaux usées épurées utilisées à des fins d'irrigation selon le journal officiel algérien n° 30 du 9 juin 2013.

FAO : Food and Agriculture Organisation

µg/g : Micro gramme par gramme

SARaj : Sodium adsorbable ratio ajusté

AFNOR : Agence Française de Normalisation

ANRH : Agence Nationale des Ressources Hydrauliques

ANOVA : Analyse de varience

Cd tot : Cadmium totale

Pb tot : Plomb totale

Cd bio : Cadmium biodisponible

Pb bio : Plomb biodisponible

Sommaire

Introduction ……. **1**

Chapitre I Synthèse bibliographique

I. le sol …….. **3**
I.1. Définition……... **3**
I.2. Organisation…… **3**
I.3. Rôles et fonctions ……. **4**
I.4. Propriété du sol …… **4**
I.4.1. Propriété physique…… **4**
I.4.1.1. Texture du sol…….. **4**
I.4.1.2. Structure du sol ……... **4**
a. Structure fragmentaire …… **5**
b. Structure particulaire …….. **5**
c. Structure compacte ……. **5**
I.4.1.3. L'humidité…….. **5**
I.4.2. Propriété chimique ……. **5**
I.4.2.1. La salinisation du sol …….. **5**
- Impact de la salinisation sur les sols …… **5**

I.4.2.2. Sodisation …… **6**
I.4.2.3. PH …… **6**
I.4.2.4. La conductivité électrique …….. **7**
II. Pollution des eaux ……. **7**
II.1. Définition de pollution ……. **7**
II.2. Origine de pollution …… **7**
II.2.1. Domestique ……. **7**
II.2.2. Naturel …….. **8**
II.2.3. Agricole ……. **8**
II.2.4. Urbaine ……. **8**
II.2.5. Industrielle …… **8**
II.3. Pollution du sol …… **9**

II.3.1. Formes…… **9**
II.3.2. Le processus de transfert ……. **10**
III. Contamination des sols par les éléments traces métalliques ……. **10**
III.1. Définition des éléments traces métalliques…… **10**
III.2. Répartition des métaux lourds dans les sols …… **11**
III.3. Propriétés physico-chimiques des métaux lourds……. **11**
III.3.1. Solubilité …… **11**
III.3.2. La toxicité ……. **12**
III.3.3. Biodisponibilité dans le sol …… **12**
III.3.4. Bioaccumulation ……. **12**
III.4. Les métaux lourds étudiés ……. **13**
III.4.1. Cadmium …… **13**
III.4.2. Plomb …….. **14**
III.5. Les Formes des éléments traces métalliques (ETM) dans le sol …….. **15**
III.6. Effets des éléments traces métalliques (ETM) sur les propriétés du sol……. **15**
III.7. Normes des métaux lourds dans le sol ……. **15**
IV. Contamination des eaux d'irrigation du barrage de béni Haroun par les éléments traces métalliques (ETM)……... **17**
IV.1. Les sources de contamination …….. **17**
IV.1.1. Industriel …….. **17**
IV.1.2. Agriculture ……. **18**
IV.1.3. Agglomérations …… **18**

Chapitre II Matériel et méthodes

I. Zone d'étude (Le barrage de Béni Haroun) …….. **19**
I.1. Situation géographique …… **19**
I.2. Géologie et lithologie …….. **20**
I.3. Climatologie ……. **21**
I.4. Précipitation…….. **22**
I.5. Température …… **22**
I.6. Évaporation…… **23**
I.7. Le vent …… **24**

I.8. Végétations …… **25**
II. Choix et localisation des sites de prélèvement ……. **25**
II.1. Prélèvements d'eau ……. **26**
II.2. Méthodes d'analyses physico-chimiques d'eau …… **26**
II.2.1. La température ……. **27**
II.2.2. Le PH …… **27**
II.2.3. La conductivité électrique ……. **27**
II.3. Dosage des anions…… **27**
II.3.1. Carbonates et bicarbonates……. **27**
II.3.2. Les chlorures……. **27**
II.3.3. Les sulfates…… **28**
II.3.4. Les nitrates…… **28**
II.4. Dosage des cations : Na+,k+, Ca++, Mg++ et calcul du SARaj…… **28**
II.5. Analyses des métaux lourds …… **29**
II.5.1. Principe de la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique ……. **29**
II.5.2. Dosage des éléments traces métalliques dans l'eau…… **29**
II.6. Prélèvements de sol ……. **31**
II.7. Méthodes d'analyses physico-chimiques des sols ……. **33**
II.7.1. PH …….. **33**
II.7.2. Conductivité électrique (CE)……. **33**
II.7.3. Calcaire total (CT)……. **33**
II.7.4. Dosage de La matière organique (méthode de walkly-blak modifiée) …….. **33**
II.7.5. Granulométrie …….. **34**
II.7.6. Extraction des ETM total du sol…….. **35**
II.7.7. Extraction des métaux lourds bio disponibles ……. **37**
III. L'analyse de la variance à un critère de classification (ANOVA)…… **38**

Chapitre 3 : Résultats et discussions

I. Résultats et discussions d'eaux……. **39**
II. Résultats et discussions du Sol ……. **40**
II.1. Granulométrie …….. **41**
II.2. pH …… **42**

II.3. Conductivité …… **44**
II.4. Matière organique …… **47**
II.5. Calcaire …… **49**
II.6. Les métaux lourds……. **51**
II.6.1. Cadmium ……. **51**
a. Fraction bio disponible…… **51**
b. Concentration total ……. **53**
II.6.2. Le Plomb …….. **55**
a. fraction biodisponible…… **55**
b. Concentration total…….. **57**
II.7. Analyse de corrélation entre les paramètres physico-chimiques des sols…….. **60**
Conclusion…… **61**
Références bibliographique
Annexes
Résumé

Introduction

Introduction

La qualité des eaux et des sols ont connu ces dernières années une grande dégradation, à cause des rejets industriels non contrôlés, l'utilisation intensive des engrais chimiques dans l'agriculture ainsi que l'exploitation désordonnée de ces ressources. L'apport de substances étrangères dans un écosystème modifie ces conditions naturelles, ainsi les concentrations des polluants peuvent atteindre des valeurs nettement plus élevées que celle relevés initialement dans le sol, l'air ou l'eau, ce phénomène constitue donc une menace particulière pour l'être humain et d'autres maillons finaux de la chaine alimentaire **(Berranem, 2012).**

L'agriculture, de façon générale, est une grande consommatrice d'eau, qui dans les conditions arides et semi arides, vient souvent à manquer. Pour pallier à cet inconvénient, le meilleur moyen que les hommes aient trouvé a été un appoint d'eau, C'est ce complément d'eau que l'on appelle irrigation **;** Mais, il arrive que la qualité de l'eau exigée ne soit pas toujours disponible. Dans le but de sauver voire d'améliorer leurs rendements, les exploitants agricoles se trouvent contraints à recourir à différentes sources d'eaux pour l'arrosage de leurs cultures. Il se trouve que sur certains sites, ils sont contraints d'utiliser des eaux usées non traitées, pouvant provenir via les oueds aussi bien des ménages que des industries **(Bouaroudj, 2012).**

Béni Haroun est un grand complexe hydraulique stratégique en Algérie dans la wilaya de Mila, récemment mis en service (2003). De plus, il alimente cinq wilayas Mila, Constantine, Batna, Khenchela et Oum el Bouaghi en eau potable et en eau d'irrigation **(Rabia et Djamaa, 2014)**, il est Situé au cœur du tell oriental algérien son bassin est assez peuplé et industrialisé, et les impacts sur la qualité de ces eaux est liés aux rejets domestiques, industriels et à l'emploie des engrais et des pesticides sont devenues importants **(Kerdoud, 2006).**

Dans plusieurs région de Mila, l'agriculture dépend de l'approvisionnement en eau qui provient souvent du barrage ; l'utilisation des eaux de surface pollué pour l'irrigation est une pratique réelle. Elle se fait à partir d'eaux rejetées sans traitement. Ainsi, le recours à ces eaux pour des fins d'irrigation soulève de nombreux problèmes sanitaires et environnementaux **(Bouaroudj, 2012).**

Les résultats obtenus dans le travail de **Habila(2008)** montrent que les eaux du barrage sont assez dégradées ; les valeurs de conductivité, Pb et Cd sont élevé.

C'est dans ce cadre qu'on a effectué notre étude sur l'impact des eaux d'irrigation du Barrage de Béni Haroun utilisé sur les propriétés des sols et surtout la contamination par les métaux lourds en comparant des échantillons pris dans des sols irrigué avec d'autres dans des sols non irrigué considérer comme témoin.

Notre investigation est consignée dans trois chapitres : le premier est consacré à une synthèse bibliographique sur des généralités de la pollution de l'eau et du sol, et les éléments traces métalliques propriété types et comportement.

Le deuxième chapitre est consacré à la présentation de la zone d'étude : localisation et Description de la zone d'étude, situation géologique et climatologique, ensuite une présentation du matériel utilisé, les méthodes d'analyses physico-chimiques, analyses des métaux lourds **(**le dosage du Cd et Pb) de l'eau et du sol.

Et en fin, avant de conclure ce travail, un dernier chapitre, est consacré à la Présentation des résultats obtenus pour les différents paramètres mesurés et déterminés avec une interprétation statistique approfondie, afin de mieux discuter les résultats et identifier les différentes corrélations entre les différentes variables étudiées.

Chapitre I

Synthèse bibliographique

I. Le sol

I.1. Définition

Le sol est la couche la plus externe, marquée par les êtres vivants, de la croûte terrestre. Il est le siège d'un échange intense de matière et d'énergie entre l'air, l'eau et les roches, et un compartiment majeur de l'écosystème terrestre à l'interface de l'atmosphère, de l'hydrosphère, de la lithosphère et de la biosphère. Donc, le sol occupe une position importante dans les cycles globaux des matières **(Gobat, 2003 ; Bourrier et Berthelin, 1998 ; Rober, 1996).**

C'est un milieu complexe et de nature organo-minéral ; formé d'éléments minéraux résultant de l'altération de la roche mère sous l'action d'agents atmosphériques et biologiques **(Boneau et Souchier, 1994**). il est aussi un milieu vivant; car il est riche en organismes et micro-organismes entre lesquels il existe une multitude d'interactions **(Pedro, 2007 ; Calvet, 2003 ; Duchaufour, 2001 ; Rober, 1996 ; Elhai, 1968)**. Le sol assure ainsi des fonctions de transformation, de transfert et d'accumulation, tout en pouvant aussi subir des modifications importantes et rapides d'origine naturelle ou anthropique ; dégradation, érosion, changement d'usage…, c'est pour cela qu'il est considéré comme un réacteur biogéochimique complexe (multiphasique, interactif) **(Bourrier et Berthelin, 1998).**

I.2. Organisation

Le profil pédologique ou « solum » est une coupe du sol selon un plan vertical, en deux dimensions, qui permet d'atteindre une profondeur suffisante, et de décrire la variation d'un certain nombre de caractéristiques avec la profondeur **(Rober, 1996).** le profil fait apparaitre plusieurs bandes d'épaisseur variable, qui le subdivisent en couches plus ou moins homogènes appelées horizons. Ces derniers se distincts par la différence observable ou mesurable, la couleur, la nature et la taille des constituants (texture), l'organisation (ou la structure), le comportement… **(Gobat, 2003 ; Rober, 1996; Elhai, 1968).**

La mise en valeur agricole a eu pour conséquences de modifier, sur plusieurs décimètres d'épaisseur et sur des pas de temps très courts, la partie supérieure du sol, c'est-à-dire des horizons hérités de la pédogenèse **(Stengel et *al,* 1998).**

I.3. Rôles et fonctions

Au sein de la biosphère terrestre, le sol constitue le nœud du système biogéochimique, c'est un objet infiniment plus complexe que l'air et l'eau, de nature organo-minérale, il est donc meuble, poreux et hydraté, abritant de nombreux micro-organismes **(Robert, 1996)**.

C'est la raison pour laquelle il constitue un bioréacteur de premier plan, ce qui lui permet d'assurer de nombreuses fonctions, dont entre autres **(Pedro, 2007**) :

Un milieu biologique où croisent et se développent de très nombreux organismes vivants animaux et végétaux, et ses caractères influents beaucoup sur cette croissance et ce développement, tout en déterminant la qualité de l'environnement, La qualité des eaux et de l'air, de plus, c'est un puits dans les cycles biogéochimiques en particulier, son rôle est d'une très grande importance dans les cycles du carbone, de l'azote, du soufre et du phosphore, tant du point de vue agronomique que celui environnemental **(Pedro, 2007 ; Calvet 2003 ; Robert, 1996).**

I.4. Propriété du sol

I.4.1. Propriété physique

I.4.1.1. Texture du sol

Dépend du calibre des particules qui le composent. La fraction grossière comprend les cailloux et les graviers d'un diamètre supérieur à 2 mm. Le sol comporte 3 phases : une phase solide (minérale et organique), une phase liquide (solution du sol) et une phase gazeuse (air, CO2, CH4). On appelle texture la résultante du mélange de terres fines et grossières dont les pourcentages varient d'un sol à l'autre **(Youcfi, 2011).**

I.4.1.2. Structure du sol

La façon dont les argiles et la Matière Organique (MO) et plus particulièrement l'humus sont imbriqués dans le sol. Seule la structure du sol peut être modifiée par ajout de MO et/ou de Ca2+. La texture ne peut être modifiée à l'échelle humaine. En présence de sels minéraux (Fe/Al) et de MO les argiles forment des Complexes Argilo-Humiques (CAH) (**Boukhalfa et Kafi, 2013).**

a. Structure fragmentaire

Les agrégats permettent à la fois une rétention de l'eau et des échanges chimiques avec la solution du sol et les racines. C'est la structure la plus intéressante pour l'agriculture.

b. Structure particulaire

Les particules de terre sont trop grandes et il n'y a pas d'agrégation entre elles (la plage de sable). Sa capacité d'infiltration est très élevée mais sa capacité de rétention très réduite, le sol est donc incultivable**.**

c. Structure compacte

A l'opposé de la structure particulaire, les particules sont très fines (grande proportion d'argiles) et s'agglomèrent, elle limite fortement l'infiltration de l'eau dans le sol qui s'engorge, on le dit saturé en eau. Ce sol s'appauvrit en oxygène et devient difficilement pénétrable par les racines (**Anonyme 1).**

I.4.1.3. L'humidité

Est la présence d'eau ou de vapeur d'eau dans l'air ou dans une substance (C'est la teneur en eau du sol), Elle peut se mesurer grâce à un hygromètre a cheveu ou numérique et s'exprime en pourcentage le plus souvent (**Boukhalfa et Kafi, 2013).**

I.4.2. Propriété chimique

I.4.2.1. La salinisation du sol

La salinisation est un processus d'enrichissement du sol en sels solubles qui aboutit à la formation d'un sol salin **(Essington, 2004 et Brady et Weil, 2002 ; Keren, 2000 ; Levy, 2000).** La salinisation des sols est le processus d'accumulation des sels à la surface du sol et plus particulièrement dans la zone racinaire, elle cause des effets nocifs sur les végétaux et le sol **(Mermoud ,2006).**

- **Impact de la salinisation sur les sols**

La salinisation réduit considérablement la qualité du sol et la couverture végétale. La destruction de la structure du sol accentue l'érosion par l'eau et par les vents des sols salins et sodiques. Quand la dégradation des sols se produit dans des zones arides, semi-arides et semi- humides, on assiste à ce que l'on appelle une désertification ainsi qu'une perte de fertilité du sol, une destruction de la structure du sol et une formation d'une croute de sol **(Boukhris, 2012).**

I.4.2.2. Sodisation

Défini comme étant l'accroissement du taux de sodium échangeable d'un sol dû à diverses modifications physico- chimiques, dont résultent une défloculation des argiles et une obturation des pores qui entravent la circulation de l'eau. Le sol devient de ce fait imperméable et donc infertile **(François ,2008).**

Le lessivage du profil, soit par l'eau de pluie sur des périodes prolongées ou par l'irrigation à l'eau douce, abaisse la concentration de l'électrolyte en disparaissant les particules d'argile. Le lessivage des particules d'argile plus profondément dans le profil bloquent les pores de l'infiltration de l'eau. En effet, le sol argileux empêche l'écoulement de l'eau, il s'engorge rapidement à cause du blocage des pores (**Rengasamy, 2002).**

I.4.2.3. pH

Par définition, il est l'unité de mesure de la concentration en ions hydrogènes, permettant d'évaluer l'acidité ou la basicité d'un milieu **(Dajoz, 1985)**.

Le pH est une expression logarithmique de l'acidité d'une solution. Dans les zones arides, la gamme relative aux sols s'étend d'un pH légèrement inférieur à 7 à un pH d'environ 9 **(Baci, 1982**). La classification des sols selon le pH est représentée par le tableau (1).

Tableau 1: La gamme de pH des sols **(Gauchers et Soltser, 1981)**.

pH	Désignation des sols
3 - 4,5	Extrêmement acides
4,5 – 5	Très fortement acides
5 – 5,5	Très acides
5,5 – 6	Acides
6 – 6,75	Faiblement acides
6,75 – 7,25	Neutres
7,25 – 8,5	Alcalins
> 8,5	Très alcalins

I.4.2.4. La conductivité électrique

C'est la capacité d'un matériau à laisser passer un courant électrique **(Friedman, 2005).**La conductivité électrique est la mesure du degré de la salinité du sol étudié (**Delaunois, 1976).** Selon **USSL (1981)** les sols sont classés selon la conductivité suivant le tableau (2).

Tableau 2 : Echelle de salinité du sol **(USSL, 1981).**

Conductivité électrique (ms/cm)	Salure
0 – 0,6	Non salé
0,6 – 1,4	Peu salé
1,4 – 2,4	Salé
2,4 – 6	Très salés

II. pollution des eaux

II.1. Définition de pollution

L'**OMS** (2005)**,** définit la pollution comme étant toute modification des propriétés physiques, chimiques ou biologiques, ou tout rejet de substances liquides, gazeuses ou solides dans l'eau de façon à créer une nuisance ou à rendre cette eau dangereuse du point de vue, soit de la santé, de la sécurité, soit de ses usagés destinés à des fins domestiques, commerciales, industrielles, agricoles, récréatives et autres, soit de la faune sauvage et aquatique.

On peut dire aussi que la pollution de l'eau est une dégradation physique, chimique ou biologique de ses qualités naturelles, provoquée par l'homme et par ces activités. Elle perturbe les conditions de vie et l'équilibre aquatique et compromet les utilisations de l'eau **(Kerdoud, 2006)**.

II.2. Origine de pollution

II.2.1. Domestique

Elle provient des habitations et en général véhiculée par les réseaux d'assainissement jusqu'à la station d'épuration .la pollution domestique se caractérise par la présence des germes fécaux, de fortes teneurs en matière organique, des sels minéraux et des détergents **(Gaujous. 1995).**Elle peut être responsable de l'altération des conditions de transparence et d'oxygénations de l'eau ainsi que de développement de l'eutrophisation dans les rivières **(Faurie et *al*, 2003).**

II.2.2. Naturel

Certains auteurs considèrent que divers phénomènes naturels sont aussi à l'origine de la pollution (épuration volcanique, etc) **(Glosclaude, 1999).**

II.2.3. Agricole

Elle provient des fermes ou des cultures et elle se caractérise par les fortes teneurs en sels minéraux (NO_2, P, K,…) et la présence de produits chimiques du traitement (pesticides, engrais...).

La pollution d'origine agricole peut se présenter sous deux formes : diffuse lorsque elle concerne de grandes surfaces et ponctuelle lorsqu'elle est accidentelle ou chronique sur un espace plus réduit **(Groschaude ,1999).**

II.2.4. Urbaine

Les activités humaines (comme l'organisation des fonctions de la maison, de la ville ou du village) ont été marquées par la permanence de l'eau depuis l'antiquité. Aujourd'hui, elle intervient dans le fonctionnement d'un grand nombre d'installations et d'appareils domestiques : salle de bain, toilettes, lave-linge, chauffage central, etc.

Seulement, les rejets des eaux après leur utilisation, entraînent une pollution urbaine de l'eau. Cette dernière est liée, de nos jours, aux grandes concentrations urbaines et celles des commerces. Les flots déversés varient en fonction de la taille de l'agglomération et de ses activités **(Kerdoud, 2006).**

II.2.5. Industrielle

Les utilisations industrielles de l'eau sont extrêmement diversifiées. Les propriétés physiques et chimiques très particulières de l'eau y sont évidemment mises à profit. En effet, les eaux industrielles sont extrêmement variées selon le genre d'industrie dont elles proviennent. Elles contiennent des substances les plus diverses, pouvant être acides ou alcalines, corrosives ou entartrantes, à température élevée, souvent odorantes et colorées. Il faut enfin noter que chaque usager industriel utilise généralement l'eau dans le cadre de différentes utilisations **(Guerree et Gomella, 1982).**

II.3. Pollution du sol

Depuis la fin du XIXème siècle, le secteur industriel s'est développé sans préoccupation des rejets d'éléments toxiques dans l'environnement et particulièrement le sol **(Lecomte, 1998).**

Les polluants sont émis vers la surface du sol, et par elle qu'ils transitent souvent avant de passer dans l'hydrosphère, sa position d'interface lui confère un rôle important dans certains nombre de cycles biogéochimiques mais va faire de lui, un lieu de passage ou de séjour de nombreux et de divers polluants produits par l'activité humaine **(Rober, 1996; Koller, 2004).**

Les contaminations diffuses, qui affectent les niveaux superficiels des sols, résultent de phénomènes naturels tels que les retombées atmosphériques d'aérosols d'origine volcanique, ou d'actions anthropiques intentionnelles ou non :

- poussières et dépôts atmosphériques,
- fertilisants minéraux (cuivre contenu dans les phosphates),
- pesticides,
- lisiers et fumiers,
- boues de stations d'épuration,
-activités minières,
- déchets industriels (bâtiments) ou urbains,
- transports, etc.

II.3.1. Formes

La Pollution des sols peut être ponctuelle, caractérisées par la présence locale de fortes concentrations de substances dangereuses non confinées dans les sols et sous-sols donnant naissance à des « sites localement contaminés », l'étendue de la contamination est généralement faible. La pollution diffuse, là où les substances dangereuse sont dispersées accumulées sur d'importantes surfaces de sols, caractérise des « sites uniformément contaminés », l'étendue de la contamination est généralement grande et le gradient de concentration à l'intérieur du site est plutôt faible (horizontalement) (**Colin, 2000).**

En revanche, la pollution est endogène, lorsque les constituants normaux du sol se présentent sous une forme inhabituelle ou sont à des concentrations anormalement élevées,

Tandis que la pollution exogène, qui résulte d'apports extérieurs au sol, est la plus fréquente (**Koller, 2004).**

II.3.2. Le processus de transfert

Les précipitations et l'irrigation sont les principales sources d'eau des sols. Une partie est évacuée par évaporation ou ruissellement de surface. Une partie pénètre dans le sol et se dirige alors soit vers les racines des plantes, soit, par gravité, vers les horizons profonds et les nappes phréatiques. Au cours de ces transports, l'eau se charge en éléments en traces dissous **(Marcos, 2001)**.

III. Contamination des sols par les éléments traces métalliques

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

Les éléments traces métalliques, sont présents naturellement en faible ou très faible concentration dans le sol. De manière générale, on qualifie d'élément trace tout élément dont la concentration moyenne dans la croûte terrestre est inférieure à 0.1 % (ou 1000 ppm). Symétriquement, on définira les éléments majeurs comme étant ceux dont la concentration est supérieure à 0.1 %. Dans la nature, la majorité des éléments sont des éléments traces **(Denis, 2004).**

III.1. Définition des éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques sont généralement définis comme des métaux lourds. On appelle en général métaux lourds les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5 grammes par cm^3 **(Senat, 2009).**

Les métaux lourds les plus souvent considérés comme toxique pour l'homme sont le plomb, le mercure, l'arsenic et le cadmium. D'autres comme le cuivre, le zinc, le chrome, pourtant nécessaires à l'organisme en petites quantités, peuvent devenir toxiques à doses plus importantes.

En toxicologie, ils peuvent être définis comme des métaux à caractère cumulatif (souvent dans les tissus graisseux) ayant essentiellement des effets très néfastes sur les

organismes vivants. En nutrition et en agronomie, ils peuvent même être assimilés à des oligo-éléments indispensables à certains organismes **(Naseem et *al*.,1999).**

III.2. Répartition des métaux lourds dans les sols

L'étude de la répartition d'un élément trace métallique entre les composants solides s'appelle la spéciation appréhendée par une technique qui porte le nom « d'extraction séquentielle » **(Citeau, 2004).**

La variable déterminante de cette répartition est le degré de solubilité du métal**.**

- si le métal est soluble, il va passer dans les nappes ou dans la plante.
- s'il est insoluble, il va rester dans le sol.

La solubilité va dépendre de plusieurs facteurs, le plus important est l'acidité du sol.

- Un sol acide facilite la mobilisation. Les métaux lourds ne s'accumulent pas. Ils sont transférés vers les nappes phréatiques et les fleuves ou absorbés par les plantes et présentent alors un risque pour la santé.
- Un sol calcaire contribue à l'immobilisation de certains métaux (certains éléments

Réagissent différemment, notamment l'arsenic, plus mobile dans un sol calcaire).

Il n'y a donc pas de risque immédiat pour la santé. Mais le sol est contaminé durablement et la concentration en métaux lourds augmente avec les années. Ces derniers sont susceptibles d'être relargués quand l'environnement est modifié. Au niveau des sols, les risques sont divers (transfert vers les nappes phréatiques, biodisponibilité, écotoxicité), et dépendent principalement de la spéciation (degré d'oxydation, mode de complication avec les macromolécules organiques et les constituants minéraux du sol) **(Boulkrah, 2008)**.

III.3. Propriétés physico-chimiques des métaux lourds

Ils possèdent les propriétés physiques générales des métaux. Ils sont fortement électropositifs et donnent par perte d'électrons des cations métalliques de charge variable **(Diard ,1996).**

III.3.1. Solubilité

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément concerné et le chimisme de la phase aqueuse (pH, potentiel redox, et de phases solides environnante) qui interagisse avec la composition de cette phase. L'hydro solubilité de nombreux métaux est fortement accrue par l'acidité **(Lemière et *al,* 2001).**

III.3.2. La toxicité

Les métaux sont généralement séparés en deux catégories selon leur caractère essentiel ou non pour les êtres vivants. En effet, ils peuvent s'avérer indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), c'est le cas du Fer (Fe), du Cuivre (Cu), du Zinc (Zn), du Nickel (Ni), du Cobalt (Co), du Vanadium (V), du Sélénium (Se), du Molybdène (Mo), du Manganèse (Mn), du Chrome (Cr), de l'Arsenic (As) et du Titane (Ti).

Dans ce cas, leurs concentrations dans les organismes doivent répondre aux besoins métaboliques de ces derniers. Dans le cas contraire, une carence ou un excès de ces éléments essentiels peut induire des effets délétères.

D'autres ne sont pas nécessaires à la vie, et peuvent être même préjudiciables comme le Mercure (Hg), le Plomb (Pb), le Cadmium (Cd) et l'Antimoine (Sb) **(CASAS, 2005).**

III.3.3. Biodisponibilité dans le sol

La biodisponibilité, est l'aptitude d'un élément de passer d'un compartiment quelconque du sol dans un être vivant, (bactérie, végétal, animal ou homme), le plus souvent via la solution du sol **(Raoul, 2003).**

Les proportions des différentes formes d'un minéral dans un biotope donné dépendent des caractéristiques physico-chimiques de ce biotope (température, dureté, matière organique, cations, anions …). Seules certaines formes de l'élément métallique (ions libres hydratés, certaines espèces inorganiques ou organiques) peuvent être assimilables. Cependant, selon l'organisme considéré, les modes d'assimilation peuvent être différents. En effet, pour un même organisme, plusieurs facteurs comme l'âge, la taille, le cycle de reproduction, peuvent également modifier les modes d'assimilation et donc seule une fraction de la concentration totale en métal présente dans le milieu est biodisponible pour un organisme (**Le Goff et Bonnomet, 2004).**

III.3.5. Bioaccumulation

La bioaccumulation est un phénomène par lequel une substance présente dans un biotope pénètre dans un organisme. Dans ce processus il y a simple transfert d'une fraction de la substance contenue dans le biotope dans l'organisme de sorte que la concentration dans ce dernier est généralement inférieure ou égale à celle où le polluant se rencontrera (l'eau ou le sol).

Les métaux lourds sont des polluants particulièrement toxiques pour la santé humaine. Cette toxicité est renforcée par un phénomène d'assimilation et de concentration dans l'organisme qu'on appelle la bioaccumulation Le processus se déroule en trois temps :
- l'assimilation,
- la bioaccumulation par l'individu, ou bioconcentration,
- la bioaccumulation entre individus, ou bioamplification **(Miquel, 2001).**

III.4. Les métaux lourds étudiés

III.4.1. Cadmium

C'est un élément trace qui peut devenir toxique pour la vie aquatique, quand sa concentration dépasse un certain seuil. Il est naturellement présent à de très faibles concentrations dans les écosystèmes aquatiques **(Nriagu, 1980)**.

Il est extrait essentiellement du minerai de carbonate du zinc. Son numéro atomique est 48 et sa masse atomique est de 112.4 g/mole. Il est ductile (capacité à l'étirement), malléable (capacité à lamise en forme) et résiste à la corrosion atmosphérique, ce qui en fait un revêtement de protection pour les métaux ferreux.

A l'état naturel, le cadmium se présente sous deux degrés d'oxydation (0et+2). C'est un métal très ductile, bon conducteur et résistant à la corrosion par l'humidité à pH alcalin ou neutre **(Sahli, 2002)**.

Le cadmium est insoluble dans l'eau et les solvants organiques mais facilement attaqué par les acides. Il est très mobile dans l'eau et dans le sol. Il représente un élément métallique très toxique sous toutes ses formes (solide, vapeur, sels, composés organiques) **(Melghit, 2010).**

Tableau 3 : les caractéristiques physicochimiques de Cadmium **(Rodier, 1996).**

Elément	Etymologie d'élément	Symbole	Année de découverte	Numéro atomique (Z)	Masse atomique (Ar)	Masse volumique (g/cm3)
Cadmium	**Du grec Kadmia, (= terre)**	**Cd**	**1817**	**48**	**112.4**	**8.7**

III.4.2. Plomb

Les émissions de plomb ont été très significativement réduites pendant les dernières années, suite à la suppression du plomb dans les carburants automobiles. . Le Plomb est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère.

Dans l'air, les émissions de Plomb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont reconnues d'une importance mineure. Les rejets atmosphériques sont principalement anthropiques, ils proviennent d'abord des industries de première et deuxième fusion du plomb, et au niveau urbain ou routier, des rejets des véhicules à moteur (**Pichard, 2003).**

Les rejets aquatiques les plus importants proviennent de la sidérurgie.
Les teneurs dans les eaux côtières sont à peine plus élevées qu'en zone océanique à cause de l'ampleur de l'enlèvement dans les zones où les concentrations en matières en suspension sont fortes. Des eaux côtières, dont les teneurs sont inférieures à 50 ng.L-1 peuvent être considérées comme non contaminées (**Casas, 2005).**

Ces composés liquides sont extrêmement volatils et pénètrent facilement dans l'organisme par la voie respiratoire mais aussi par la peau. Comme ils sont très liposolubles, ils passent immédiatement dans le sang et, par leur capacité de bioaccumulation, ils vont, dans un premier temps, se stocker dans le foie. Pour s'en débarrasser, le foie va leur retirer, grâce à des enzymes d'oxydation, un de leurs quatre groupements alkyles. Ainsi, le plomb tétraéthyle va conduire au plomb triméthyle qui, grâce au sang, va se répartir dans tout l'organisme et se stocker préférentiellement dans le cerveau où il va entraîner des processus inflammatoires très graves qui vont aboutir à une encéphalite parfois mortelle (**Gunnar et *al.*, 2007) .**

Tableau 4 : les caractéristiques physicochimiques de Plomb **(Rodier, 1996).**

Elément	Etymologie d'élément	Symbole	Année de découverte	Numéro atomique (Z)	Masse atomique (Ar)	Masse volumique (g/cm3)
Plomb	**du latin, Plumbum**	**Pb**	**/**	**82**	**207.2**	**11.34**

III.5. Les Formes des éléments traces métalliques (ETM) dans le sol

Les métaux se répartissent dans les sols sous des formes variées. On les trouve sous forme échangeable dans les argiles et la matière organique qui leur permet d'être absorbés par les plantes, sous forme de complexes ou associés à des molécules organiques. Ils peuvent être inclus dans des phases cristallines ou directement adsorbés sur des particules d'oxydes ou d'hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse, Enfin ils peuvent être retenus dans les restes d'un organisme vivant qui les contenait.

La forme des métaux dans les sols dépend de manière dynamique de leur composition minéralogique, des conditions de salinité, de pH, d'oxydoréduction, de la granulométrie du sol, de sa teneur en eau, de la présence de ligands en solution et de micro-organismes. Tous ces facteurs influencent la solubilisation des métaux ou au contraire, leur précipitation ou leur adsorption **(Nowaket et *al*, 2003 ; Laperche, 2004).**
Les interactions entre les différents compartiments du sol ont lieu par l'intermédiaire de la solution du sol qui transporte les métaux sous toutes leurs formes, solubles ou particulaires. La forme sous laquelle les éléments traces sont présents dans le sol conditionne leur mobilité et leur biodisponibilité, deux paramètres extrêmement importants pour évaluer leur impact toxicologique **(Jean-Baptiste, 2006).**

III.6. Effets des éléments traces métalliques (ETM) sur les propriétés du sol

Le sol se compose principalement de sable, d'argile, de matière organique (humus) et d'oxydes de fer et d'aluminium. Des métaux peuvent se lier à la surface de tous ces composants. Les teneurs des différents composants varient fortement en fonction du type de sol, ce qui signifie que la capacité d'un sol à lier des métaux varie également, Selon ces différents composants.

La capacité de liaison du sable est la plus faible et celle de la matière organique est généralement la plus élevée. Pour la plupart des métaux, l'acidification du sol se traduit tant par une solubilité supérieure que par une baisse de l'adsorption **(Jaap Stekete, 2010).**

III.7. Normes des métaux lourds dans le sol

Vouloir fixer une seule valeur seuil « normale » pour tous les types de sols aux propriétés physiques et chimiques différentes est à la fois impossible et déraisonnable **(Kadem 2005).**

C'est la raison pour laquelle chaque pays s'est doté de normes qu'il a jugées appropriées à la nature de ses sols (tableau 5). Dans le contexte de notre travail, on s'est référé aux valeurs indicatives proposées en Suisses **(Osol, 1986)** et qui correspondent généralement aux valeurs basses tolérées.

Tableau 5 : Différentes normes et références – teneurs totales des ETM dans les sols (en mg/kg), les valeurs en gras sont celles prises en considération dans notre travail **(D'après Baize, 1997).**

	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Hg	Se
France P. Godin (1983)									
Seuil d'anomalie	2	30	150	100	50	100	300		
Seuil d'investigation	4	60	300	200	100	200	600		
Seuil de traitement	10	150	750	500	250	500	1500		
Seuil d'urgence	10	300	1500	1000	500	1000	3000		
France (1985)									
Norme Afnor NF U44-041	2		150	100	50	100	300	1	10
	Cd	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**	**Tl**	**Se**
Suisse (1986)									
Valeurs indicatives (HNO_3)	**0,8**	**25**	**75**	**50**	**50**	**50**	**200**	**1**	
Valeurs indicatives ($NaNO_3$ 0,1M)	**0,03**			**0,7**	**0,2**	**1**	**0,5**		
Pays-Bas (1983)									
valeurs de référence A	1,5	25	100	50	50	50	200		
Valeurs de référence B	5	50	250	100	100	150	500		
Valeurs de référence C	20	300	800	500	500	600	3000		
Pays-Bas (1987)									
Valeurs de référence A	0,8	20	100	36	35	85	140		
Proposition 1993 valeurs C	12	240	380	190	210	530	720		
Québec (1988)									
Critère indicatif A	1,5	15	75	50	50	50	100		
Critère indicatif B	5	50	250	100	100	200	500		
Critère indicatif C	20	300	800	500	500	600	1500		
Directive Européenne (1986)									
Valeurs limites	1			50	30	50	150		
Valeurs limites	3			140	75	300	300		
	Cd	**Co**	**Cr**	**Cu**	**Ni**	**Pb**	**Zn**		
Grande -Bretagne									
Jardins familiaux	3	?	600	?	?	500	?		
Espaces de loisirs	15	?	100	?	?	2000	?		
Production agricole (EDTA)									
Canada									
Federal remediation criteria	3	40	750	150	150	375	600		
Ontario cleanup guidelines									
Residential	3	50	1000	200	200	500	800		
commercial	8	100	1000	300	200	1000	800		

IV. Contamination des eaux d'irrigation du barrage de Béni Haroun par les éléments traces métalliques (ETM)

IV.1. Les sources de contamination

IV.1.1. Industriel

Sous la ville de Constantine et ses périphéries se concentre, un tissu industriel aussi dense que varié. Les effluents les plus importants et les plus nocifs se localisent dans un rayon de 20 km de la ville de Constantine.

Il s'agit des rejets (en partie traités) des industries de construction mécanique de oued Hamimime et d'Ain Smara ainsi que ceux générés par les unités de textiles et les unités de produits laitiers de Constantine, par le complexe tabagique de la commune d'Ibn Badis, par le dépôt d'hydrocarbures d'El Khroub, par la cimenterie de Hamma Bouziane, par les unités de matériaux de construction et autres. Ils ont pour milieux récepteurs, l'oued Rhumel et son principal affluent, Boumerzoug.

Les industries localisées autour des agglomérations d'Ain El Kébira (cimenterie, unité boulonnerie), de Mila (briqueterie, vaissellerie) de Ferjioua (matériel électroménager, minoterie) et de Chelghoum Laid (détergents) génèrent également des rejets non négligeables.

Les principales unités industrielles implantées à travers le bassin versant Kebir Rhumel sont résumées dans la figure 7 **(Sahli, 2012).**

Figure 1 : Carte des rejets industriels dans le bassin versant Kébir-Rhumel(D H W, 2014).

IV.1.2. Agriculture

Le bassin du Kébir-Rhumel et du barrage de Béni Haroun se caractérise par une agriculture mixte, traditionnelle (irrigation gravitaire) et moderne (irrigation par canaux d'aspersion), tout dépend du type de culture. La superficie actuellement irriguée dans le bassin est de 2679 hectares consommant un volume annuel de 27,65 hm3.

Les principales activités des périmètres irrigués sont essentiellement les cultures maraichères et l'arboriculture. Afin d'atteindre la production nécessaire, il était important de développer des techniques et des stratégies de culture et d'autoriser l'usage de certains produits chimiques et organiques tel que les engrais et les pesticides pour améliorer les rendements et lutter contre les parasites et les maladies **(Melghit, 2010).**

IV.1.3. Agglomérations

Sur l'ensemble du bassin, on dénombre 100 agglomérations de plus de 2000 habitants, regroupant au total 1,43 millions d'habitants. Quatre-vingt-onze pour cent (91 %) de ces centres sont dotés d'un réseau d'assainissement d'une longueur totale de 1 400 km. La ville de Constantine (462 187 habitants) détient, à elle seule, le tiers de l'effectif total aggloméré.

Lui succèdent El Khroub (65 344), Mila (54 557), Ain M'Lila (50 744), Chelghoum aïd (41417), Ain Fakroun (40701), **(Mebarki,2000)**.

Chapitre II

Matériel et méthodes

I. Zone d'étude (Le barrage de Béni Haroun)

I.1. Situation géographique

La wilaya de Mila est située à l'Est algérien, à 400 km de la capitale Alger. Elle s'étend sur une superficie de 3407,60 km^2. Elle est limitée au nord par les wilayas de Jijel et Skikda, à l'Est par la wilaya de Constantine, à l'Ouest par la wilaya de Sétif et au Sud par la wilaya de Batna et d'Oum El Bouaghi **(SEM, 2013).**

Le barrage de Béni Haroun est situé à l'aval de la confluence de Oued Rhumel et Oued Endja; à une quarantaine de Kilomètres au nord de Constantine et une distance équivalente par rapport à l'embouchure de Oued Kebir (Mer Méditerranée). Sa mise en eau a commencé en out 2003 **(Mebarki, 2009).**

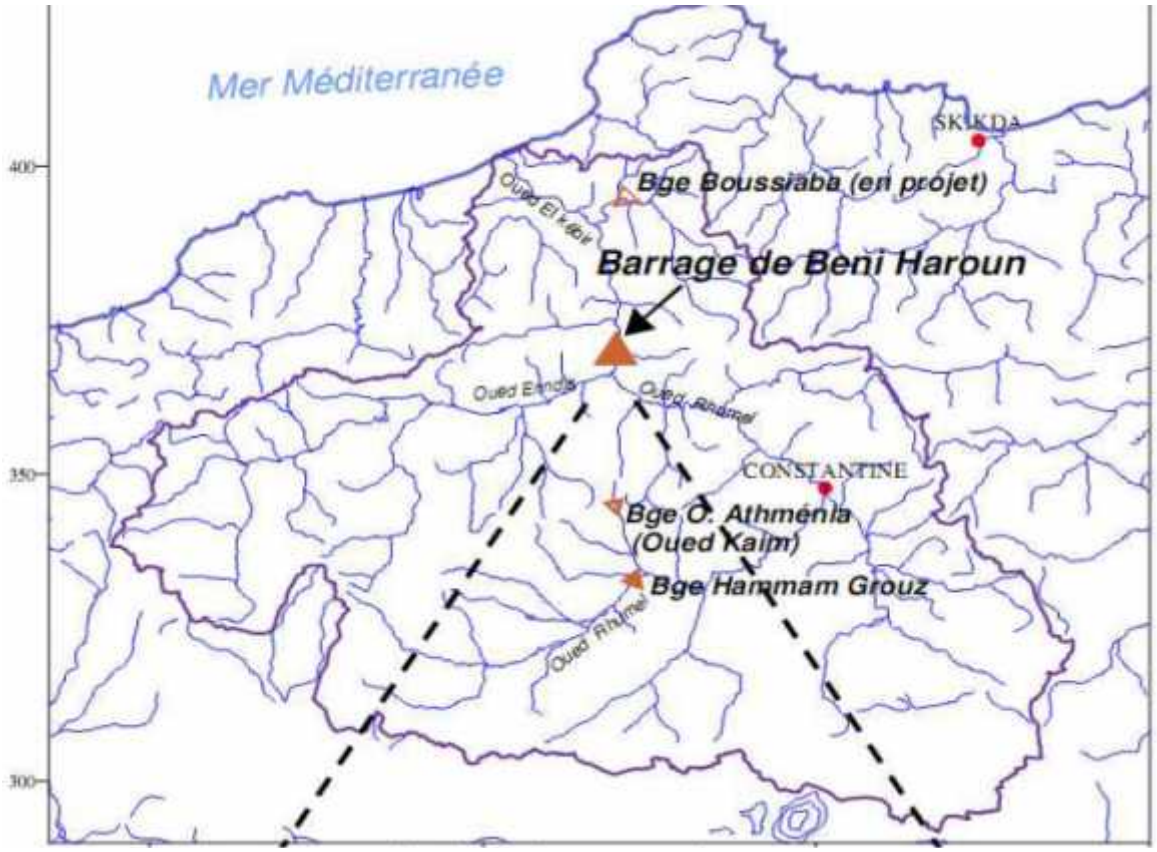

Figure 2 : Localisation du barrage Béni Haroun **(DFM 2016)**.

La digue du barrage, construite en béton compacté se dresse sur une hauteur de 107 m au-dessus du lit de l'oued Kébir. La retenue du barrage de Béni Haroun permet d'emmagasiner 963 hm3 d'eau; avec un volume utile de 732hm3 entre les cotes 172 et 200m. Le barrage de Béni Haroun permet de régulariser un apport annuel d'eau de 435hm3. Le rapport entre la capacité de la retenue et sa surface donne une lame d'eau moyenne de 24m **(Merabet, 2010).**

Figure 3 : Vue de la digue du barrage de Béni Haroun (côté de la retenue).

Figure 4 : Vue de la digue du barrage de Béni Haroun (coté aval).

I.2. Géologie et lithologie

La géologie de l'importante surface du bassin versant Beni Haroun du reflète clairement l'aspect lithologique de la zone centrale de l'Est Algérien. De la source à la mer, on rencontre schématiquement5 grands domaines géologiques et hydrogéologiques **(Rabia et Djamaa, 2014).**

-Le domaine des Hautes-Plaines sud-constantinoises (DI) Constitué de deux grandes unités lithologiques : les massifs carbonatés du néritique constantinois et les plaines plioquaternaires d'une part et d'autre part les massifs de calcaires jurassiques et crétacés.

-Le bassin néogène de Constantine-Mila (DII) d'âgemio-pliocène et à dominance argileuse, à l'exception de quelques affleurements de calcaires lacustres.

-Le domaine des nappes tectoniques de Djemila (DIII) à l'ouest de Ferjioua, en position occidentale par rapport au domaine DII. Elles sont formées d'une alternance de marnes et de calcaires marneux (Jurassique-Crétacé-Eocène).

-Le domaine de la dorsale kabyle et des massifs gréseux numidiens (DIV)ce domaine, localisé au niveau de la confluence de l'oued Endja et de l'oued Rhumel au nord de Grarem. Il est constitué essentiellement de grès numidiens sous les quels apparaissent des calcaires jurassiques très tectonisés de la dorsale kabyle **(Mebarki, 2005).**

-Le domaine du socle granitique et cristallophyllien de la petite Kabyle d'El Milia(DV) au Sud d'El Milia, la vallée du Kébir s'encaisse dans les formations du socle. Large de 1 à2 km, cette vallée renferme des graviers et sables alluviaux abondants. La nappe alluviale, en partie exploitée, constitue à l'opposé des formations du socle, la ressource hydraulique la plus importante du secteur **(Melghit, 2010**).

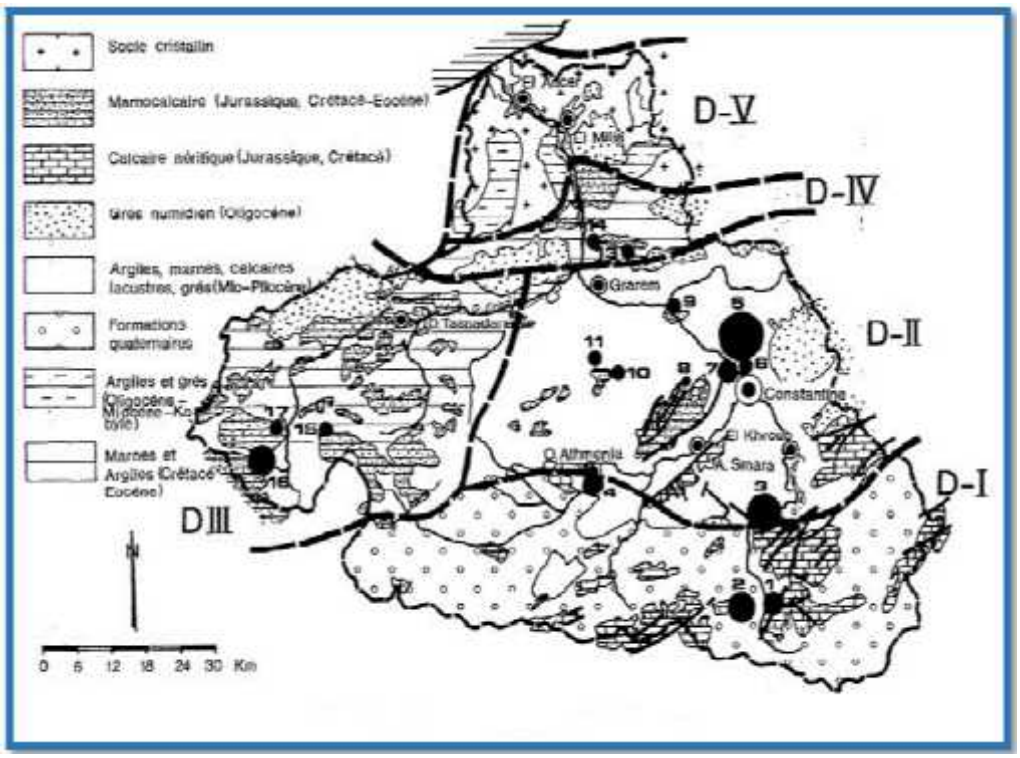

Figure 5 : Les grands domaines hydrogéologiques du Bassin Béni Haroun **(Mebarki, 2005).**

I.3. Climatologie

Le climat est l'ensemble des phénomènes météorologiques qui caractérisent l'état moyen de l'atmosphère en un point de la surface terrestre. Aussi, la bonne connaissance des conditions climatiques de la zone d'étude, et de ses caractéristiques est importante pour la compréhension de l'évolution des éléments climatiques et du comportement

hydrologique des cours d'eau. La nature des climats joue un rôle essentiel pour ajuster les caractéristiques écologiques des écosystèmes. Notre zone d'étude est soumise à des influences méditerranéennes **(Aissaoui, 2013).**

I.4. Précipitation

Les précipitations constituent évidemment, le paramètre climatique essentiel. Leur intensité, leur continuité et leur périodicité sont l'origine même de l'écoulement, de sa localisation et de sa violence **(Kerdoud, 2006).**

L'interprétation de l'histogramme (Figure 6) fait sortir, que d'une manière générale les précipitations se caractérisent par leur irrégularité mensuelle.

La moyenne mensuelle des pluies précipitées pour l'année 2015, est de 60.76 mm. Le mois de janvier, est le mois le plus abondante en pluie, elle a connu un excédent de 216 mm, A l'inverse, le mois de juillet, a connu un déficit de 0.2 mm c'est le mois la plus sèche.

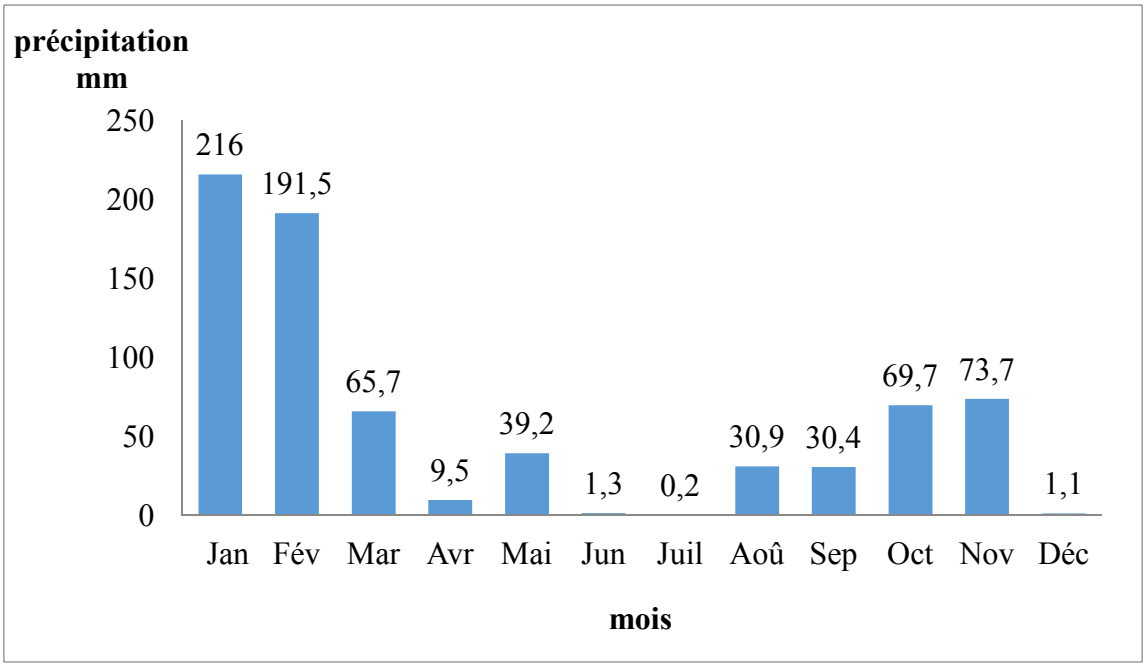

Figure 6 : Variation mensuel de précipitation de wilaya de Mila (station métrologique Ain Tin, 2015).

I.5. Température

La température représente un facteur limitant de toute première importance car elle contrôle des phénomènes métaboliques et conditionne de ce fait la répartition de la totalité des espèces et des communautés d'êtres vivants dans la biosphère (**Ramade, 1982**).

Les données de la station météorologique du barrage de Béni Haroun (Figure 7), montrent que la moyenne mensuelle des températures de l'année 2015, est de 13.70°C. enregistré une température minimale de 6.1°C en mois de janvier. A l'inverse, La température maximale en mois de juillet 22.7 c°.

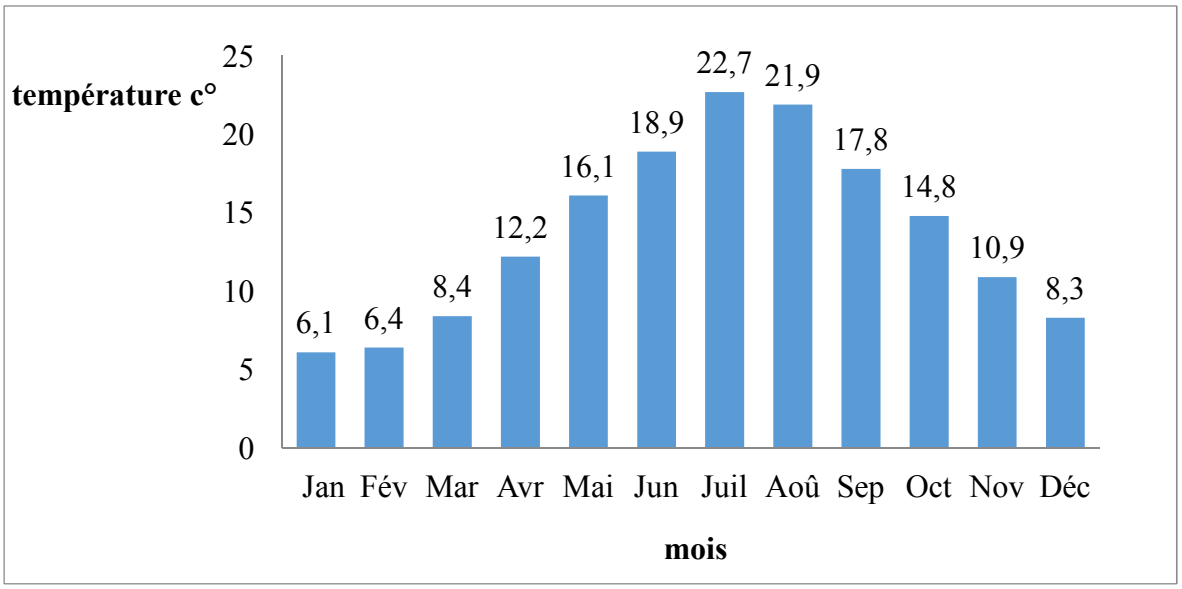

Figure7 : Variation mensuel de la température de station de Béni Haroun (ANBT, 2015).

I.6. Évaporation

L'humidité est un paramètre très important pour l'étude des pertes par évaporation dans un barrage **(Groga, 2012).**

La valeur d'évaporation la plus grand enregistrée en mois de juillet, est de 220.1 mm, a l'inverse en mois de novembre est de 43.3 mm.

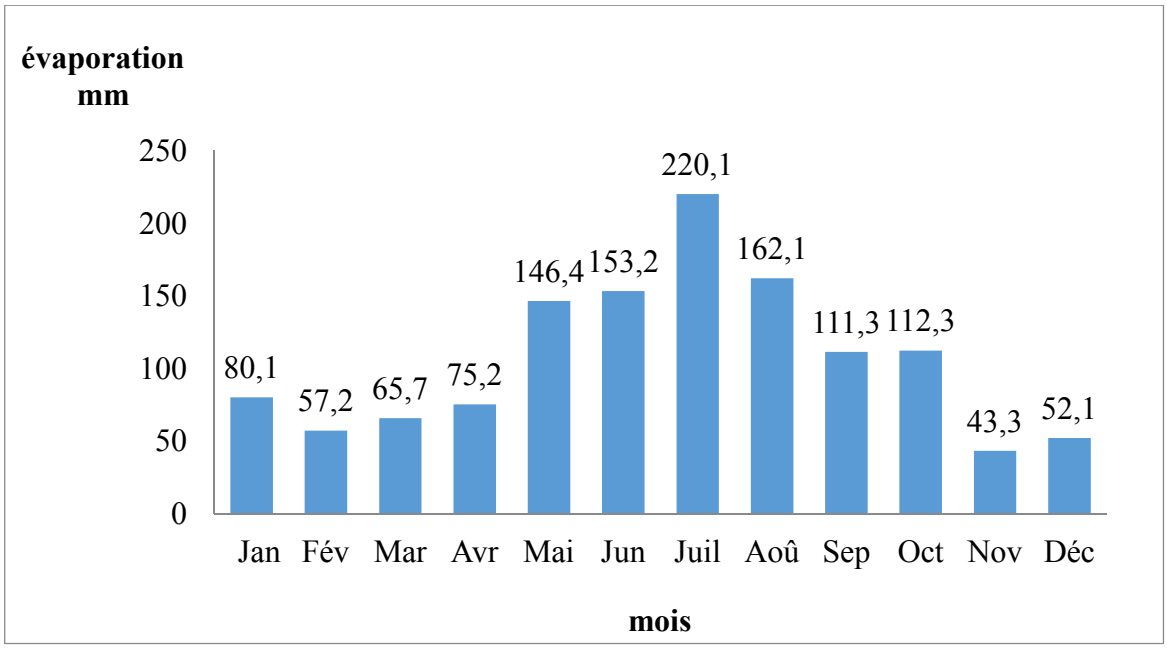

Figure 8 : Variation mensuel de l'humidité dans la wilaya de Mila (station métrologique Ain Tin, 2015).

I.7. Le vent

Le vent est un agent de dispersion des animaux et des végétaux, qui exerce une action modification indirecte sur la température et l'humidité **(Dajoz, 2006).**

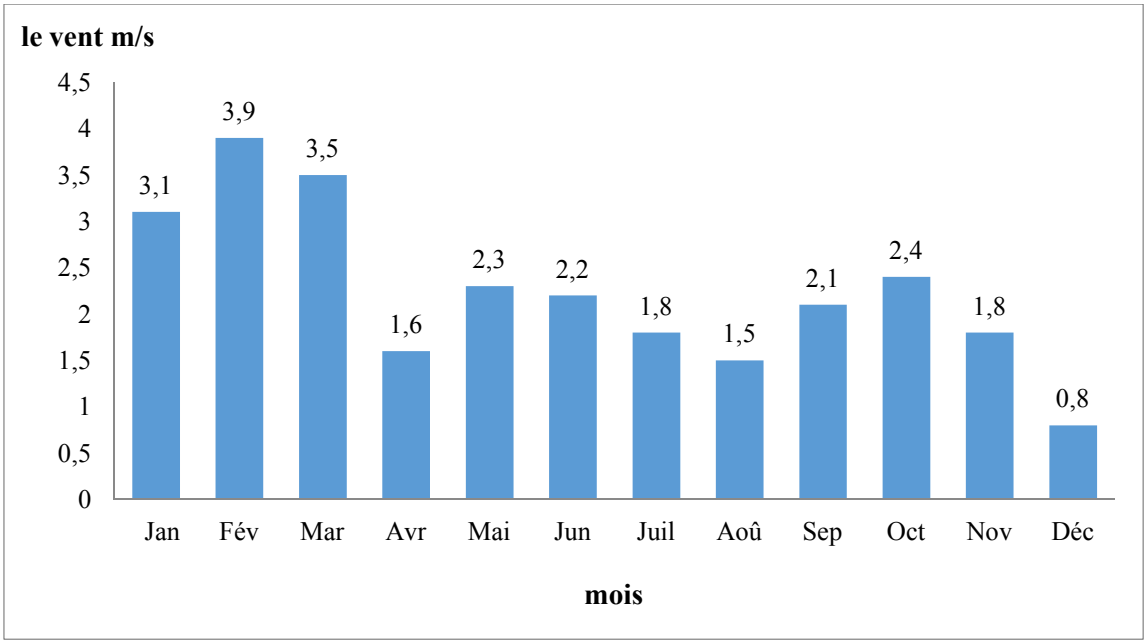

Figure 9 : Variation mensuel de la vitesse du vent de la wilaya de Mila (station métrologique Ain Tin, 2015).

A partir de (figure 9) qui représente la vitesse du vent durant l'année 2015, on constate que la valeur maximale du vent est de 3.9 m/s enregistrée en février, alors que sa vitesse minimale est de l'ordre de 0.8 m/s au mois de décembre.

I.8. Végétations

D'après les collectes des données par la Direction des Forêts de wilaya de Mila **(2015)**, Les groupements de végétation de barrage Beni Haroun sont caractérisés par des groupements de ripisylve, constitués d'un cortège forestier aux nord-ouest qui est dominée principalement par l'*Olea europea sub sp*, le *Pinus halepensis* et le *Cupressus sp* et au nord-est du barrage qui composée principalement par *Capparis sp* comme arbrisseau et le *Cupressus sp* comme arbre forestier. Alors au sud du barrage, le Pin d'Alep représente l'essence dominante de la forêt de Madious avec la présence du *Calycotome Spinosa*, *Acacia Horrida*, *Fraxinus excelsior* et *l'Eucalyptus sp.*

Autre essences forestières dans le barrage comme Pistachier, Opuntia et Roseau occupent des petites superficies.

II. Choix et localisation des sites de prélèvement

Figure 10 : Localisation géographique des stations des études (eau et sol) **(source :Mapp data ,2016 Google).**

Les stations des prélèvements d'eau sont :

- **Station eau 1 (SE1)** a été effectuée à kikaya
- **Station eau 2 (SE2)** a été effectuée à kribssa

Les stations d'étude sont localisé au pourtour du barrage Béni Haroun ils étaient choisi selon leurs accessibilité et l'abondance de parcelle irrigué a leurs voisinage.

II.1. Prélèvement d'eau

Les prélèvements d'eaux brutes des 2 stations ont été effectués 3 fois au mois d'Aout 2015. Les prélèvements sont effectués dans des bouteilles (2L) en polyéthylène lavées à l'acide chlorhydrique (5%) ; puis rincées a l'eau distillée.

Au moment de l'échantillonnage les bouteilles sont rincées trois fois avec l'eau à échantillonner. L'eau est prise à une profondeur de 10 à 30 cm de la surface de l'eau, en évitant la pénétration de l'air au près des pompes d'eau qui tire l'eau pour l'irrigation.

Figure 11 : station de prélèvement d'eau (SE1)

Figure 12 : station de prélèvement d'eau (SE2)

II.2. Méthodes d'analyses physico-chimiques d'eau

Les méthodes d'analyses sont celles préconisées par **Rodier(2005).**

À chaque prélèvement, la température, le pH et la CE ont été mesurés sur le site.

Les échantillons d'eau ont été conservés à 4°C pendant le transport et au laboratoire, puis ont été analysés dans les 24 heures qui suivent. Lorsque les échantillons sont conservés, ils sont mis au réfrigérateur.

Avant de procéder aux opérations analytiques, il est essentiel que toutes les dispositions soient prises, telles que l'homogénéisation au moment du dosage.

II.2.1. La température

Sa mesure est simple, à l'aide d'un thermomètre à mercure la mesure de la température sur le terrain permet d'ajuster les valeurs de conductivité, d'apprécier l'origine plus ou moins profonde de l'eau et de calculer les équilibres de dissolution.

II.2.2. Le PH

Mesure directement à l'aide d'un PH-mètre de terrain équipe d'une électrode verre-calomel, préalablement étalonné à l'aide des PH étalons 7 et 4. Influence la plupart des mécanismes chimiques et biologiques dans les eaux. Habituellement, les valeurs du PH se situent entre 6 et 8.5 dans les eaux naturelles.

Il diminue en présence des teneurs élevées en matière organique et augmente en période d'étiage, lorsque l'évaporation est importante.

II.2.3. La conductivité électrique

Mesurée à l'aide d'un conductimètre de terrain équipé d'une cellule (constante de la cellule =1), d'une sonde pour la mesure de la température et d'un convertisseur intégré convertissant les Siemens en g/l de sel. Les résultats sont directement lus sur un écran digital.

II.3. Dosage des anions

II.3.1. Carbonates et bicarbonates

La détermination des carbonates et bicarbonates se fait suivant une méthode titrémétrique très répandue : un volume d'eau est titré avec un acide (H_2SO_4 ou HCl) à faible concentration (0.1N) en présence successivement de phénolphtaléine (indicateurs des carbonates) et du méthyle orange (indicateur des bicarbonates) (Annexe 19).

II.3.2. Les chlorures

Nous avons suivi la méthode volumétrique de MOHR où les chlorures sont totalement précipités par l'argent ($AgCl_2$). La fin de la titration est marquée par l'indicateur chromate(K_2CrO_4) qui forme un précipité rouge ($AgCrO_4$) avec l'argent en excès (Annexe 20).

II.3.3. Les sulfates

Les sulfates sont précipités sous forme de sulfates de baryum par le chlorure de baryum.(Méthode turbidimétrique) :

$$Ba^{++} + SO_4^{--} \text{----------} BaSO_4$$

Le précipité ainsi obtenu, très fin, est stabilisé par la gélatine. On effectue sur le trouble ainsi obtenu une mesure turbidimétrique à la longueur d'onde 495 nm à l'aide d'un spectrophotomètre de marque Jenway. Modèle 6315 avec un trajet optique de 1 cm (cuve en quartz)(Annexe 21).

II.3.4. Les nitrates

La méthode la plus employée pour le dosage des nitrates est celle adoptées par l'agence française de normalisation (AFNOR, 1975 ; norme NFT 90-012), dite méthodes au salicylate de sodium. Parallèlement, il existe plusieurs méthodes de dosage des nitrates dans les eaux. Mais, il parait qu'aucune méthode n'apporte réellement une amélioration par rapport à celle du salicylate.

Le dosage des nitrates impose que la mesure soit réalisée dans les plus courts délais après le prélèvement car le NO3- peut rapidement être réduit. Les mesures de l'absorbance en VIS à 415 nm ont été réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre de marque Jenway. Modèle 6315 avec un trajet optique de 1 cm (cuve en quartz)(Annexe 22).

II.4. Dosage des cations : Na^{+},Ca^{++}, Mg^{++} et calcul du SAR

Le dosage des cations est déterminé directement par spectrométrie de flamme.

Des concentrations excessive en sodium et salinité dans l'eau d'irrigation abouti a un risque de sodium ainsi qu'un risque de salinité, l'ion sodium de l'eau remplace les ions calcium et magnésium du sol, cela réduit la perméabilité et rend le sol dure **(Shaki et Adeloye ,2006)**. Pour évaluer la qualité de l'eau d'irrigation, le Ratio d'adsorption de sodium et (SAR) ont été calculées sur la base des variables chimiques des échantillons d'eau **(Singh et *al*., 2005)**.

Ou les valeurs de Na^{+}, Ca^{+2} et Mg^{+2} sont exprimé en meq/l, le SAR est calculé par l'équation suivant :

$$SAR = Na^{+} / \sqrt{(Ca^{+2} + Mg^{+2})/ 2}$$

II.5. Analyses des métaux lourds

II.5.1. Principe de la Spectrophotométrie d'Absorption Atomique (SAA)

Le principe de la SAA est basé sur la proportion d'absorption d'un rayonnement lumineux par un élément en fonction de sa concentration dans la solution à analyser. Les atomes d'un élément donné sont capables d'absorber l'énergie apportée par les photons dont la fréquence est caractéristique de l'élément à doser (Loi de Beer). L'élément à doser dans l'échantillon est préalablement dissocié de ces composés chimiques et porté à l'état non excité et non ionisé dit « état fondamental ». Cette dissociation thermique est obtenue par combustion de l'échantillon dans une flamme ou dans un four en graphite. Une fois dissocié, l'élément est alors capable d'absorber des radiations de longueurs d'ondes bien définies, qu'il est capable d'émettre (Loi de Kirschoff).

L'appareillage utilisé comprend une source de radiation, un système d'atomisation, une flamme composée d'un mélange air-acétylène ou d'un four en graphite, un monochromateur, un ensemble optique, un dispositif de réception électrique et de mesure et un détecteur.

II.5.2. Dosage des éléments traces métalliques dans l'eau

Les échantillons d'eau destinés au dosage des métaux lourds, après acidification par l'HNO3concentré jusqu'à un pH inférieur à 2, sont filtrés sur une membrane filtrante avec une porosité de 0.45 µm (membrane SARTORIUS) en utilisant une pompe à vide.

Les teneurs des métaux lourds (Cd, Pb) sont déterminées dans l'eau par spectrophotométrie d'absorption atomique à flamme de type PERKIN-ELMER. Analyste 100. Lorsque les atomes d'un élément ont été excités, leur retour à l'état fondamental s'accompagne de l'émission de photons, de fréquence bien définie et propre à cet élément. Le même élément dispersé à l'état atomique dans une flamme possède également la propriété d'absorber tout rayonnement de même fréquence. Il en résulte une absorption du rayonnement incident liée à la concentration de l'élément considéré **(Rodier et *al*., 2005).**

Avant de procéder au dosage des éléments métalliques dans les échantillons d'eau et pour établir les courbes d'étalonnage, des solutions étalons sont préparées pour chaque métal à partir des solutions mères de 1000 ppm des éléments étudiés. Les résultats sont exprimés en ppm de chaque élément.

Les stations des prélèvements du sol sont :

- **Station 1 Kikaya**

La station 1 (36°28’ N et 6°21’ E) est située au Sud-Est du barrage de Beni Haroun elle est situé après la station de pompage en aval de oued a Rhumel. Cette zone est caractérise par une grand surface irrigué.

- **Témoin 1** pris à partir d’un sol non irrigué proche de la station 1 (Figure 13).

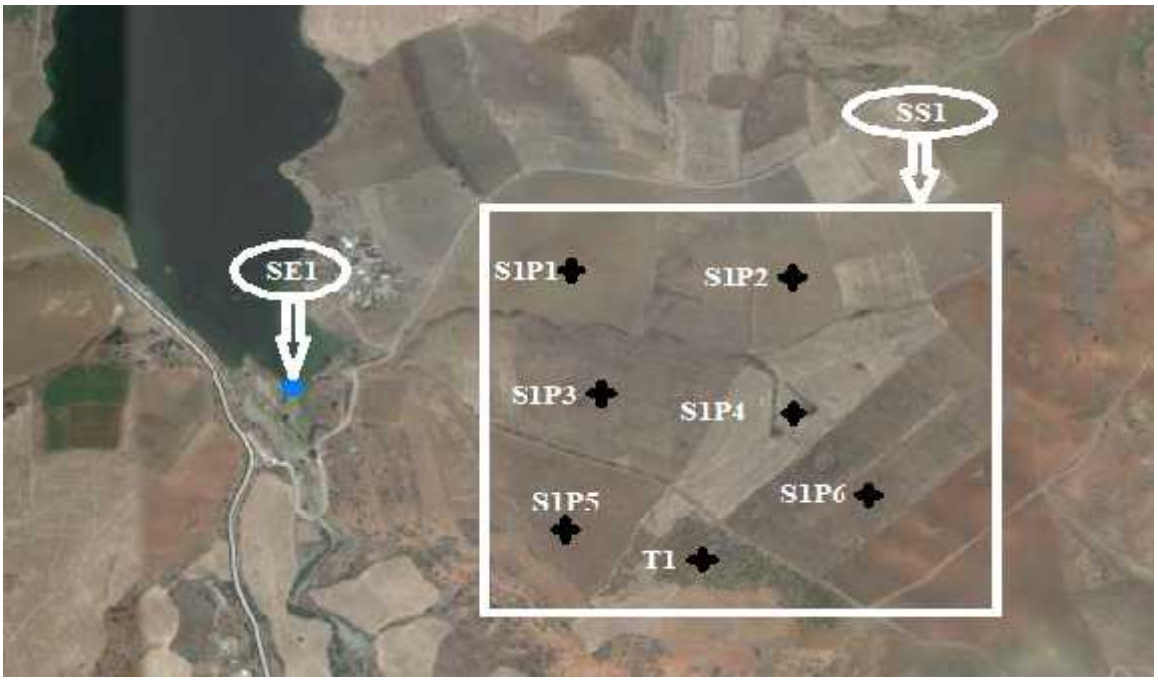

Figure 13 : Photo-aérienne des stations des sols (SS1).

- **Station 2 Kribssa**

La station 2 (36°29’N et 6°07 E) est localisée au Sud-Ouest du barrage de Beni Haroun et considéré un aval d’oued Endja. Cette zone caractérise par une grande surface utilisée en agriculture.

- **Témoin 2** pris à partir d’un sol non irrigué proche de la station 2(Figure 14).

Figure14 : Photo-aérienne des stations des sols (SS2).

II.6. Prélèvements de sol

Les prélèvements de sols ont été effectués 3 fois au mois d'aout 2015 dans 2 stations irriguées et 2 stations non irriguées prise comme témoin. Ce type consiste en un échantillonnage systématique à la tarière par tranche de 0.10.20 et 30 cm de profondeur.
De chaque station irriguée on a prélevé 6 échantillons, de chaque témoin on a pris 1 échantillon.

Figure 15 : Station de prélèvement des sols (SS2).

Figure 16 : Station de prélèvement des sols (SS1).

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 la température ambiante et à l'abri de la lumière directe du soleil, tout en remuant journellement la terre. Dans son état sec, le sol contient une faible quantité d'eau dite hygroscopique, ainsi, les échantillons séchés à l'air conservent une humidité hygroscopique, pour éliminer toute l'eau, il sera nécessaire de procéder par un séchage à l'étude à 105°C durant 24h **(Lozet et Mathieu, 2002).**

Le passage de l'échantillon total prélevé des sols SS1, SS2 à l'échantillon réduit, nécessaire à l'analyse a été réalisé par quartage.

L'échantillon de chaque sol est divisé en quatre parties égales dont on ne retient que la moitié en réunissant deux quarts opposée. Cette sélection est homogénéisée et un nouveau quartage est effectué, l'opération a été répétée trois fois. On obtient ainsi un échantillon représentatif du matériau initial **(Pauwels et *al.*, 1992).**

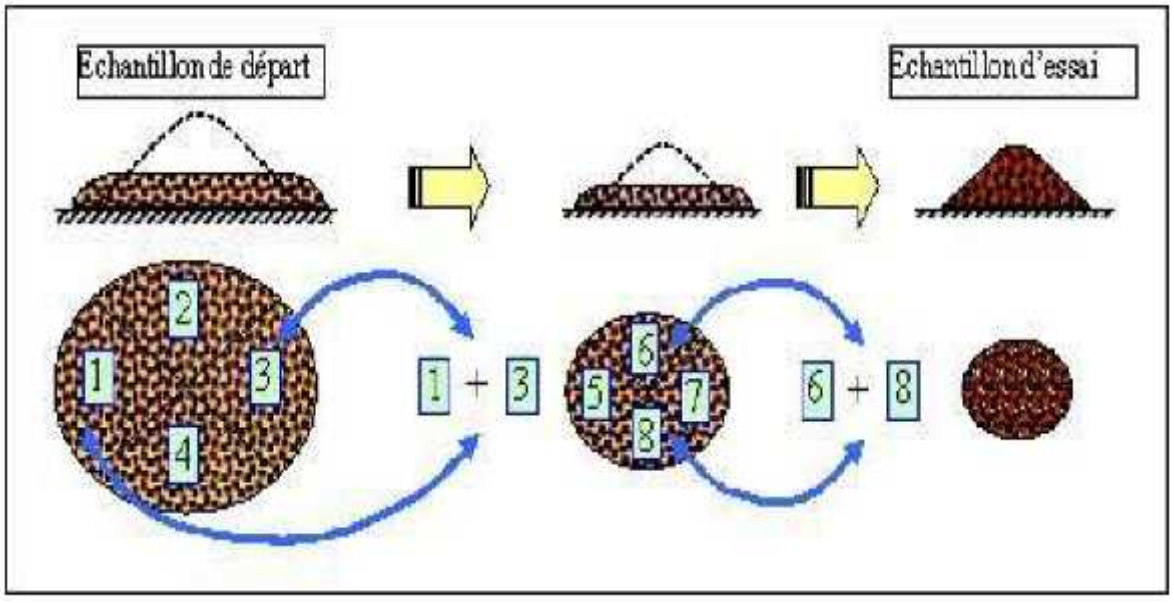

Figure 17 : La technique du quartage.

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), où les sols sont tamisés à 2 mm, alors que les échantillons destinés au dosage des métaux lourds à63 µm.

II.7. Méthodes d'analyses physico-chimiques des sols

II.7.1. PH

Dans un bécher, 50mld'eau distillée sont ajoutés à 20g de sédiments secs tamisés à 2mm(rapport1/2.5).Après agitation pendant 2 minutes suivie d'une décantation pendant 30 minutes, le pH de l'échantillon est mesuré au niveau du surnageant **(Rodier et *al.,* 2005)** à l'aide d'un pH mètre modèle (WTWHI 8014)étalonné avec des solutions à pH 4.7et 9 à 20°C **(AFNOR, NFT90-008, Avril 1953)**.Les lectures sont exprimées en unité pH.

II.7.2. Conductivité électrique (CE)

La conductivité électrique est un paramètre qui traduit par une estimation, la concentration des sels solubles dans un échantillon. Dans un bécher, 50ml d'eau distillées ont ajoutés à 10g de sédiments secs broyés et tamisés à 2mm (rapport1/5). Après agitation pendant 1 heure à l'aide d'un agitateur réglé à la vitesse 6, et après un temps de repos d'environ 30minutes, l'échantillon est centrifugé par la suite pendant 2 minutes à 2000tours/minute. La mesure de la conductivité électrique s'effectue sur le surnageant obtenu après centrifugation à l'aide d'un conductimètre modèle (WTW HI 801). Les lectures sont exprimées en µS/cm.

II.7.3. Calcaire total (CT)

Le calcaire total est déterminé selon la méthode du calcimètre de Bernard décrite par **Duchaufour (1977)**. Cette technique est basée sur le dosage des carbonates dont la quantité est proportionnelle au volume du CO_2 dégagé lors de leur réaction avec l'acide chlorhydrique selon

La réaction:

$$CaCO_3 + 2HCl \rightarrow CaCl_2 + CO_2 + H_2O$$

Les résultats sont exprimés en mg/l de CT.

II.7.4. Dosage de La matière organique (méthode de walkly-blak modifiée)

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir de l'un de ces constituants de carbone et l'azote. Le carbone représente 58% de la matière organique.

$$\mathbf{MO\ \% = CO\ \% \times 1.724}$$

La détermination de CO est basée sur l'oxydation de ce dernier par le bichromate de potassium en milieu d'acide sulfurique source de chaleur.

1) Réactifs

- Acide sulfurique concentré 95% (d=1.85).
- Solution de bichromates de potassium (0.1666 mol/l).
- Solution de sel de Mohr (0.156mol/l).
- Ferroïne indicateur de Fe (II).

2) Mode opératoire

- Peser un poids p de terre séchée et tamisée dans une fiole conique puis ajouter 10 ml de la solution de bichromates de potassium. Agiter d'un mouvement de va et vient, verser 20 ml d'acide sulfurique, agiter pendant une minute. Laisser reposer 30 minutes puis ajouter 150 ml d'eau distillée.

3) Dosage

- Il s'agit d'un retour.
- On détermine la quantité de bichromates de potassium n'ayant pas réagit à l'oxydation.
- -Ajouter 6 gouttes de ferroïne.
- Doser avec le sel de Mohr en laissant couler celui-ci goutte à goutte au centre de la suspension à doser en agitant continuellement.
- Un échantillon normal prend la couleur sombre au contact de la ferroïne, et vire finalement vers le rouge.

II.7.5. Granulométrie

Elle est réalisée selon la méthode de **Gauchers (1968)**.Pour déterminer la texture du sol, nous avons utilisés la méthode par saturation qui consiste à mesurer le pourcentage d'humidité du sol (y) et à le comparer à une échelle qui détermine la texture lui correspondant. Nous avons, tout d'abord, pris une petite quantité de sol (=50g) et nous l'avons imbibée d'eau au goutte à goutte tout en mélangeant jusqu' au point où : -La pâte devienne luisante et glisse doucement l'ors qu'on incline le récipient. Ensuite, nous avons suivi les étapes suivantes :

- Peser une capsule vide (P1).
- Prendre une petite quantité de pâte (sol mouillé), la mettre dans la capsule puis repeser(P2).
- Mettre à l'étuve à 105°c pendant 24h.

- Peser une troisième fois la capsule à la sortie de l'étuve (P3). Le poids correspond donc au poids de la capsule vide + le poids du sol sec.
- Puis calculer :

  X1=P2-P3 (poids de l'humidité).

  X2=P3-P1 (poids du sol sec).
- Ensuite appliquer la règle de trois pour calculer le pourcentage d'humidité :

  X1 g ⟶ X2g de sol sec.

  Y g ⟶ 100g de sol sec.
- Enfin comparer Y au tableau suivant pour déterminer la texture.

Tableau 6 : Echelle de la texture selon **Gauchers (1968)**.

Pourcentage d'Humidité (%)	**Texture**
<12	Sableuse
12-24	Sablo- limoneuse
24-37,5	Limono –sableuse
37,5-45	Limono- argileuse
45-75	Argilo- limoneuse
>75	Argileuse

II.7.6. Extraction des métaux lourds total du sol

- **Principe**

Cette méthode est utilisée pour le dosage des éléments totaux et principalement pour le cuivre, le manganèse, le zinc, le fer, le chrome, le nickel, le plomb et le cadmium.

L'échantillon est soumis à l'action d'un mélange d'acide chlorhydrique (3/4) et d'acide nitrique (1/4) pendant 12 h à température ambiante, puis à 180 °C pendant 2 h. L'extrait est ensuite filtré et ajusté au volume avec de l'eau déminéralisée. C'est à partir de cette solution d'essai que l'on procède aux dosages par spectrophotométrie d'absorption atomique.

- **Mode opératoire**

Le procédé d'extraction consiste à ajouter à 2 g de sol pris à partir d'un échantillon broyé dans un mortier puis passé au tamis de 250 microns, 15 ml d'acide chlorhydrique et 5 ml d'acide nitrique dans un ballon à rodage conique de 250 ml muni d'un réfrigérant.

Laisser en contacte pendant une nuit afin de permettre une oxydation lente de la matière organique, puis chauffer dans un chauffe- ballon pendant 2h à une température de 180°C, après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, le contenu de ballon est filtré sur papier filtre sans cendre, lavé aux acides à vitesse moyenne de filtration dans des fioles de 100 ml puis compléter jusqu'au trait de jauge avec de l'eau distillée.

- **Dosage des métaux lourds par la SAA**

Tous les échantillons dosés par la SAA sont filtrés sous vide par des membranes de filtration ayant une porosité 0.45µm.

Les dosages du cadmium et plomb, sont effectués par spectrophotométrie d'absorption atomique à la flamme de type *Perkin-Elmer 3110.* Avant de doser ces métaux dans les échantillons, il faut établir des courbes d'étalonnage. Pour ce la des gammes d'étalonnages ont préparées, à partir des solutions mères (à 1g/l) des différents métaux. Des solutions filles à 100 mg/l sont préparées en diluant 10 fois la solution mère. A partir de cette solution intermédiaire, on prépare les gammes d'étalonnage pour chaque élément par des dilutions (tableau 7).

Tableau 7: Gammes d'étalonnages des ETM à doser (Cd, Pb).

Cd	Concentration µg/l	0.5	1	1.5	2	2,5
	Absorbance	0,04	0,09	0,15	0,17	0,21
Pb	Concentration µg/l	10	20	30	40	-
	Absorbance	0,21	0,63	1 ,56	2 ,39	-

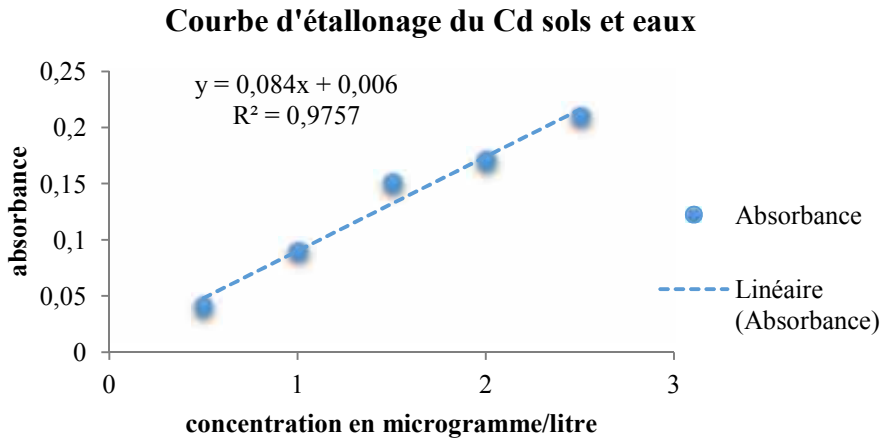

Figure18 : Courbe d'étalonnage du Cd.

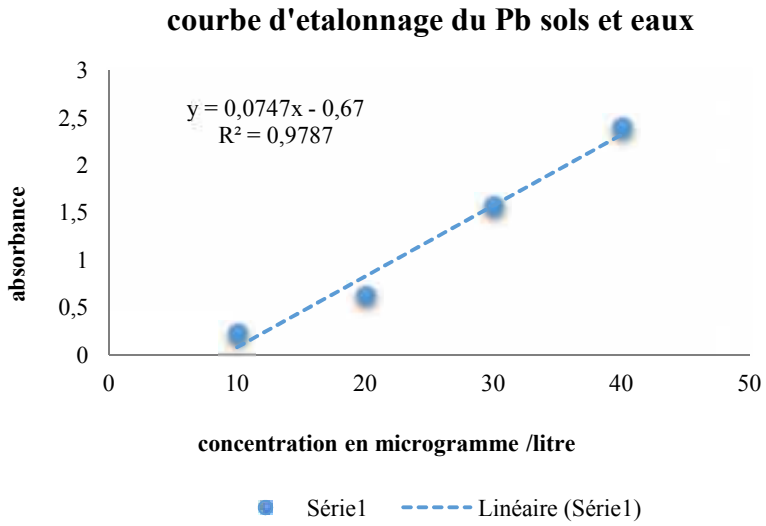

Figure 19 : Courbe d'étalonnage du Pb.

II.7.7. Extraction des métaux lourds biodisponible

- **Principe**

Cette méthode est utilisée pour le dosage des métaux lourds potentiellement biodisponibles (métaux échangeables et métaux liées aux carbonates).

L'échantillon est soumis à l'action de l'acide acétique (2.5%) sous agitation durant une heure, l'extrait est ensuite filtré, et ajusté au volume avec l'eau distillée, c'est à partir de cet extrait que l'on procédé au dosage par SAA.

- **Mode opératoire**

Le procédé d'extraction consiste à ajouter à 1g de sédiments séchés et broyés 30 ml d'acide acétique 2.5%(0.42M, pH=4.5) en agitant pendant 1 heure par une vitesse de 12 r. p.m. Après

agitation l'échantillon est filtré sur papier filtre sans cendre dans une fiole de 50ml en complétant jusqu'au trait de jauge avec de l'eau distillée.

- **Dosage des métaux lourds par la SAA**

Tous les échantillons dosés par la SAA sont filtrés sous vide par des membranes de filtration ayant une porosité 0.45µm **(Bakha, 2016).**

III. L'analyse de la variance à un critère de classification (ANOVA)

La comparaison entre les deux stations du sol concernant les paramètres physico-chimiques étudié et les teneurs en cadmium et plomb (totale et biodisponible) sont réalisées à l'aide de l'analyse de la variance :

- Si $p > 0.05$: il n'existe pas des ≠ significatives entre les stations. NS.
- Si $p \leq 0.05$: il existe des ≠ significatives entre les stations.
- Si $p \leq 0.01$: il existe des ≠ hautement significatives entre les stations.
- Si $p \leq 0.001$: il existe des ≠ très hautement significatives entre stations.

Résultats et discussion

I- Résultats et discussion d'eau

Le suivi de la qualité des eaux du barrage Béni Haroun a été réalisé durant le mois d'Aout 2015 avec trois (03) échantillons pour chacune des deux stations étudiées (SE1 de Kikaya, SE2 de Kribssa), Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau 08 qui met en évidence les valeurs moyennes des paramètres du suivi qui sont comparés aux normes algérienne **NA (2013)** de réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation et celles fixées par les Directives pour l'interprétation de la qualité d'une eau d'irrigation de la FAO **(Ayers and Westcot, 1994)**.

Tableau 8 : Qualité des eaux du barrage de Béni Haroun destiné a l'irrigation (Aout 2015).

Paramètres	**Eau d'irrigation**		**NA**	**FAO**
	SE1	SE2		
T°C	27,9	26,7	-	-
pH	6,98	7,07	-	6,5- 8,4
CE mS/cm	1,23	1,56	-	3
Ca mg/l	114	131,4	500	-
Mg mg/l	37,2	38,73	300	-
Na mg/l	79,3	132	300	-
K mg/l	6,4	5,4	50	-
Cl mg/l	145	225	-	106,2
HCO_3 mg/l	152,5	176,9	-	510
SO_4 mg/l	300	320	400	-
NO_3 mg/l	0,4	0,9	50	30
SAR meq/l	1,65	6,21	-	20-40
Pb mg/l	0.005	0.004	-	5
Cd mg/l	0.008	0.009	-	0,01

Ainsi, l'examen des résultats nous permet de distinguer les faits suivants :

- Le pH des eaux est généralement neutre.
- La conductivité électrique concorde avec des directives de la FAO fixées à 3 ms/cm.
- les teneurs en cations et anions sont dans les normes algériennes de réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation, excepté le Cl qui dépasse les normes de la FAO.
- le Cd et le Pb ne dépassent pas les normes de la FAO, donc les eaux du barrage ne sont pas contaminé par les métaux lourds vu leur sédimentation et leur dépôt dans le compartiment sédimentaire, c'est pourquoi nous pouvons dire que la contamination métallique dans l'eau est absente **(Melghit, 2012).**
- l'indice du risque du sodium est inférieur à la norme donc il ne présente aucun risque pour la structure du sol.

- La SE2 est plus riche en éléments minéraux que la SE1.

II- Résultats et discussion du Sol

Il faut rappeler qu'on a prélevé six(06) échantillons de sols des deux stations SS1 a Kikaya et SS2 a Kribssa, et un pour T1 et T2.

De chaque point, le prélèvement est effectué à quatre niveaux 0, 10, 20, et 30cm, cependant, à partir de chaque niveau trois(03) échantillons sont pris durant le mois d'Aout 2015. Le tableau 9 regroupe les résultats obtenus durant cette période en indiquant les valeurs moyenne des paramètres physico-chimique du sol.

Tableau 9 : Résultats des paramètres physico-chimique des sols étudié (aout 2015).

Stations	Prof (cm)	pH	CE (mS/cm)	MO%	Ca%	Pb bio (µg/g)	Cd bio (µg/g)	Pb tot (µg/g)	Cd tot (µg/g)
T1	0	7,93	0,412	224	50,9	38,9	0,2	116,7	0,80
T1	10	8,05	0,349	209	46,86	35,6	0,23	106,8	0,92
T1	20	8,18	0,383	187	42,67	20,5	0,09	61,5	0,36
T1	30	8,19	0,268	255	39,33	38,3	0,14	114,9	0,56
S1P1	0	8,85	0,728	2,56	36,45	30,2	0,21	90,6	0,84
S1P1	10	8,67	0,696	2,4	30,15	30,5	0,22	91,5	0,88
S1P1	20	8,82	0,551	1,8	34,35	31,7	0,2	95,1	0,80
S1P1	30	8,79	0,500	0,82	40,75	32,4	0,21	97,2	0,84
S1P2	0	8,74	0,484	2,7	47,85	38,5	0,17	115,5	0,68
S1P2	10	8,46	0,562	2,62	31,15	27,3	0,21	81,9	0,84
S1P2	20	8,58	0,557	1,79	34,75	30,2	0,2	90,6	0,80
S1P2	30	8,65	0,521	1,62	40,2	34,1	0,17	102,3	0,68
S1p3	0	8,79	0,625	2,4	36,45	35,6	0,11	106,8	0,44
S1p3	10	8,47	0,515	1,9	38,15	35,8	0,14	107,4	0,56
S1p3	20	8,61	0,478	1,79	42,5	36,2	0,17	108,6	0,68
S1p3	30	8,71	0,489	2,76	43,25	36,6	0,18	109,8	0,72
S1p4	0	8,37	0,689	3,03	47,15	32,8	0,16	98,4	0,64
S1p4	10	8,77	0,608	1,76	44,85	34,8	0,21	104,4	0,84
S1p4	20	8,36	0,619	2,23	45,2	37,2	0,21	111,6	0,84
S1p4	30	8,66	0,628	2,2	42	30	0,16	90	0,64
S1p5	0	8,6	0,954	3,13	46,7	33,4	0,21	100,2	0,84
S1p5	10	8,61	0,728	1,7	36,4	33,1	0,18	99,3	0,72
S1p5	20	8,75	0,710	2,2	33,6	32,6	0,14	97,8	0,56
S1p5	30	8,5	0,747	2,2	40,5	32,6	0,24	97,8	0,96
S1p6	0	8,86	0,822	2,9	35,8	36,4	0,18	109,2	0,72
S1p6	10	8,71	0,841	1,9	34,65	37,3	0,14	111,9	0,56
S1p6	20	8,34	0,783	0,55	34,45	36,3	0,15	108,9	0,60

S1p6	30	8,76	0,877	1,38	41,5	36,2	0,16	108,6	0,64
T 2	0	7,87	0,600	2,7	50,9	39,4	0,24	118,2	0,96
T 2	10	8,02	0,567	2,65	50,62	41,2	0,23	123,6	0,92
T 2	20	8,31	0,567	1,08	43,37	35,8	0,13	107,4	0,52
T 2	30	8,19	0,512	1,88	49,51	33,6	0,17	100,8	0,68
S2p1	0	8,39	0,545	2,1	49,65	32,8	0,2	98,4	0,80
S2p1	10	8,63	0,579	2,2	49,35	32,3	0,15	96,9	0,60
S2p1	20	8,5	0,609	2,76	48,05	33,7	0,14	101,1	0,56
S2p1	30	8,59	0,551	2,6	44,65	33,9	0,15	101,7	0,60
S2p2	0	8,39	0,644	2,2	41,5	37,6	0,12	112,8	0,48
S2p2	10	8,36	0,657	2,3	58	38,2	0,22	114,6	0,88
S2p2	20	8,31	0,570	2,35	55	38,4	0,22	115,2	0,88
S2p2	30	8,41	0,572	2,62	50,8	36,2	0,2	108,6	0,80
S2p3	0	8,79	0,586	2,5	47,45	37,2	0,21	111,6	0,84
S2p3	10	8,65	0,590	2,2	47,1	32,5	0,17	97,5	0,68
S2p3	20	8,76	0,910	1,9	46,3	34,7	0,19	104,1	0,76
S2p3	30	8,67	0,694	2,2	41,75	40,4	0,17	121,2	0,68
S2p4	0	8,68	0,590	1,7	40,4	32,4	0,15	97,2	0,60
S2p4	10	8,47	0,578	1,38	41,5	31,4	0,16	94,2	0,64
S2p4	20	8,5	0,577	1,18	55,45	30,5	0,17	91,5	0,68
S2p4	30	8,54	0,569	1,6	52,65	29,9	0,17	89,7	0,68
S2p5	0	8,11	0,669	2,53	46,15	28	0,15	84	0,60
S2p5	10	7,97	0,739	2,2	44,45	35,2	0,25	105,6	1,00
S2p5	20	7,93	0,634	2,29	33,85	29,5	0,21	88,5	0,84
S2p5	30	7,94	0,551	2,2	45,95	32,4	0,19	97,2	0,76
S2p6	0	7,89	0,610	2,42	46,75	28,4	0,18	85,2	0,72
S2p6	10	7,88	0,498	2,3	45,2	30,4	0,19	91,2	0,76
S2p6	20	7,86	0,621	2,1	34,15	32,9	0,16	98,7	0,64
S2p6	30	7,91	0,469	1,82	37,4	35,6	0,17	106,8	0,68

II.1. Granulométrie

Le pourcentage d'humidité enregistré pour les deux(02) stations SS1 et SS2 est respectivement de 52,2% et 56,63%. L'étude granulométrique a montré par comparaison du pourcentage d'humidité des sols étudiés avec le tableau 6 de l'échelle de la texture, que les deux stations de sols sont de type Argilo- limoneux.

II.2. pH

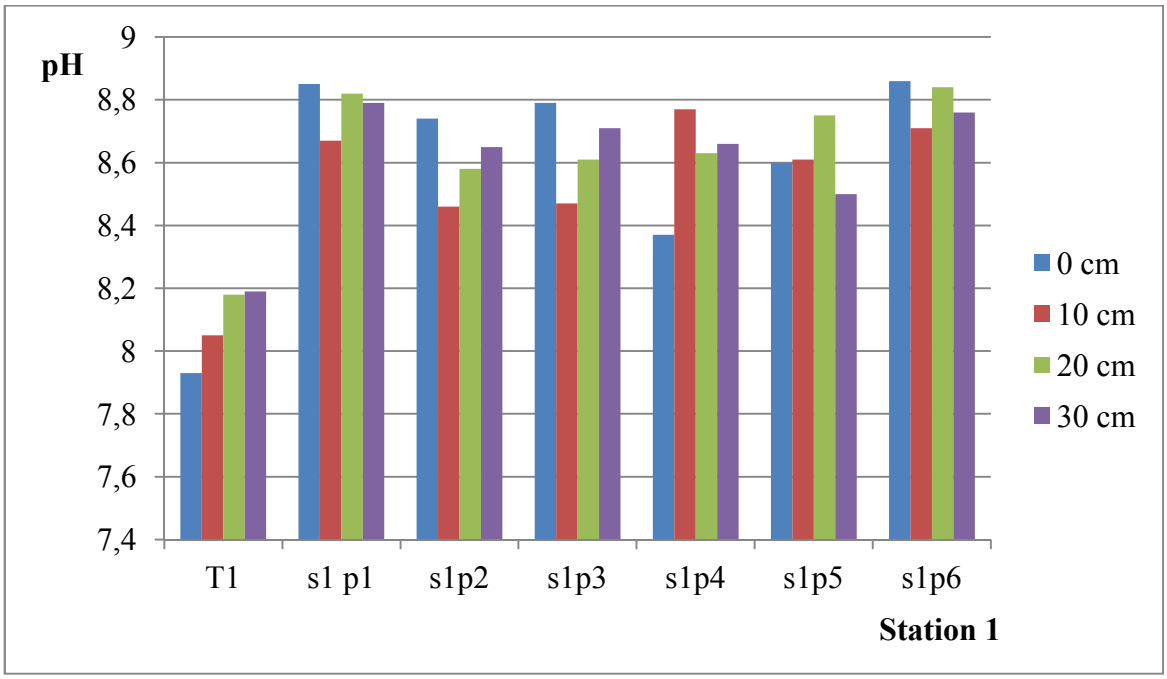

Figure 20 : Les variations du pH du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015.

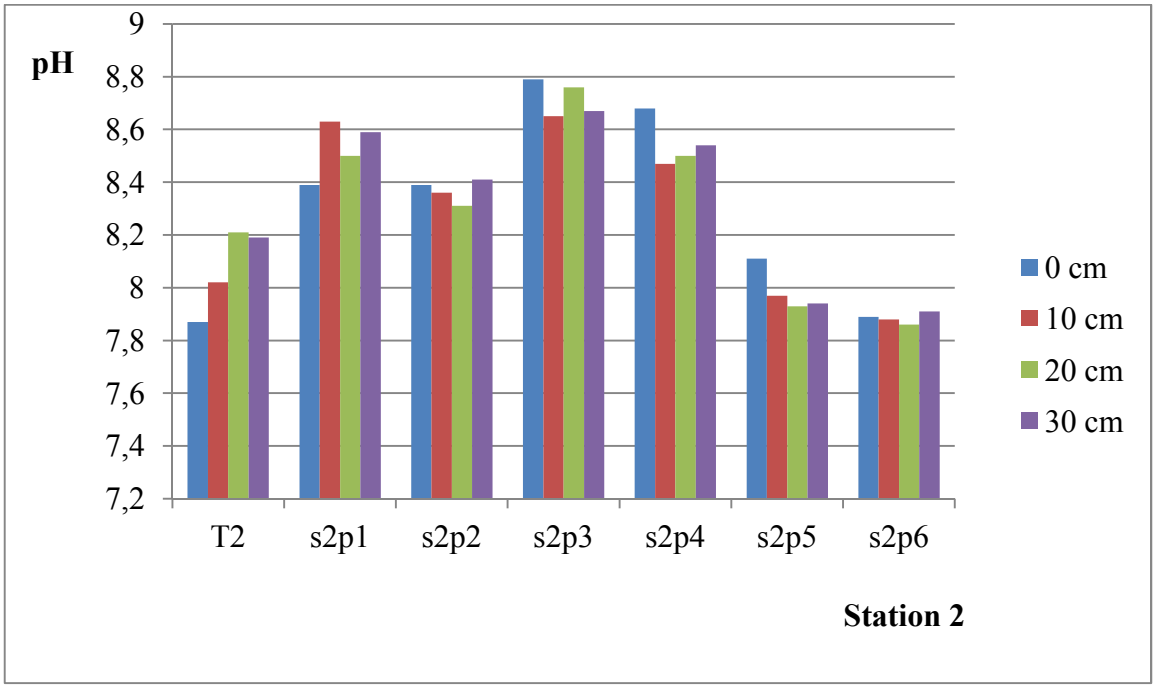

Figure 21 : Les variations du pH du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015.

Le pH du sol joue un rôle important dans la disponibilité des nutriments. Il affecte beaucoup la solubilité des éléments minéraux y compris celles des éléments assimilables **(Tamrabet, 2011).**

Dans la première parcelle de Kikaya (figure 20), pour les six points de prélèvements le pH varie entre 8,37 et 8,86 dans le premier niveau (0 cm), dans le deuxième (10cm) entre 8,46 et 8,77, pour le troisième (20cm) entre 8,58 et 8,84.Alors que le dernier (30cm) son pH se situe entre 8,5 et 8,79 donc le pH moyen 8,67 de la station est alcalin et le pH du sol irrigué par les eaux usées est supérieur a celui du sol témoin 8,09.

Selon **Tamrabet (2011)**, les valeurs du pH sont plus élevées en profondeur. 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 du pH sont du même ordre de grandeur et ne varient pas significativement avec la profondeur. Il ressort, ainsi que le premier niveau a la moyenne maximale du pH 8,7.

Pour la deuxième station de Kribssa, le pH mesuré sur l'ensemble des échantillons montre également un caractère alcalin (figure 21). 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 la première station le pH du témoin de la deuxième présente aussi une augmentation en fonction de la profondeur de 7,87 a 8,07, alors que les points de prélèvements ne présentent pas cette relation, donc la moyenne maximale du pH 8,38 est enregistrée au premier niveau.

Selon la classification de **Gauchers et Soltser (1981)**, la station de Kikaya dont le pH moyen égal à 8,67 est très alcaline que celle de Kribssa avec 8,34.

L'ANOVA ne révèle pas une variation significative du pH pour le facteur ''profondeur'' de la SS1 ($F=0,632$; $P \leq 0,59$) et de la SS2 ($F= 0,056$; $P \leq 0,983$), alors qu'il ya une variation très hautement significative du pH pour le facteur ''station, témoin'' de la SS1 ($F =30,945$; $P \leq 0.0001$), et SS2 ($F = 135,552$; ≤ 0.0001) (Annexe 23, 24,25 et 26).

Schipper et *al.* (1996) indiquent que le pH du sol augmente suite à une longue période d'irrigation par les eaux usées. Ils attribuent cette hausse à la composition

chimique d'effluents en cations tels que le Na, le Ca et le 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 ; Hayes et *al*., 1990)**. Des résultats similaires ont été aussi rapportés par **Alhands et *al*. (1995)**.

II.3. Conductivité

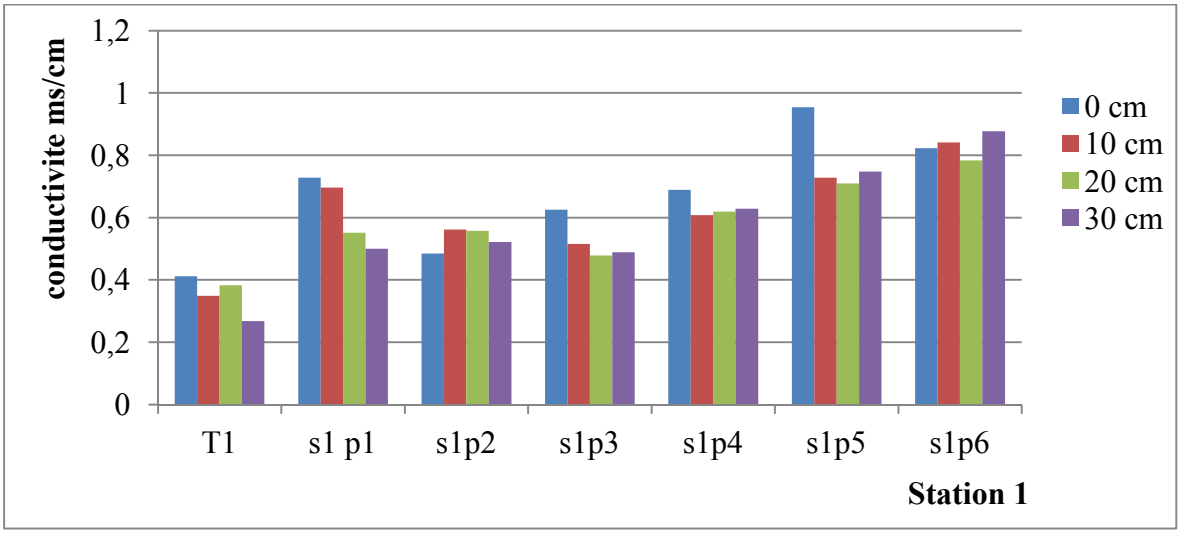

Figure 22 : Les variations du Conductivité du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015.

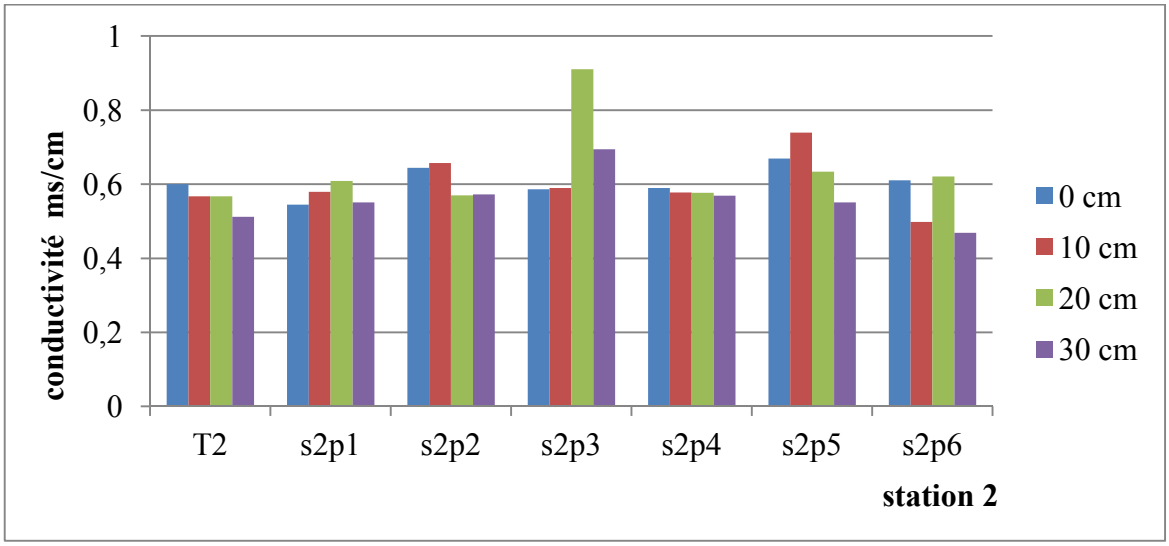

Figure 23 : Les variations du Conductivité du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015.

La conductivité électrique (CE) constitue un indicateur de la concentration des sels solubles. Dans la première station de Kikaya 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 a 0,49 ms/cm.

Comparée au témoin non irrigué, on remarque que la CE du sol irrigué a augmenté de 116% à 230% dans le niveau 0cm, de 148% a 240% au niveau 10cm , de 125 % a 203% au niveau 20cm et en fin de 182% a 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 a l'irrigation par les eaux usées est prouvée par plusieurs auteurs **(Morugán, 2010 ; Mohammad Rusan, 2007).**

L'augmentation de la salinité est liée a la nature du sol étudié qui est dans notre cas 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. A cet effet, les sols à texture argileuse, sont les plus vulnérables à la salinisation **(Belaid, 2010).**

L'ensemble des résultats illustrés dans la (figure 22) montre une légère tendance à la diminution de la salinité en fonction de la profondeur, du niveau 0 cm avec une CE de 0,72 ms/cm au niveau 30cm d'une CE de 0,63 ms/cm. L'irrigation par les eaux usées brutes présente une salinisation des horizons de surface du sol **(Lhadi, 1993)**.

En ce qui concerne la deuxième station de Kribssa (figure 23) la CE du premier niveau varie entre 0,55 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 non irrigué, on remarque que la CE du sol irrigué a augmenté de 91% a 111% dans le niveau 0cm, de 88% a130% au niveau 10cm, de 100% a160% au niveau 20cm et de 91% a134% dans le niveau 30cm, Les sels ont donc tendance de s'accumuler dans la partie profonde du sol.

L'ensemble des résultats illustrés dans la (figure 23) montre une tendance à une augmentation de la salinité en fonction de la profondeur du niveau 0cm avec une CE de 0,61 au niveau 20cm ou la CE égale 0,65ms/cm. La même remarque est signalée dans le travail de **Tamrabet (2011) et Belaid (2010).**

La CE moyenne des deux stations est proche dont la première est de 0,65 ms/cm et la deuxième de 0,61ms/cm, donc elles sont peu salées **(USSL, 1981).**

L'ANOVA ne révèle pas une variation significative de la CE pour le facteur ''profondeur'' de la SS1 ($F=1,564$, $P \leq 0,205$) alors que pour la SS2 ($F= 3,840$, $P \leq 0,013$) il ya une variation significative. il ya une variation très hautement significative de la CE pour le facteur ''station, témoin'' de la SS1 ($F =72,205$, $P \leq 0.0001$), et SS2 ($F = 7,261$, $P \leq 0.0001$) (Annexe 27, 28, 29 et 30).

L'augmentation de la salinité de tous les niveaux du sol irrigué est due, essentiellement à la qualité des eaux usée 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, En effet une lame d'eau de l'ordre de 1000 mm est appliquée en surdose durant l'été pour satisfaire tout d'abord les besoins des cultures et aussi d'assurer le lessivage du sel dans le sol.

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 **(Belaid, 2010).**

Bien entendu le lessivage des sels au niveau des sols irrigués est lié à la solubilité des sels déposés (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 **(Nakayama et Bucks, 1986)**, leur distribution verticale dans les sols est directement liée au taux de drainage des eaux qui dépend de l'intensité d'irrigation.

II.4. Matière organique MO%

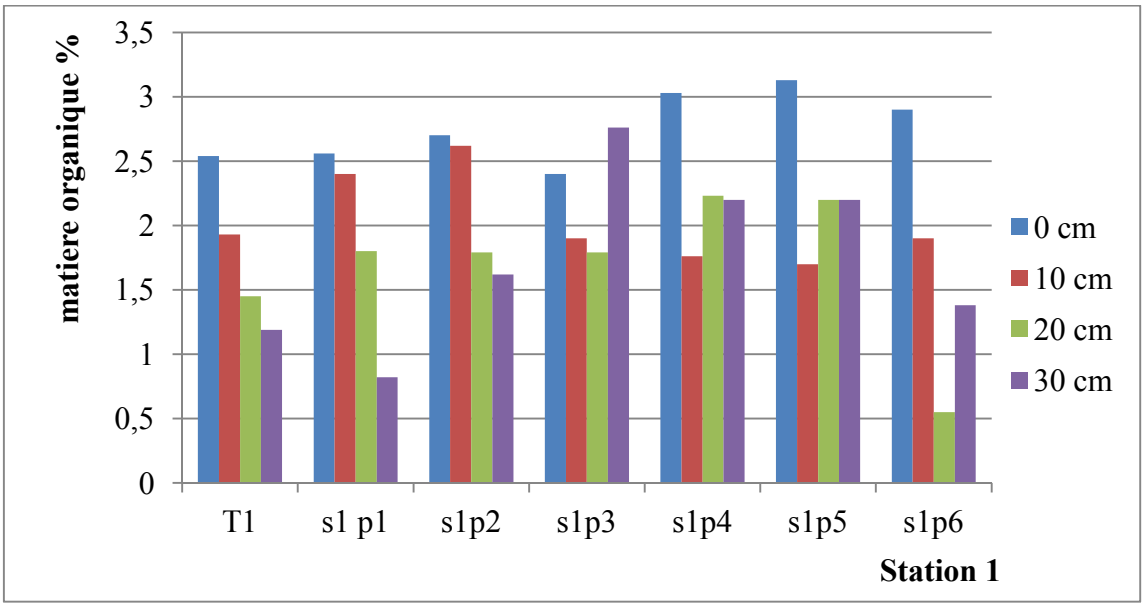

Figure 24 : Les variations du Matière organique du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015.

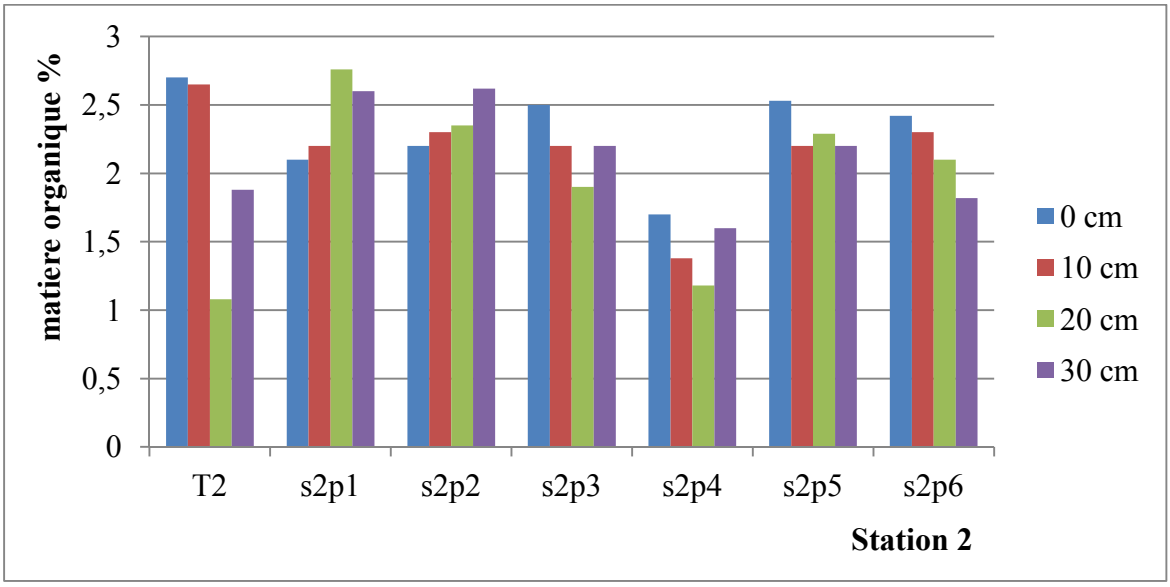

Figure 25 : Les variations du Matière organique du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015.

La matière organique (MO) exerce, au même titre que le pH, une grande influence sur les propriétés physiques et chimiques du sol **(Rattan et *al.*, 2005)**. Elle est un élément de la stabilité du sol qui tire son importance du fait qu'elle constitue le milieu d'activité et

de nutrition des microorganismes du sol, et c'est aussi une source de minéraux pour les plantes **(Daudu, 2008).**

Dans la première station de Kikaya (figure 24), le taux maximal en MO (de l'ordre de 3,13 %), est détecté dans le niveau de surface du point échantillonnage S1P5. 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 **(Tamrabet, 2011)**. Ces valeurs suggèrent une accumulation de la MO suite à l'irrigation par les eaux usée riche en éléments minéraux et composés organiques **(Mohammed Rusan et *al*., 2007).**

Une plus importante accumulation de la matière organique apportée par les eaux usées, dans l'horizon de surface, est observée aussi par **Mohammed et Mazahreh (2003)** et par **Mohammed Rusan et *al*., (2007)**.

On remarque également que les teneurs en MO du sol diminuent avec la profondeur à l'exception du point d'échantillonnage S1P3, en revanche, le taux de MO détecté dans le sol témoin non irrigué est de l'ordre de 1,78% soit inférieur a celui du sol irrigué qui est de 2,10%. On remarque toutefois que dans certains points d'échantillonnage les teneurs en MO sont moins importantes que celles trouvées dans le sol témoin (S1P1, S1P3, S1P5, S1P6).

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

Dans la deuxième station de Kribssa, le taux maximal en MO (2,76%) est détecté dans le niveau 20cm du point d'échantillonnage S2P1 (figure 25), comme pour la première station, les niveaux superficiels ont les teneurs les plus élevés en matière organique (2,43%).

On remarque également que les teneurs en MO du sol diminuent avec la profondeur à l'exception du point d'échantillonnage S2P1, le taux de MO détecté dans le sol témoin non irrigué est de 1,87% inférieur à celui du sol irrigué (2,17%), donc il ya une légère augmentation en MO suite a 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. Cependant, on remarque toutefois que dans certains points

d'échantillonnage les teneurs en MO sont moins importantes que celles trouvées dans le sol témoin (S2P4, S2P6), ainsi La station 2 est plus riche en MO (2,17%) que la station 1 (2,10%).

L'ANOVA ne révèle pas une variation significative de la MO pour le facteur ''profondeur'' de la SS1 (F=0,059, P ≤ 0,981), et la SS2 (F= 2,474, P ≤ 0,068), alors qu'il ya une variation très hautement significative de la MO pour le facteur ''station, témoin'' de la SS1 (F =841,25, P ≤ 0.0001), et SS2 (F = 11,043, P ≤0.0001) (Annexe 31, 32, 33 et 34).

II.5. Calcaire Total % (CT)

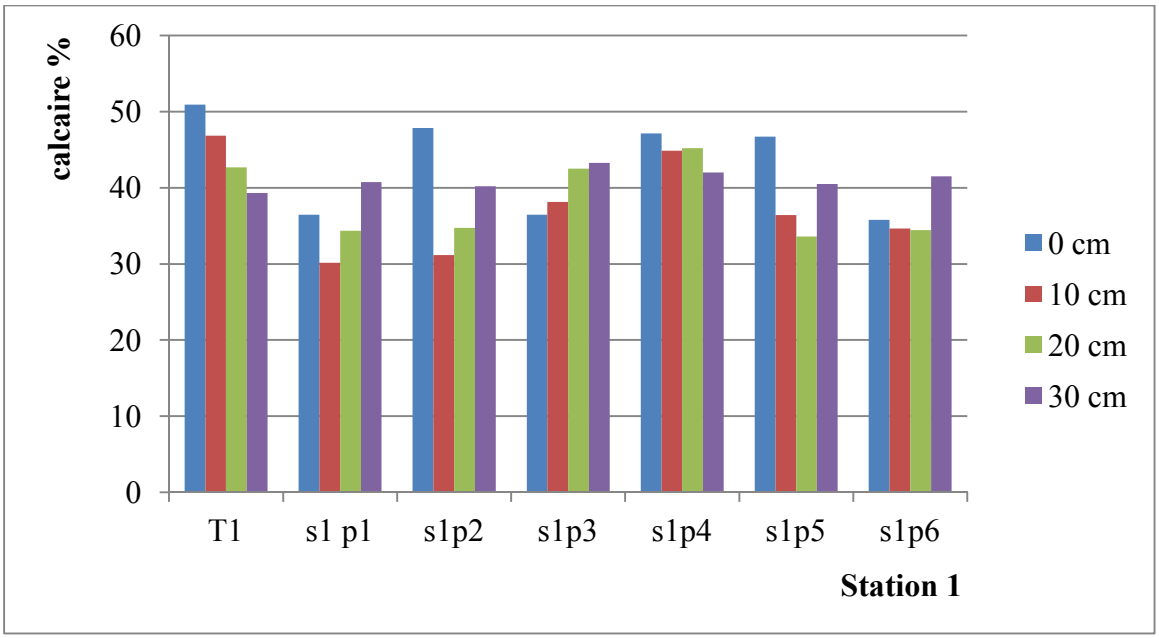

Figure 26 : Les variations du Calcaire du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015.

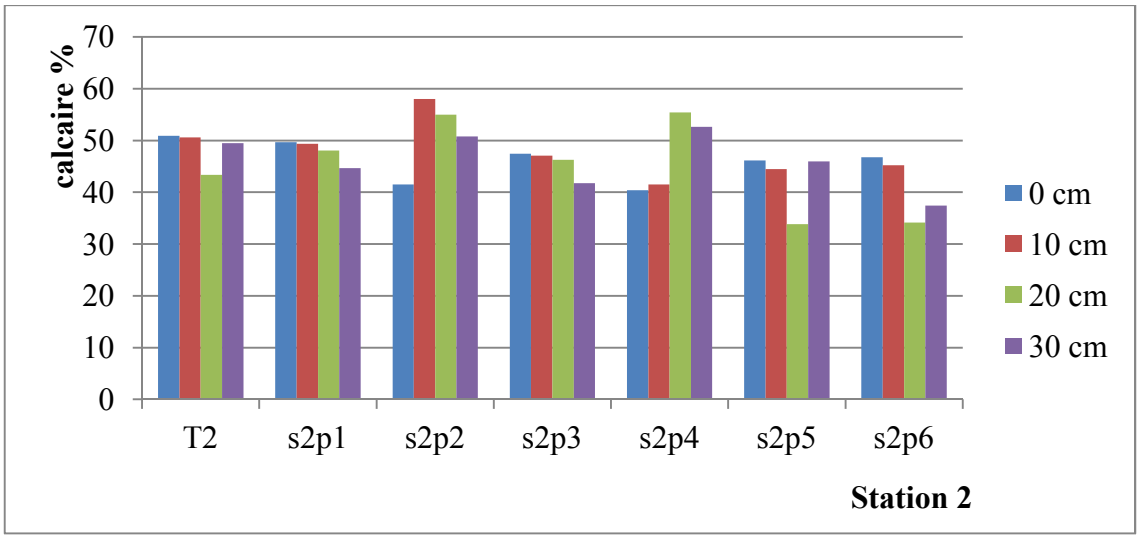

Figure 27 : Les variations du Calcaire du sol irrigué par les eaux du barrage Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015.

Les carbonates possèdent un double rôle dans les sols, d'une part, ils contrôlent partiellement le pH par leurs équilibres de dissolution et une teneur élevée rend le sol alcalin et favorise certains modes de fixation d'autre part **(Habila, 2008)**. Dans la station 1, les taux de calcaire total CT montrent une importante variabilité entre les différents points de prélèvement (figure 26).A cet effet, les teneurs varient dans le premier niveau (0cm) entre 35,8 et 47,85 %, alors que dans le second niveau (10 cm) entre 30,15 et 44,85, dans le troisième niveau (20cm), entre 33,6 et 45,2 % et enfin de 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%), mais diminuent (35,89%), dans le deuxième puis augmentent respectivement au troisième (37,48%) et au quatrième (41,37%), ce qui se traduit par une augmentation avec la profondeur du niveau 2 au niveau 4, cela s'explique par la nature du sol et la croûte calcaire sédimentaire. La variabilité de CT observée à l'échelle de la station s'explique par le fait que l'échantillonnage systématique à la tarière a provoqué le mélange des horizons de sol **(Belaid, 2010)**.

En général le calcaire total du premier sol irrigué (39,12%) est inférieur par rapport au profil témoin 44,94%, sauf pour le niveau 30cm ou le calcaire du sol irrigué (41,37%) est plus important que celui du témoin 39,33%.Selon **Belaid (2010)** l'irrigation par les eaux usées entraînent le lessivage du calcaire et son accumulation dans les niveaux profondes, alors que pour **Landreau, (1977)** les eaux d'irrigation ont tendance à dissoudre le calcaire du sol

Contrairement à la station de kikaya, les teneurs en calcaire total dans les profils de Kribssa montrent une stabilité dans les différents niveaux. Par ailleurs, les taux de CT enregistrés dans la deuxième station sont plus importants que ceux trouvés dans la première. Ils varient entre 40,4 et 49,65 % dans le premier niveau, de 41,5 et 58 % dans le deuxième niveau, mais entre 33,85 et 55,45 % dans le troisième niveau, alors que entre 37,4% et 52,56% dans le dernier niveau (figure 27). Les sols ayant un taux de CT entre (25% et 50%), sont considérés comme notablement calcaires **(Habila, 2008),** ce qui concorde avec les taux de CT des deux stations étudiés.

Le CT du deuxième sol irrigué (45,98%) est inférieur à celui du profil témoin (48,6%), a l'exception du niveau 20 cm ou le calcaire du sol irrigué (45,47%) est plus important que celui du témoin (43,37%).

L'ANOVA révèle une variation hautement significative de la CT pour le facteur ''profondeur'' de la SS1 ($F=5,684$, $P \leq 0,001$),alors qu'il n ya pas une variation significative pour SS2 ($F= 0,898$, $P \leq 0,446$), alors qu'il ya une variation très hautement significative de la CT pour le facteur ''station, témoin'' de la SS1 ($F =9,027$, $P \leq 0.0001$), et SS2 ($F = 6,466$, $P \leq 0.0001$) (Annexe 35, 36, 37 et 38). Donc il ya une diminution de CT suite a l'irrigation.

II.6. Les métaux lourds

II.6.1. Cadmium

a. Fraction biodisponible

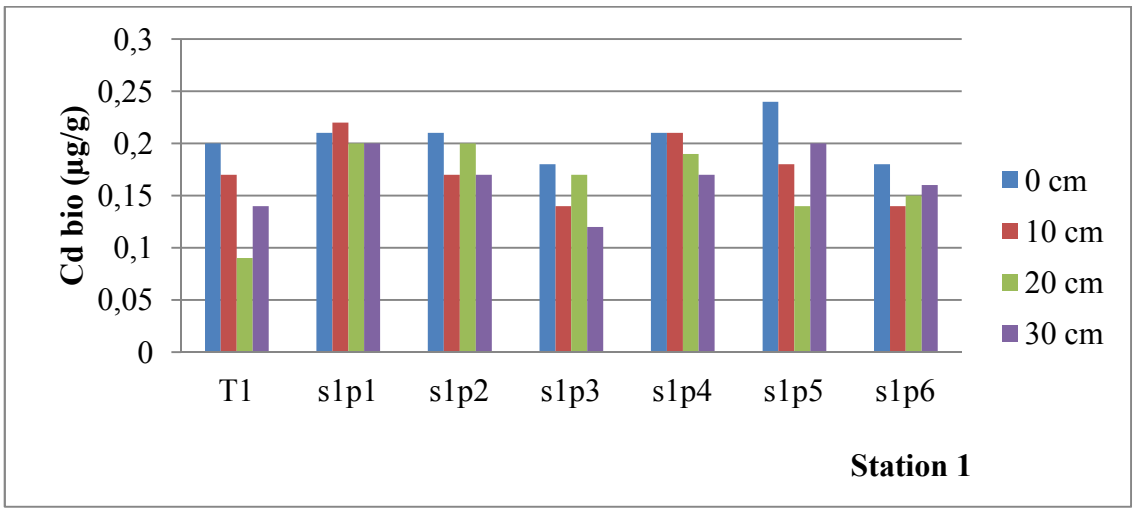

Figure 28 : Les valeurs de Cd biodisponible dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015.

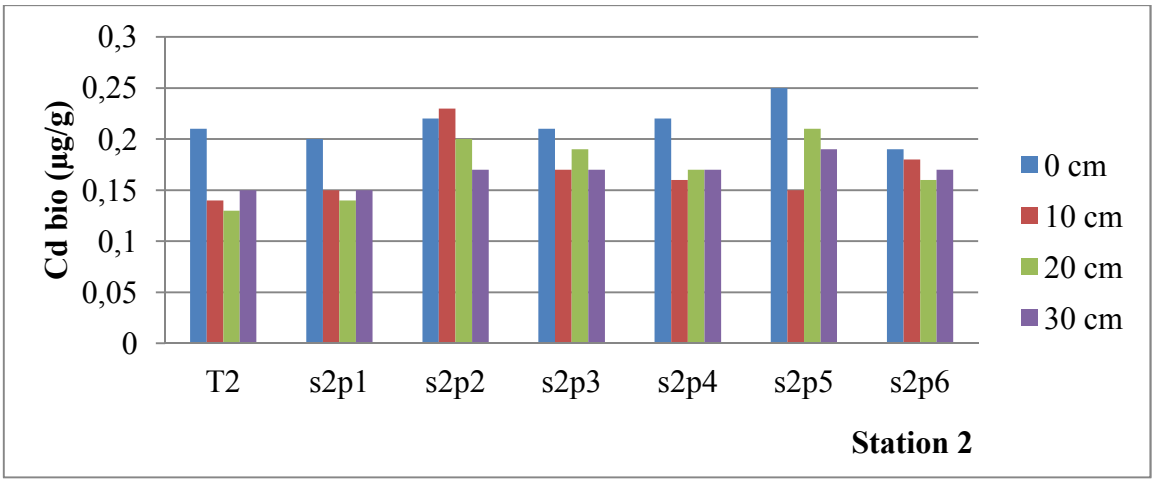

Figure 29 : Les valeurs de Cd biodisponible dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015.

Dans les sols irrigués, les résultats obtenus dans notre étude ont montré que les teneurs en cadmium biodisponible sont plus ou moins variables d'une station à l'autre et d'un point de prélèvement à l'autre. Pour la première station les teneurs varient respectivement de 0,24 a 0,18 µg/g dans le niveau 0cm, de 0,22 a 0,14 µg/g dans le niveau 10cm, de 0,2 a 0,14 µg/g dans le niveau 20cm et entre 0,21- 0,11 µg/g dans le dernier niveau 30cm.

Les teneurs maximales en Cd biodisponible se situent au niveau 0cm (0,24 µg/g) puis diminue en fonction de la profondeur jusqu'à (0,2 µg/g) au niveau 30cm ce qui est confirmé par les travaux de **Kadem (2005),** de **Tamrabet (2011)** et de **Mapanda et *al* (2005.** Ce phénomène est attribué aux taux de MO, de carbonates qui sont plus importants en surface, ainsi qu'au pH élevé du sol, car ces facteurs, selon **Hatira et *al*., (1990)** ont réduit la mobilité des métaux dans le sol.

Le taux du Cd biodisponible détecté dans le sol témoin non irrigué est de 0,15 µg/g soit inférieur à celui du sol irrigué avec 0,18 µg/g, ce qui explique une accumulation du Cd dans le sol irrigué par les eaux usée. **Rattan et *al* (2005),** ont étudié l'effet du temps sur l'enrichissement du sol sous forme échangeable des métaux lourds suite à l'irrigation par des eaux usées brutes. Selon la même source in **Belaid, (2010)** les teneurs en métaux dans le sol sont d'autant plus importantes que la période d'irrigation est plus longue.

Pour la deuxième station les teneurs en Cd biodisponible varient entre 0,25 et 0,14 µg/g, il en est de même pour la SS1 mais les teneurs de SS2 en Cd biodisponible sont

plus élevés en surface (0,22 µg/g) à 0cm par rapport au niveau profond (0,17 µg/g) de 30cm. Le taux de Cd biodisponible détecté dans le sol témoin non irrigué est de 0,16 µg/g soit inférieur à celui du sol irrigué (0,18 µg/g).Ce résultat se traduit par une accumulation du Cd biodisponible dans le sol irrigué par les eaux usées, cependant, les deux stations ont la même teneur moyenne en Cd biodisponible 0,18 µg/g.

L'ANOVA révèle qu'il n'ya pas de variation significative de la Cd biodisponible pour le facteur ''profondeur'' de la SS1 (F=1,141, P ≤ 0,388),et SS2 (F = 1,366, P ≤0.259), alors qu'il ya une variation hautement significative du Cd biodisponible pour le facteur ''station, témoin'' de la SS1 (F =3,517, P ≤ 0.004), mai a SS2 il n'ya pas une variation significative (F = 1,366, P ≤0.259) (Annexe 39,40,41 et 42).

La législation algérienne ne spécifie pas les limites pour les fractions biodisponible des métaux lourds alors que dans la législation Suisse **(OSOL, 1998)**, la concentration maximale admissible en cadmium biodisponible dans le sol est fixée à 0.02 µg/g ainsi les valeurs des deux stations étudiées dépassent cette teneur.

b. Concentration total

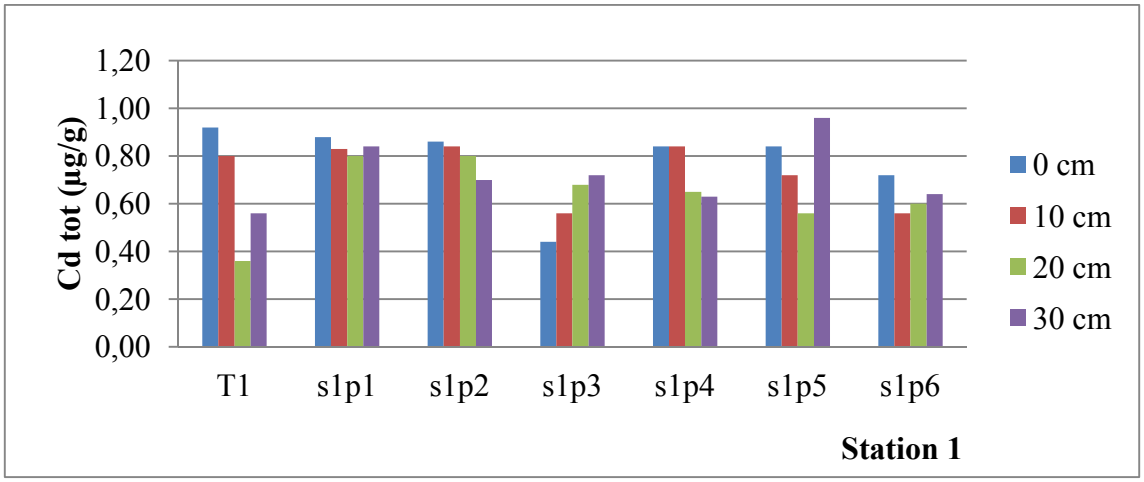

Figure 30 : Les valeurs de Cd total dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015.

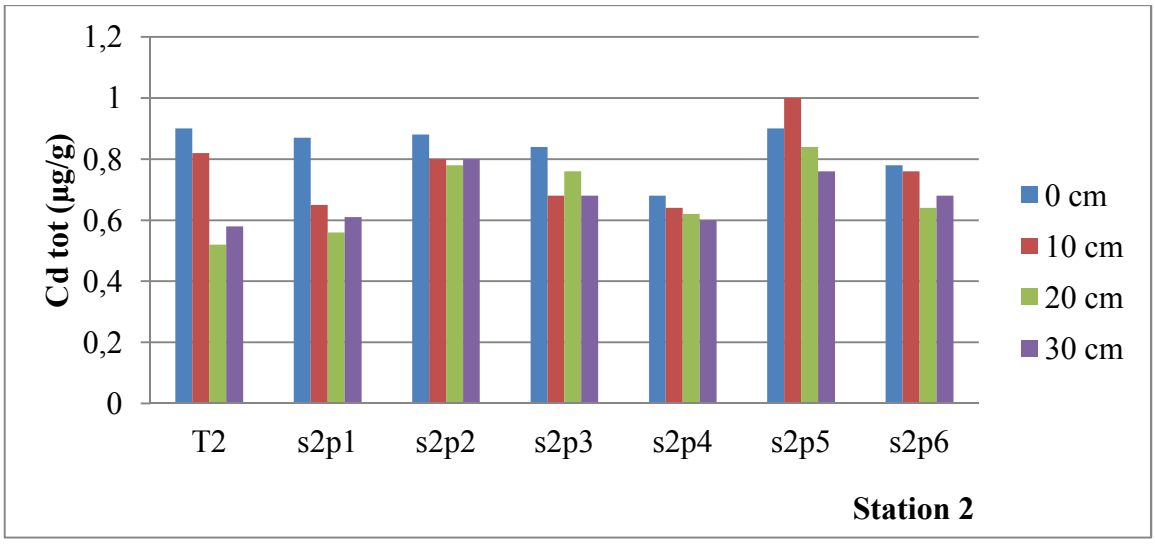

Figure 31 : Les valeurs de Cd total dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015.

Les teneurs en Cd total de la SS1 représentées dans la figure (30), varient respectivement entre 0,88 et 0,44 µg/g dans le niveau 0cm, de 0,84 et 0,56 µg/g dans le niveau 10cm, de 0,8 et 0,56 µg/g dans le niveau 20cm et de 0,96 et 0,63 µg/g dans le dernier niveau 30cm.

Le niveau 0cm enregistre la teneur moyenne maximale du Cd total (0,76 µg/g) alors qu'au niveau 10 et 20cm une diminution des teneurs du Cd total (0,73 µg/g et 0,68 µg/g) est observée mais dans le niveau 30cm une augmentation en Cd total jusqu'à (0,75 µg/g) est signalée, donc le Cd total est plus abondant dans les niveaux superficiels.

Flores et *al.* (1997) ont étudié l'effet de l'épandage des eaux usées brutes sur des terres agricoles, pendant une longue période, ils ont constaté une importante accumulation des métaux lourds dans le sol particulièrement dans les horizons de surface, alors que l'augmentation remarquée au niveau profond est justifiée par un apport naturel suite a la formation des roches du sol.

Le taux de Cd total détecté dans le sol témoin non irrigué est de l'ordre de 0,66 µg/g soit inférieur à celui du sol irrigué (0,73 µg/g), cela indique une accumulation du Cd total dans le sol irrigué par les eaux usées. **Assadian et *al* (1998) in Belaid,(2010)** ont constaté qu'après plusieurs années de pratique, l'irrigation avec des eaux usées brutes mélangées aux eaux de rivière a entraîné une augmentation des teneurs en métaux dans le sol**.**

Pour la deuxième station, on remarque que les teneurs en Cd total varient entre 1 µg/g et 0,56 µg/g contrairement à la SS1, alors que pour la SS2 ces teneurs diminuent nettement à la surface (0,83 µg/g) et au niveau profond (0,69 µg/g).

Le taux de Cd total détecté dans le sol témoin non irrigué (0,71 µg/g) est t inférieur à celui du sol irrigué (0,74 µg/g), donc il ya une accumulation de cet élément dans ce dernier.

Les deux stations irriguées SS1 et SS2 présentent des teneurs moyennes en Cd total proches de 0,73 µg/g et 0,74 µg/g.

L'ANOVA révèle qu'il n'ya pas de variation significative de la Cd total pour le facteur ''profondeur'' de la SS1 (F=1,321, P ≤ 0,273) et SS2 (F = 1,366, P ≤0,259), alors qu'il ya une variation très hautement significative du Cd total pour le facteur ''station, témoin'' de la SS1 (F =4,217, P ≤ 0.001), mai a SS2 il n'ya pas une variation significative (F = 1,844, P ≤0,101) (Annexe 43,44,45 et 46).

Si l'on se réfère à la législation de **Baize, (1997)**, la concentration maximale admissible en cadmium total dans le sol est fixée à 0.8 µg/g, les valeurs des quatre points de prélèvements S1P1et S1P2 dans SS1 et S2P2et S2P5 dans SS2 sont supérieures.

II.6.2. Le Plamb

a. Fraction biodisponible

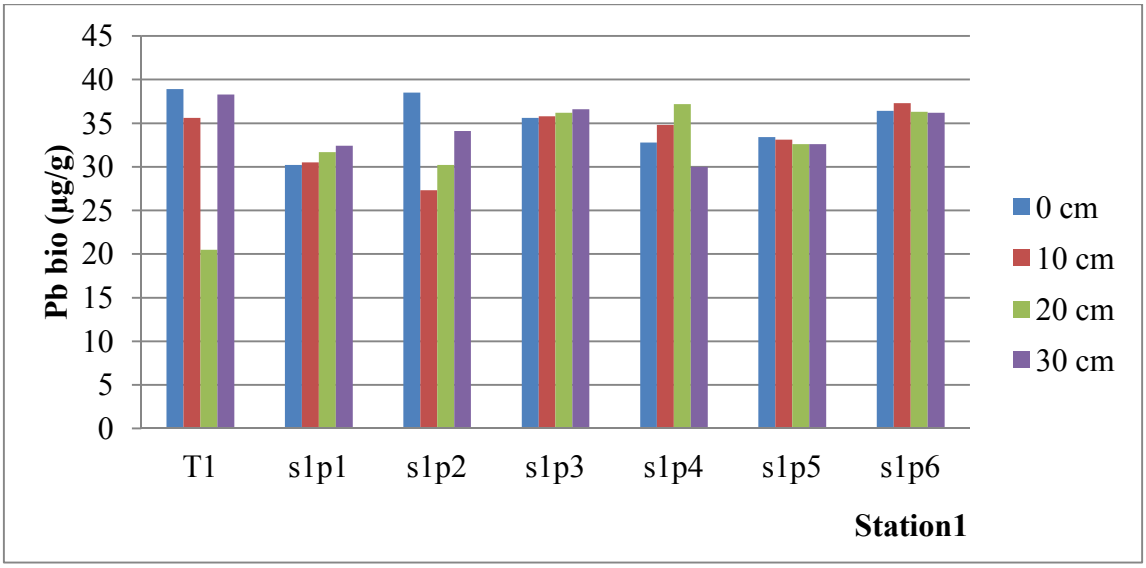

Figure 32 : Les variations de Pb biodisponible dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015.

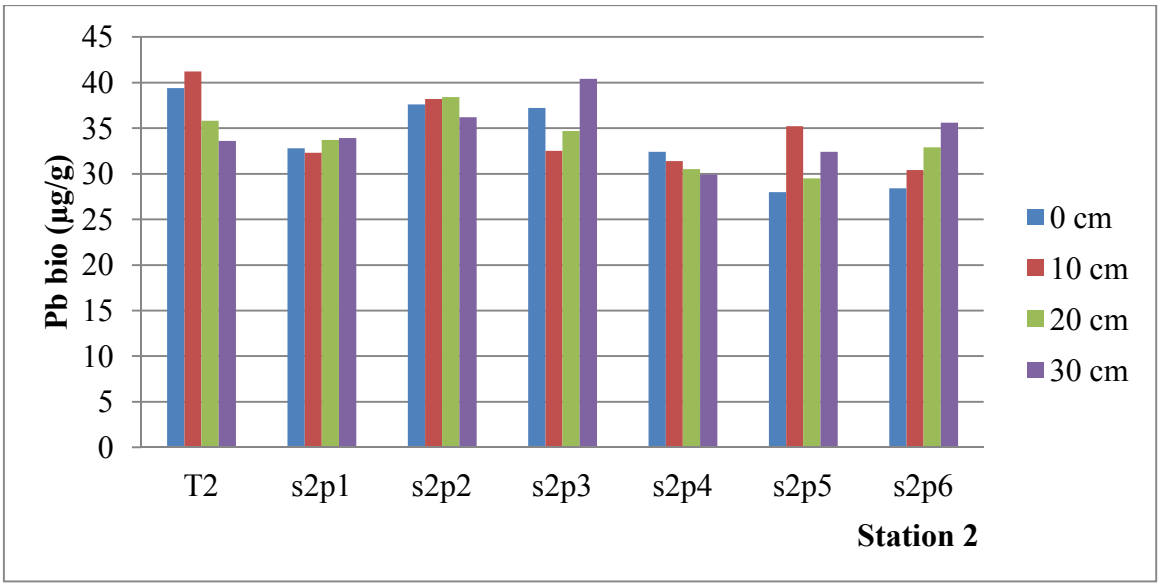

Figure 33 : Les variations de Pb biodisponible dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015.

Pour la SS1 du sol irrigué, les teneurs en Pb biodisponible varient entre 38,5 et 30,2 µg/g dans le niveau 0cm, de 37,3 et 27,3 µg/g dans le niveau 10cm, de 37,2 et 30,2 µg/g dans le niveau 20cm et de 36,6 et 30 µg/g dans le dernier niveau 30cm.

Les teneurs en Pb biodisponible dans les quatre niveaux de la SS1 montrent une évolution irrégulière avec la profondeur, cependant le maximum est enregistré à la surface (34,48 µg/g).

D'une manière générale, il y a un léger enrichissement en Pb biodisponible dans le sol irrigué (33,82 µg/g) par comparaison au sol témoin non irrigué (33,32 µg/g),

Pour la SS2 du sol, on remarque que les teneurs en Pb biodisponible varient entre 28 et 40,4 µg/g contrairement à la SS1. Les teneurs en Pb biodisponible de la SS2 augmentent en fonction de la profondeur, de (32,73µg/g) a 0cm jusqu'a (34,73 µg/g) à 30cm.

Le taux de Pb biodisponible détecté dans le sol témoin (37,5 µg/g) est supérieur à celui du sol irrigué (33,52 µg/g), ainsi, il n'ya pas d'enrichissement évident en Pb biodisponible dans la SS2 ce qui confirme les résultats de **Mancino et Pepper (1992) qui** ne trouvent aucun effet des eaux usées sur l'accumulation des métaux lourds du sol.

L'ANOVA révèle qu'il n'ya pas de variation significative de la Pb biodisponible pour le facteur ''profondeur'' de la SS1 ($F=2,413$, $P \leq 0,073$),et SS2 ($F = 0,401$, $P \leq 0,753$), alors qu'il ya une variation hautement significative du Pb biodisponible pour le facteur ''station,

témoin'' de la SS1 (F =3,406, P ≤ 0.005), et une variation très hautement significative a SS2 (F = 19,062, P ≤0,0001) (Annexe 47,48,49 et 50).

La SS1 (33,82 µg/g) est légèrement riche en Pb biodisponible que la SS2 (33,52 µg/g). Si l'on se réfère à la législation Suisse indiquée par **Kadem, (2005)**, la concentration maximale admissible en Pb bio dans le sol est fixée à (1 µg/g) donc inferieure aux valeurs des deux stations étudiées.

b. Concentration total

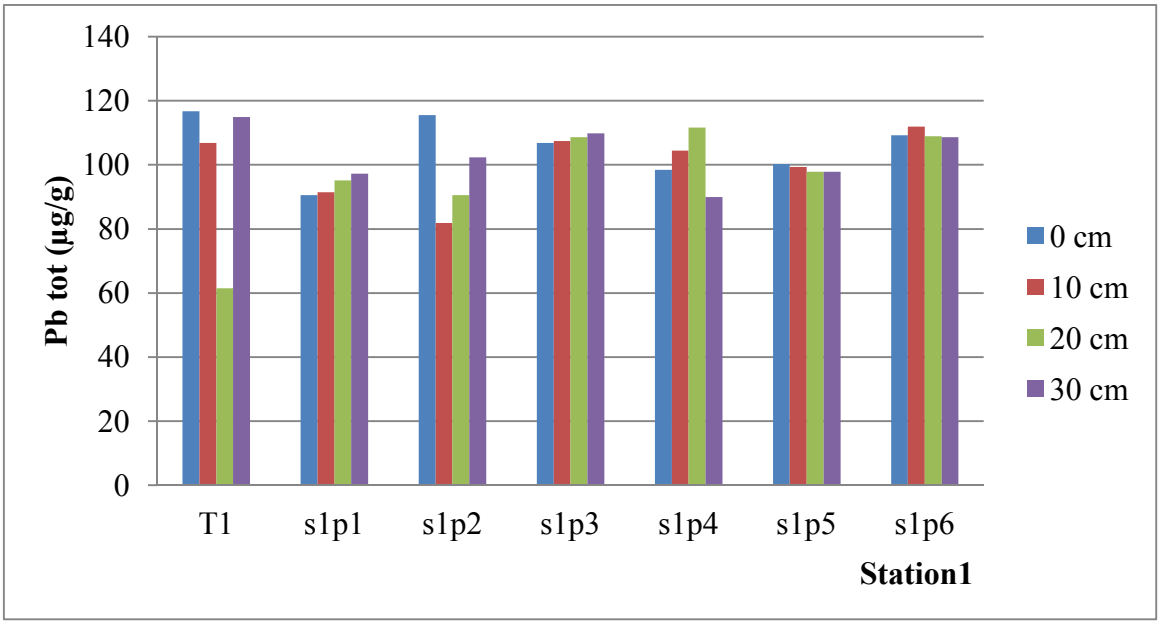

Figure 34 : Les variations de Pb total dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 1 pendant le mois d'aout 2015.

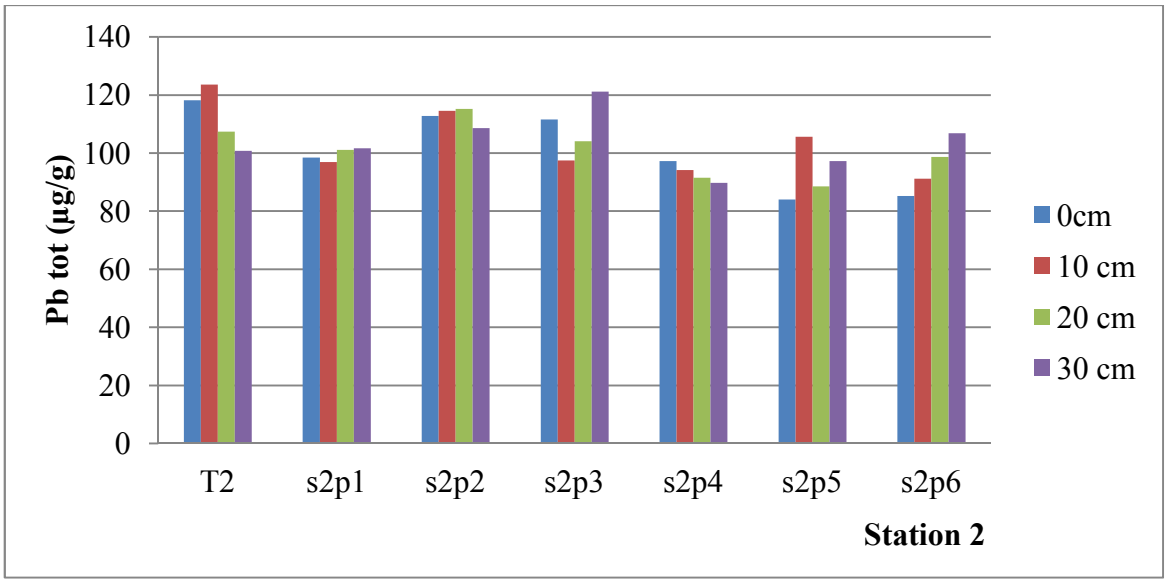

Figure 35 : Les variations de Pb total dans le sol irriguer par l'eau du barrage de Béni Haroun dans la station 2 pendant le mois d'aout 2015.

Pour la SS1 du sol irrigué, les teneurs en Pb total varient entre 115,5 et 90,6 µg/g dans le niveau 0cm, de 111,9 et 81,9 µg/g dans le niveau 10cm, de 111,6 et 90,6 µg/g dans le niveau 20cm et de 109,8 et 90 µg/g dans le dernier niveau 30cm.

Les teneurs en Pb total dans les quatre niveaux de la SS1 montrent une évolution irrégulière avec la profondeur, cependant, le maximum est enregistré a la surface (103,45 µg/g).

D'une manière générale, il y a un léger enrichissement en Pb total dans le sol irrigué (101,48 µg/g) par comparaison au sol témoin non irrigué (99,98 µg/g). Pour la SS2 de sol, on remarque que les teneurs en Pb total varient entre 84 et 121,2 µg/g, contrairement a la SS1. les teneurs en Pb total de la SS2 augmentent en fonction de la profondeur, soit 98,2µg/g a 0cm jusqu'a104,2 µg/g à 30cm.

Le taux de Pb total détecté dans le sol témoin est de 112,5 µg/g soit supérieur à celui du sol irrigué qui est de 100,56 µg/g, ainsi il n'ya pas d'enrichissement évident en Pb biodisponible dans le sol irrigué.

L'ANOVA révèle qu'il n'ya pas de variation significative du Pb total pour le facteur ''profondeur'' de la SS1 ($F=2,324$; $P \leq 0,081$),et SS2 ($F = 0,401$; $P \leq 0,753$), alors qu'il ya une variation hautement significative du Pb total pour le facteur ''station, témoin'' de la

SS1 (F =3,303, P ≤ 0,006), et a SS2 il ya une variation très hautement significative (F = 19,062, P ≤0,0001) (Annexe 51,52,53 et 54).

La SS1 (101,48 µg/g) est légèrement riche en Pb total que la SS2 (100,56 µg/g). Si l'on se réfère à la législation **Suisse (1986)**, la concentration maximale admissible en Pb total dans le sol est fixée à 50 µg/g ; les teneurs en Pb total des deux stations sont largement supérieures.

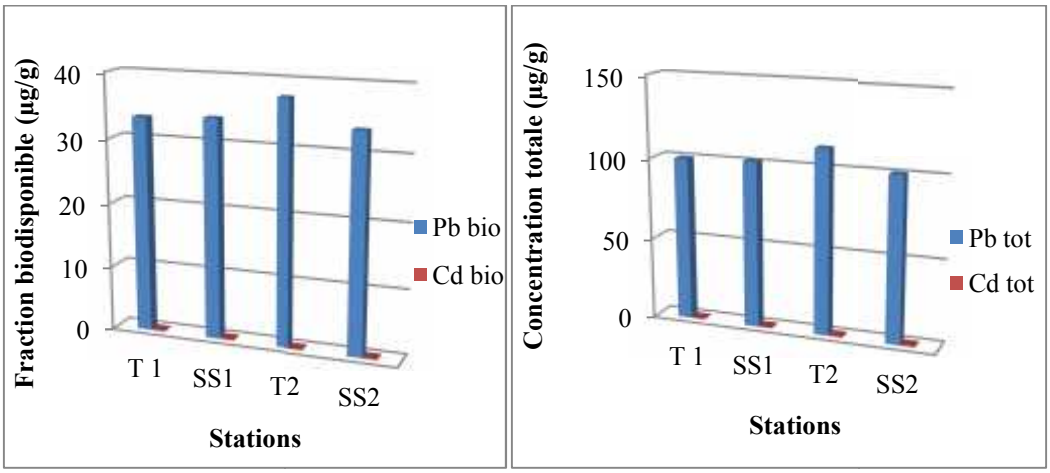

Figure 36 : Variation des teneurs en Plomb total, Cadmium total, Plomb biodisponible et Cadmium biodisponible dans les sols.

La (figure 36) représente une comparaison entre les teneurs moyennes du Cd et Pb biodisponible et totale dans les deux stations étudiées et leurs témoins, on observe clairement que le Pb est plus abondant que le Cd dans les deux stations et leurs témoin :

* Pb biodisponible > Cd biodisponible.

* Pb total > Cd total.

II.7. Analyse de corrélation entre les paramètres physico-chimiques des sols

Tableau 10 : Matrice de corrélation entre les paramètres physico-chimiques des sols.

Variables	pH	CE	MO%	Ca%	Pb bio µg/g	Cd bio µg/g	Pb tot µg/g	Cd tot µg/g
pH	**1**							
CE	**0,347**	**1**						
MO%	-0,312	**-0,549**	**1**					
Ca%	-0,237	-0,184	0,072	**1**				
Pb bio µg/g	0,029	0,047	0,007	**0,242**	**1**			
Cd bio µg/g	-0,138	0,089	-0,087	0,172	0,167	**1**		
Pb tot µg/g	0,022	0,037	0,024	**0,244**	**0,998**	0,174	**1**	
Cd tot µg/g	-0,142	0,092	-0,090	0,177	0,172	**0,963**	0,180	**1**

Le tableau 10 représente la matrice de corrélation entre les paramètres physicochimiques déterminés. D'après les résultats de cette matrice, nous pouvons tirer les conclusions suivantes :

- Le cadmium biodisponible corrèle positivement avec le cadmium total (0,963).
- Le plomb biodisponible corrèle positivement avec le plomb total (0,998).
- Le plomb total et biodisponible corrèle avec le calcaire total respectivement par les coefficients suivant (0,244 ; 0,242)
- La conductivité corrèle positivement avec le pH (0,347).
- La conductivité corrèle négativement avec la matière organique (-0,549)

Conclusion

Conclusion

Le barrage de Béni Haroun, avec une capacité de 998 Millions $m^{3,}$ est situé dans la wilaya de Mila. Il constitue actuellement le plus important aménagement hydraulique réalisé à travers le pays.

L'objectif de la présente étude est d'évaluer la contamination, par les métaux lourds, des sols irrigués par les eaux de ce barrage. Il faut signaler que, cette recherche est réalisée à travers l'analyse de quatorze (14) paramètres physico-chimiques des eaux et huit (08) paramètres physico-chimiques des sols.

Les mesures effectuées, nous ont permis de déduire les observations suivantes :

- Pour la qualité de l'eau le pH, CE, Ca, Mg Na, K, SO_4, HCO_3, SAR, Pb et Cd sont dans les normes algériennes de réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation et celles de la FAO. Cependant, le Cl dépasse les normes internationales tolérées.
- Les sols des deux (02) stations irriguées sont de même texture Argilo- limoneux.
- La première station a un pH (8,59) supérieur à celui de la seconde (8,34), ce qui se traduit probablement par une élévation du pH suite à l'irrigation par rapport aux témoins.
- La Conductivité électrique moyenne des deux parcelles est proche, soit respectivement de (0,65 ms/cm) et (0,61ms/cm). Ainsi, ils sont classés comme peu salés car il ya une salinisation suite à l'irrigation d'ou les sels ont tendance à s'accumuler dans la partie profonde du sol.
- Les teneurs les plus élevées en MO% sont trouvées dans les niveaux superficiels des deux stations. Notons que la première s'avère plus riche que la seconde avec 3,13% contre 2,17%, il est possible que l'irrigation a un rôle dans l'enrichissement en MO.
- Les sols des deux stations sont considérés comme calcaires (39,12% ; 45,98%) ce qui peut être du à l'irrigation ayant entraîné son accumulation dans les niveaux profonds après lessivage.
- Les deux stations irriguées présentent la même teneur moyenne en Cd biodisponible (0,18 µg/g) qui dépasse les normes suisse. Les teneurs maximales en Cd biodisponible se situent au niveau superficiel mais un léger enrichissement en Cd du sol est enregistré vu son abondance dans les eaux du barrage.

- Les teneurs moyennes en Cd total des deux parcelles sont proches (SS1=0,73 µg/g ; SS2=0,74 µg/g) et supérieures aux sols témoins. Il est plus abondant dans les niveaux superficiels, sa concentration maximale admissible dans le sol est élevée dans les quatre points de prélèvement S1P1et S1P2 dans la première station et S2P2et S2P5 dans la deuxième.
- La SS1 (33,82 µg/g) est légèrement riche en Pb biodisponible que la SS2 (33,52 µg/g), donc il n'ya pas d'enrichissement évident en Pb biodisponible dans les sols irriguées, mais leur teneurs dépassent largement la concentration maximale admissible.
- Les teneurs en Pb total des deux stations dépassent la concentration maximale admissible.
- Dans les deux stations, la Pb biodisponible est supérieur à Cd biodisponible, il en est de même pour le Pb total par rapport au Cd total.

Enfin, il est important de noter l'effet des eaux d'irrigation du barrage de Béni Haroun sur les propriétés du sol en augmentant son pH, CE, MO, et diminue le calcaire total.

Les sols irrigués sont contaminés par le Pb et le Cd sous les deux formes biodisponible et totale, ce qui présente un danger pour la santé humaine si ces métaux sont transmis aux consommateurs a travers les végétaux cultivés et irrigués dans ces sites.

Pour sauver nos sols fertiles et garder une eau saine, il faut diminuer la pollution par l'exploitation des stations d'épuration, la limitation des rejets toxiques et une meilleure gestion des ressources d'eau.

Références bibliographiques

Liste des références

Aissaoui A, 2013. Évaluation du niveau de contamination des eaux de barrage hammam grouz de la région d'oued athmania (wilaya de mila) par les activités agricoles. Mémoire de magistère en écologie végétale appliquée et gestion de l'environnement. Université mouloud Mammeri de tizi ouzou, p3.

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

Anonyme 1 : www.domainedevens.com.

Assadian N.W., Esparza L.C., Fenn L.B., Ali A.S., Miyamoto S., Figueroa U.V., et Warrick, A.W., 1998. Spatial variability of heavy metals in irrigated alfalfa fields in the upper Rio Grande River Basin, Agric. Water Manage,p 141-156.

Ayers, R.S. et Westcot, D.W, 1994. Water quality for agriculture. FAO. Irrigation et drainage paper. N° 29 Rev. 1 FAO, Rome. p174 .

Baci l., 1978- contribution à l'étude de la salinisation des sols de hodna (wilaya de m'sila). thèse ing .i.n.a. alger. p100 .

Baize, 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols de France. Edition. Inra. Versailles, p408.

Bakha, 2016. Laboratoire d'analyses physico-chimiques des matériaux, N°10 Bouzabine route de batna ain Mlila,03/04/2016.

Belaid N, 2010. Evaluation des impacts de l'irrigation par les eaux usées traitées sur les plantes et les sols du périmètre irrigué d'El Hajeb-Sfax: salinisation, accumulation et phytoabsorption des éléments métalliques. these en cotutelle.dans L'École Nationale d'Ingénieurs de Sfax .

Bendada K et boulakradeche M , 2011 . optimisation des conditions de dosage par spectroscopie d'absorption atomique (SAAF et SAAET) : application à la détermination de la pollution et de la bioaccumulation des métaux lourds . mémoire de master option : analyse et contrôle.p22.

Berranem A, 2012. impact de l'irrigation par les eaux de la moyenne seybouse sur les sols et les rendements des cultures. diplôme du Magister OPETION Pathologies des écosystèmes diagnostic et procédés de traitement .

Bisson, **M**. **2011.** fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques : manganèse et ses dérivés. ineris. 25 avril 2007. [page consultée le 06/05/2011]. p 66. le document est disponible sur internet :
(http://www.ineris.fr/substances/fr/substance/getdocument/2795).

Bonneau M. et Souchier B., 1994. pédologie 2 . constituants et propriétés du sol. edition. masson.

Bouaroudj S, 2012. Evaluation de la qualité des eaux d'irrigation. diplôme de Magistère en Écologie Option : Gestion des déchets évaluation et solution environnementales.

Boukhalfa A ;et Kafi KH. N. 2013. Conséquences de l'utilisation de deux types d'eau d'irrigation sur les paramètres physico-chimique d'un sol de la station d'épuration de Ouargla. mémoire master academique, Spécialité : Science de l'environnement .

Boulkrah H, 2008. ETude comparative de l'adsorption des ions plomb sur différents adsorbants. Mémoire de Magister Spécialité chimie Option : Pollution chimique et environnement.

Boukhris K., 2012- mode de dégradation des aridosols par précipitations salines saisonnières, approche géochimique (cas de la cuvette de ouargla). mémoire ingéniorat. université de ouargla, p 82.

Bourrelier P.H.; berthelin J., 1998. contamination des sols par les éléments en trace .les risques et leur gestion. tec & doc lavoisier (édition. tec & doc). paris.

Brady, N.C., weil, R.R., 2002, the nature and properties of soils, 13th ed. prentice hall, upper saddle river. in : leone a.p., menenti m., buondonno a., letizia a., maffei c., sorrentino g., (2007). a field experiment on spectrometry of crop response to soil salinity; agricultural water management 89,39,48.

Brady N.C., et weil R., 2002 .the nature and properties of soils. prentice hall, uppersaddleriver, nj, usa.

Calvet R., 2003. le sole propriétés et fonction. tom i et ii. édition. dunod.

Casas, stellio., **2005**. modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (hg, cd, pb, cu et zn) chez la moule, mytilus galloprovincialis, en milieu méditerranéen. thèse de doctorat : océanologie biologique, environnement marin., p 314.

Citeau, L. **2004**. etude des colloïdes naturels présents dans les eaux gravitaires de sols contaminés : relation entre nature des colloïdes et réactivité vis-à-vis des métaux (zn, cd, pb, cu). thèse de doctorat de l'institut national d'agronomie paris-grignon (ina-pg).

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

Delaunois A., 1976. travaux pratiques de pédologie générale. pp. 2-86.

Denis B., **2004**, Petit lexique de pédologie. INRA éditions, Paris.

Duchaufour PH., 2001. introduction à la science du sol – 6ème édition de l'abréger de pédologie dunod, p 331.

Elhai, 1968. elément de biogéographie, édition le doin, france.

Essington M.E., 2004: soil and water chemistry, an integrative approach. crc press, usa.

Faurie C. erra C. médorie P . devane J .remptime J. L .2003.écologie approche scientfique et pratique 5éme edition lavoisier . p 823.

Flores L., Blas G., Hernandez G. et Alcala R., 1997. Distribution and sequential extraction of some heavy metals from soils irrigated with wastewater from Mexico city. Water, Air and Soil Pollution 98: 105-117.

Friedman S., 2005. soil properties influencing apparent electrical conductivity: a review. computer and electronics in agriculture 46:45-70.

Gauchers et Soltser, 1981. base de la production végétale : le sol, edition techniques agricoles.

Gauchers F., 1968. Traité de pédologie agricole. Le sol et ces caractéristiques agronomiques.

Gaujout ,D, 1995. la pollution des milieux aquatique , aide - memoire 2 eme édition tec et doc ,paris.520p.

Gobat J.M., aragnon M., matthey W., 2003. le sol vivant,collection : gerer l'environnement 2ème édition.

Groga N, 2012. structure, fonctionnement et dynamique du phytoplancton dans le lac de taabo (côte d'ivoire). thèse de doctorat en ecologie fonctionnelle. université de toulouse, p 35, 38, 89, 93.

Groschaude. G.C. 1999. l'eau tome ,ii,usage et pollution ,institut national de la recherche agronomique .paris, p 637.

Guerree. H, Gomella. C, 1982. les eaux usées dans les agglomérations urbaines ou rurales, 2èmeedition eyrolles paris.

Gunnar, F. Nodberg. Bruce, A. Nodberf F,W. Friberg L. 2007. Handbook on the toxicologie of metals. 3eme édition. Academic Press, p 1024.

Habila S ., 2008. Etude de l'impact du barrage beni haroun sur l'environnement : effets ecotoxicologiques . en vue de l'obtention du diplome de magister en biologie option : ecotoxicologie.Universite de Jijel.

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, p 123-135.

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

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

Huynh T, 2009. impacts des metaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique. thèse de doctorat spécialité ecologie microbienne. p 06.

Jaap Steketee, février 2010. métaux lourds. fondation développement et transfert de connaissances sur le sol.p 22, 23.

Jean-baptiste S ;2006 . détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (libs). thèse de doctorat ; spécialité : lasers et matière dense.

Kadem, D.E.D., 2005. Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumise à une pollution atmosphérique. (El Hadjar – Annaba, Est Algérien). Influence de la végétation sur la dynamique des métaux. Thèse de Doctorat d'état en Ecologie. Univ. Mentouri. Constantine. p 200.

Kerdoud S, 2006. le bassin versant de beni haroun eau et pollution. magister en amenagement du territoire ;option : geomorphologie.p55 ;57.

Keren R., 2000. salinité. sumner m.e. édition. livre de science du sol. p 3-25.

Koller E., 2004. traitement des pollutions industrielles ; eau, air, déchets, sols, boues, édition dunod, paris.

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

Laperche. V, Dictor. M. C , Clozel-leloup. B, and baranger. PH. 2004. guide méthodologique du plomb, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. brgm/rp-52881-fr, juin 2004. étude réalisée dans le cadre des actions de service public du brgm 2003-pola06.

Lecomte P., 1998. les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines ; 2ème édition.

Le goff F.et Bonnomet V., 2004. devenir et comportement des métaux lourds dans lourds dans l'eau : biodisponibilités et modèles blm. ministère de l'écologie et développement durable. paris, p 87.

Lemière, B., Seguin, J.J., le Guern, G., Guyonnet, D., Branger, P. 2001. guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes, édition brgm.p25.

Leroy, J., 1999. La pollution des eaux, Edition Paris.

Levy g.j., 2000. sodicity. sumner m.e. édition. handbook of soil science.p 27-62.

Lhadi, E. E., Montadar,M ., Younsi ,1993. Contamination des eaux souterraines par les sels et les nitrates de la zone littorale entre azemous et bir jdid. Séminaire de recherche nationale das le domaine : eaux et envirennement .LPEE. casablanca (maroc).

Lozet J. et Mathieu C, 2002. Dictionnaire de Science du sol. Tec et Doc. Lavoisier. Paris. France .

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

Mapanda F., Mangwayana E.N., Nyamangara J.et Giller K.E., 2005. The effect of long-term irrigation using wastewater on heavy metal contents of soils under vegetables in Harare, Zimbabwe. Agriculture, Ecosystems and Environment 107 151–165.

Marcos, L. **2001**. etude expérimentale et modélisation du transfert du zinc et du plomb dans les milieux sableux modèles. thèse de doctorat du laboratoire central des ponts et chaussées (lcpc).

Mebarki A., 2000. etiages, rejets et protection des ressources en eau des bassins méditerranéens de l'algérie orientale. géocarrefour, **75**, 4. l'interface nature-sociétés dans les hydrosystèmes fluviaux. p. 399.

Mebarki A. 2009 ;ressources en eau et aménagement en algérie- les bassins hydrographiques de l'est. opu alger.

Mebarki A., 2005. hydrologie des bassins de l'est algérien : ressources en eau, aménagement et environnement. thèse de doctorat en hydrologie. université mentouri– constantine, p39, 45, 244.

Melghit M ;2012. qualité physico-chimique, pollution organique et métalliquedes compartiments eau / sédiments de l'oued rhumel,et des barrages hammam grouz et beni haroun. magistère en ecologie option : gestion des déchets. p 07.

Melghit M., 2010. qualité physico-chimique, pollution organique et métalliquedes compartiments eau / sédiments de l'oued rhumel,et des barrages hammam grouz et beni haroun. université mentouri de constantine. p 6, 7,16 17, 20 ,21, 26.

Merabet S, 2010 . evaluation de la qualite physico-chimique des eaux brutes et distribuees du barrage reservoir de beni haroun. magister spécialité : chimie analytique.p25.

Mermoud A ., 2006. cours de physique du sol : maîtrise de la salinité des sols. ecole polytechnique fédérale de lausanne, p 23.

Miquel G, 2001. rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. assemblé nationale française, n°2979, paris, p 366.

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.

Mohammad, M.J. et Mazahreh, N. 2003. Changes in soil fertility parameters in response to irrigation of forage crops with secondary treated wastewater. Soil Sci. Plant Anal, 34(9&10):1281-1294.

Mohammad Rusan M..J., Hinnawi S., Rousan L., 2007. Long term effect of wastewater irrigation of forage crops on soil and plant quality parameters. Desalination 215, 143–152 .

Morugen-coronado, A., Gacia-orenes,F., Matraix-solera ,J ., Arcengui ,V .,Matraix-beneyto,J., 2010. Short-therm effects of treated wastewater irrigation on méditerranean calcareous soil . and tillage research.112.18-20.

Nakayama, F.S., D.A., Bucks 1986. Trickle Irrigation for Crop Production: Design, Operation and Management. Elsevier, New York, NY. In Heidarpour, M., Mostafazadeh-**Fard, B., Abedi Koupai J., Malekian R. (2007),** The effects of treated wastewater on soil chemical properties using subsurface and surface irrigation methods. Agric. Water Manage. 90, 87-94.

Naseem R., Ikram M. and Tahir S. S. **1999**. adsorption sci. technol. 17(5).

Nowak.C, Mossmann .J. R, and Saada. A. **2003**. état des connaissances sur l'atténuation naturelle : mécanismes et mise en oeuvre. brgm/rp-51960- fr, mars 2003. étude réalisée dans le cadre des actions de service public du brgm 2001-01pol-318.

Nriagu J.O.,1980. global cadmium in ecological cycle.in 'cadmium in the environment'.parti. ecological cycling.nriagu j. o. (ed). john willey and sons. new york, 1-12.

Osol, 1986. Ordonnance sur les polluants du sol du 9 juin 1986, SR 814.12, Conseil Fédéral, Berne.

Pauwels J. M, Van Ranst E, Verloo M. et Mvondoze A. **1992**. Manuel de laboratoire de pédologie, Publi. Agricoles 28 (1992), AGCD, Bruxelles.

Pedro G., 2007. cycles biogéochimiques et écosystèmes continentaux. académie des sciences, paris.

Pichard, Annick. 2003. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, plomb et ses dérivés. INERIS.03 avril 2003.

Rabia Y et Djamaa Y, 2014. contribution à l'évaluation de la qualité des eaux du barrage beni haroun dans la région de mila. master : gestion et fonctionnement des ecosystémes aquatiques et foristiérs .p31**.**

Ramade F, 1982.eléments d'écologie, écologie appliquée, action de l'homme sur la biosphère. édition dunod, paris. p 446.

Raoul C. 2003. Le sol. Propriétés et fonctions. Tome 1 : constitution et structure, phéomènes aux interfaces. Éditions France Agricole, . p 458.

Raoul C. **2003.** Le sol. Propriétés et fonctions. Tome 2 : phénomènes physiques et chimiques. Éditions France Agricole. p 514.

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 and Environment 109, 310–322.

Robert M.,1996. le sol : interface dans l'environnement, ressource pour le développement.

Rodier J, 2005. Analyse de l'eau naturelle et des eaux résiduaires et eaux de mers , 8ème édition DUNOD. Paris.

Rodier J, 1996. L'analyse de l'eau. Eaux naturelles, Eaux résiduaires, Eaux de mer. 8ème édition. Dunod.

Sahli L., 2002. evaluation de la contamination par le cadmium, le chlore, le plomb et le manganèse dans les sédiments, les macroinvertébrés et une plante aquatique (roripanasturium) dans l'oued rhumel et son affluent l'oeudboumerzoug en zone urbaine. mémoire de magistère en ecologie et ecotoxicologie, univ. mentouri de constantine. p 126.

Sahli L., 2012. etude du comportement de quelques espèces floristiques et faunistiques des écosystèmes aquatiques vis-à-vis des éléments traces métalliques par des bioessais. thèse de doctorat . université mentouri de constantine. p30-36.

Schipper, L.A., Williamson, J.C., Kettles, H.A. and Speir, T.W. 1996. Impact of land-applied tertiary treated effluent on soil biochemical properties. J. Environ. Quality, 25(5):1073-1077.

Schuhmacher, M. Granero, S. Bellés, M. Lobet J. et domingo, J L. 1995. levels of metals in soils and vegetation in the vicinity of a municipal solid waste incinerator.

Senat, 2009. la pollution de la méditerranée: état et perspectives à l'horizon 2030. Rapport n°652 par roland courteau. sur www.senat.fr/rap/r10-652/html.

Shaki, A., Adeloye, A., 2006. Evaluation of quantity and quality of irrigation water at Gadowa irrigation project in Murzuq basin, southwest Libya. Agricultural Water Management 84 (1-2), 193-201.

Singh, A.K., Mondal, G.C., Singh, P.K., Singh, S., Singh, T.B., Tewary, B.K., 2005. Hydrochemistry of reservoirs of Damodar River basin, India: weathering processes and water quality assessment. Environmental Geology 48 (8), 1014-1028.

Sou, M., Yacouba, H. et Mermoud, A. 2007. Valorisation du pouvoir fertilisant des eaux usées en agriculture maraîchère. EIER, Ouagadougou, Burkina Fasso, p 13.

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

Stengel P., Gelin, S. Coord, 1998. sol : interface fragile, institut national de la recherche agronomique.

Tamrabet L, 2011. contribution a l'etude de la valorisation des eaux usees en maraichage. Thèse de doctorat en sciences . option : Hydraulique.

Tedeschi A. et Dell'Aquila R. 2005. Effects of irrigation with saline waters, at different concentrations, on soil physical and chemical characteristics. Agricultural Water Management77, 308–322.

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

Youcfi M., 2011. étude de l''impact de l''hydro-halomorphie des sols sur la biogéographie des hydro-halophytes dans la cuvette de ouargla. mémoire de magister. université de ouargla,p 120.

Annexes

Liste des annexes

Annexe 1 : les valeurs du Ph de la station 1 étudié.

	ph									
	T1	s1 p1	s1p2	s1p3	s1p4	s1p5	s1p6	moyenne	max	min
0	7,93	8,85	8,74	8,79	8,37	8,6	8,86	8,70	8,86	8,37
10	8,05	8,67	8,46	8,47	8,77	8,61	8,71	8,62	8,77	8,46
20	8,18	8,82	8,58	8,61	8,63	8,74	8,84	8,70	8,84	8,58
30	8,19	8,79	8,65	8,71	8,66	8,5	8,76	8,68	8,79	8,5
Max	8,86	8,86	8,86	8,86	8,86	8,86	8,86			
Min	7,93	8,37	8,37	8,37	8,37	8,37	8,37			
Moyen	8,09	8,78	8,61	8,65	8,61	8,61	8,79			
moy tot	8,67									
max tot	8,86									
min tot	8,37									

Annexe 2 : les valeurs du Ph de la station 2 étudié.

	ph									
	T2	s2p1	s2p2	s2p3	s2p4	s2p5	s2p6	moyenne	max	min
0	7,87	8,39	8,39	8,79	8,68	8,11	7,89	8,38	8,79	7,89
10	8,02	8,63	8,36	8,65	8,47	7,97	7,88	8,33	8,65	7,88
20	8,21	8,5	8,31	8,76	8,5	7,93	7,86	8,31	8,76	7,86
30	8,19	8,59	8,41	8,67	8,54	7,94	7,91	8,34	8,67	7,91
Max	8,21	8,63	8,41	8,79	8,68	8,11	7,91			
MIN	7,87	8,39	8,31	8,65	8,47	7,93	7,86			
MOYENNE	8,07	8,53	8,37	8,72	8,55	7,99	7,89			
moy total	8,34									
MAX TOT	8,79									
MIN TOT	7,86									

Annexe 3 : les valeurs de la conductivité de la station 1 étudié.

	conductivite										% par rapport au Temoin	
	T1	s1 p1	s1p2	s1p3	s1p4	s1p5	s1p6	moyenne	max	min	max	min
0	0,412	0,728	0,484	0,625	0,689	0,954	0,822	0,72	0,95	0,48	230,58	116,5
10	0,349	0,696	0,562	0,515	0,608	0,728	0,841	0,66	0,84	0,52	240,68	148,2
20	0,383	0,551	0,557	0,478	0,619	0,71	0,783	0,62	0,78	0,48	203,65	125,3
30	0,268	0,5	0,521	0,489	0,628	0,747	0,877	0,63	0,88	0,49	328,35	182,8
moyenne	0,35	0,62	0,53	0,53	0,64	0,78	0,83					
max	0,41	0,73	0,56	0,63	0,69	0,95	0,88	0,72	0,95	0,52		
min	0,27	0,50	0,48	0,48	0,61	0,71	0,78	0,62	0,78	0,48		
moy tot	0,65											
max tot	0,95											
min tot	0,48											

Annexe 4 : les valeurs de la conductivité de la station 2 étudié.

	conductivite										%par rapport au témoin	
	temoin	s2p1	s2p2	s2p3	s2p4	s2p5	s2p6	moyenne	max	min		
0	0,6	0,545	0,644	0,586	0,59	0,669	0,61	0,61	0,67	0,55	111,66	91,66
10	0,567	0,579	0,657	0,59	0,578	0,739	0,498	0,61	0,74	0,50	130,51	88,18
20	0,567	0,609	0,57	0,91	0,577	0,634	0,621	0,65	0,91	0,57	160,49	100
30	0,512	0,551	0,572	0,694	0,569	0,551	0,469	0,57	0,69	0,47	134,7	91,7
moyenne	0,56	0,57	0,61	0,70	0,58	0,65	0,55					
max	0,60	0,61	0,66	0,91	0,59	0,74	0,62	0,65	0,91	0,57		
min	0,51	0,55	0,57	0,59	0,57	0,55	0,47	0,57	0,67	0,47		
moy tot	0,61											
min tot	0,47											
max tot	0,91											

Annexe 5 : les valeurs de la matière organique de la station 1 étudié.

				matière organique %						
	T1	s1 p1	s1p2	s1p3	s1p4	s1p5	s1p6	moy	max	min
0	2,54	2,56	2,7	2,4	3,03	3,13	2,9	2,79	3,13	2,4
10	1,93	2,4	2,62	1,9	1,76	1,7	1,9	2,05	2,62	1,7
20	1,45	1,8	1,79	1,79	2,23	2,2	0,55	1,73	2,23	0,55
30	1,19	0,82	1,62	2,76	2,2	2,2	1,38	1,83	2,76	0,82
Max	2,54	2,56	2,7	2,76	3,03	3,13	2,9			
Min	1,19	0,82	1,62	1,79	1,76	1,7	0,55			
Moy	1,78	1,90	2,18	2,21	2,31	2,31	1,68			
max tot	3,13									
min tot	0,55									
moy tot	2,10									

Annexe 6 : les valeurs de la matière organique de la station 2 étudié.

	matiere organique %									
	T2	s2p1	s2p2	s2p3	s2p4	s2p5	s2p6	moy	max	min
0	2,4	2,4	2,63	2,5	2,1	2,53	2,42	2,43	2,63	2,1
10	2,1	2,2	2,61	2,2	1,38	2,2	2,1	2,12	2,61	1,38
20	1,08	2,76	2,4	2,1	1,18	2,29	1,9	2,11	2,76	1,18
30	1,88	2,6	2,2	2,2	1,16	2,2	1,82	2,03	2,6	1,16
Moy	1,87	2,49	2,46	2,25	1,46	2,31	2,06			
Max	2,4	2,76	2,63	2,5	2,1	2,53	2,42			
Min	1,08	2,2	2,2	2,1	1,16	2,2	1,82			
max tot	2,76									
min tot	1,16									
moy tot	2,17									

Annexe 7 : les valeurs de calcaire de la station 1 étudié.

	calcaire %									
	T1	s1 p1	s1p2	s1p3	s1p4	s1p5	s1p6	moy	max	min
0	50,9	36,45	47,85	36,45	47,15	46,7	35,8	41,73	47,85	35,8
10	46,86	30,15	31,15	38,15	44,85	36,4	34,65	35,89	44,85	30,15
20	42,67	34,35	34,75	42,5	45,2	33,6	34,45	37,48	45,2	33,6
30	39,33	40,75	40,2	43,25	42	40,5	41,5	41,37	43,25	40,2
Moy	44,94	35,43	38,49	40,09	44,8	39,3	36,6			
Max	50,9	40,75	47,85	43,25	47,15	46,7	41,5			
Min	39,33	30,15	31,15	36,45	42	33,6	34,45			
moy tot	39,12									
max tot	47,85									
min tot	30,15									

Annexe 8 : les valeurs de calcaire de la station 2 étudié.

	calcaire %									
	T2	s2p1	s2p2	s2p3	s2p4	s2p5	s2p6	moy	max	min
0	50,9	49,65	41,5	47,45	40,4	46,15	46,75	45,32	49,65	40,4
10	50,62	49,35	58	47,1	41,5	44,45	45,2	47,6	58	41,5
20	43,37	48,05	55	46,3	55,45	33,85	34,15	45,47	55,45	33,85
30	49,51	44,65	50,8	41,75	52,65	45,95	37,4	45,53	52,65	37,4
Moy	48,6	47,93	51,33	45,65	47,5	42,6	40,88			
Max	48,025	49,65	58	47,45	55,45	46,15	46,75			
Min	43,37	44,65	41,5	41,75	40,4	33,85	34,15			
moy tot	45,98									
max tot	58									
min tot	33,85									

Annexe 9 : les valeurs de cadmium biodisponible de la station 1 étudié.

			Cd bio							
	T1	s1p1	s1p2	s1p3	s1p4	s1p5	s1p6	moy	max	min
0	0,2	0,21	0,21	0,18	0,21	0,24	0,18	0,21	0,24	0,18
10	0,17	0,22	0,17	0,14	0,21	0,18	0,14	0,18	0,22	0,14
20	0,09	0,2	0,2	0,17	0,19	0,14	0,15	0,18	0,2	0,14
30	0,14	0,2	0,17	0,12	0,17	0,2	0,16	0,17	0,2	0,12
Moy	0,15	0,21	0,19	0,15	0,20	0,19	0,16			
Max	0,2	0,22	0,21	0,18	0,21	0,24	0,18			
Min	0,09	0,2	0,17	0,12	0,17	0,14	0,14			
moy tot	0,18									
max tot	0,24									
min tot	0,12									

Annexe 10 : les valeurs de cadmium biodisponible de la station 2 étudié.

			Cd bio							
	T2	s2p1	s2p2	s2p3	s2p4	s2p5	s2p6	moy	max	min
0	0,21	0,2	0,22	0,21	0,22	0,25	0,19	0,22	0,25	0,19
10	0,14	0,15	0,23	0,17	0,16	0,15	0,18	0,17	0,23	0,15
20	0,13	0,14	0,2	0,19	0,17	0,21	0,16	0,18	0,21	0,14
30	0,15	0,15	0,17	0,17	0,17	0,19	0,17	0,17	0,19	0,15
Moy	0,16	0,16	0,21	0,19	0,18	0,20	0,18			
Max	0,21	0,2	0,23	0,21	0,22	0,25	0,19			
Min	0,13	0,14	0,17	0,17	0,16	0,15	0,16			
moy tot	0,18									
max tot	0,25									
min tot	0,14									

Annexe 11 : les valeurs de cadmium total de la station 1 étudié.

			Cd tot							
	T1	s1p1	s1p2	s1p3	s1p4	s1p5	s1p6	moy	max	min
0	0,92	0,88	0,86	0,44	0,84	0,84	0,72	0,76	0,88	0,44
10	0,80	0,83	0,84	0,56	0,84	0,72	0,56	0,73	0,84	0,56
20	0,36	0,8	0,8	0,68	0,65	0,56	0,6	0,68	0,8	0,56
30	0,56	0,84	0,7	0,72	0,63	0,96	0,64	0,75	0,96	0,63
Moy	0,66	0,84	0,80	0,60	0,74	0,77	0,63			
Max	0,92	0,88	0,86	0,72	0,84	0,96	0,72			
Min	0,36	0,80	0,70	0,44	0,63	0,56	0,56			
moy tot	0,73									
max tot	0,96									
min tot	0,44									

Annexe 12 : les valeurs de cadmium total de la station 2 étudié.

			Cd tot							
	T2	s2p1	s2p2	s2p3	s2p4	s2p5	s2p6	moy	max	min
0	0,9	0,87	0,88	0,84	0,68	0,9	0,78	0,83	0,9	0,68
10	0,82	0,65	0,8	0,68	0,64	1	0,76	0,76	1	0,64
20	0,52	0,56	0,78	0,76	0,62	0,84	0,64	0,70	0,84	0,56
30	0,58	0,61	0,8	0,68	0,6	0,76	0,68	0,69	0,8	0,6
Moy	0,71	0,67	0,82	0,74	0,64	0,88	0,72			
Max	0,9	0,87	0,88	0,84	0,68	1	0,78			
Min	0,52	0,56	0,78	0,68	0,6	0,76	0,64			
moy tot	0,74									
max tot	1									
min tot	0,56									

Annexe 13 : les valeurs de plomb biodisponible de la station 1 étudié.

	Pb bio									
	T1	s1p1	s1p2	s1p3	s1p4	s1p5	s1p6	moy	max	min
0	38,9	30,2	38,5	35,6	32,8	33,4	36,4	34,48	38,5	30,2
10	35,6	30,5	27,3	35,8	34,8	33,1	37,3	33,13	37,3	27,3
20	20,5	31,7	30,2	36,2	37,2	32,6	36,3	34,03	37,2	30,2
30	38,3	32,4	34,1	36,6	30	32,6	36,2	33,65	36,6	30
Moy	33,325	31,2	32,53	36,05	33,7	32,93	36,55			
Max	38,9	32,4	38,5	36,6	37,2	33,4	37,3			
Min	20,5	30,2	27,3	35,6	30	32,6	36,2			
moy tot	33,825									
max tot	38,5									
min tot	27,3									

Annexe 14 : les valeurs de plomb biodisponible de la station 2 étudié.

	Pb bio									
	T2	s2p1	s2p2	s2p3	s2p4	s2p5	s2p6	moy	max	min
0	39,4	32,8	37,6	37,2	32,4	28	28,4	32,73	37,6	28
10	41,2	32,3	38,2	32,5	31,4	35,2	30,4	33,33	38,2	30,4
20	35,8	33,7	38,4	34,7	30,5	29,5	32,9	33,28	38,4	29,5
30	33,6	33,9	36,2	40,4	29,9	32,4	35,6	34,73	40,4	29,9
Moy	37,5	33,18	37,6	36,2	31,05	31,28	31,83			
Max	41,2	33,9	38,4	40,4	32,4	35,2	35,6			
Min	33,6	32,3	36,2	32,5	29,9	28	28,4			
moy tot	33,52									
max tot	40,4									
min tot	28									

Annexe 15 : les valeurs de plomb total de la station 1 étudié.

	Pb tot									
	T1	s1p1	s1p2	s1p3	s1p4	s1p5	s1p6	moy	max	min
0	116,7	90,6	115,5	106,8	98,4	100,2	109,2	103,45	115,5	90,6
10	106,8	91,5	81,9	107,4	104,4	99,3	111,9	99,4	111,9	81,9
20	61,5	95,1	90,6	108,6	111,6	97,8	108,9	102,1	111,6	90,6
30	114,9	97,2	102,3	109,8	90	97,8	108,6	100,95	109,8	90
Moy	99,98	93,60	97,58	108,15	101,10	98,78	109,65			
Max	116,7	97,2	115,5	109,8	111,6	100,2	111,9			
Min	61,5	90,6	81,9	106,8	90	97,8	108,6			
moy tot	101,48									
max tot	115,5									
min tot	81,9									

Annexe 16 : les valeurs de plomb biodisponible de la station 2 étudié.

	Pb bio									
	T2	s2p1	s2p2	s2p3	s2p4	s2p5	s2p6	moy	max	min
0	118,2	98,4	112,8	111,6	97,2	84	85,2	98,2	112,8	84
10	123,6	96,9	114,6	97,5	94,2	105,6	91,2	100	114,6	91,2
20	107,4	101,1	115,2	104,1	91,5	88,5	98,7	99,85	115,2	88,5
30	100,8	101,7	108,6	121,2	89,7	97,2	106,8	104,2	121,2	89,7
Moy	112,5	99,53	112,8	108,6	93,15	93,83	95,48			
Max	123,6	101,7	115,2	121,2	97,2	105,6	106,8			
Min	100,8	96,9	108,6	97,5	89,7	84	85,2			
moy tot	100,56									
max tot	121,2									
min tot	84									

Annexe 17 : représente une comparaison entre les teneurs moyennes du Cd et Pb biodisponible et totale dans les deux stations étudié et leurs témoins

	Pb bio	Cd bio
T 1	33,32	0,15
SS1	33,82	0,18
T2	37,5	0,16
SS2	33,52	0,18

Annexe 18 : représente une comparaison entre les teneurs moyennes du Cd et Pb biodisponible et totale dans les deux stations étudié et leurs témoins

	Pb tot	Cd tot
T 1	99,98	0,66
SS1	101,5	0,73
T2	112,5	0,71
SS2	100,6	0,74

Annexe 19 : méthode du mesure le carbonate et bicarbonate

- **Principe**

L'alcalinité d'une eau correspond à la présence des hydrogénocarbonates, carbonates et hydroxydes. Leurs déterminations sont basées sur la neutralisation d'un certain volume d'eau par un acide minéral dilué, en présence d'un indicateur coloré.

- **Réactifs**

-Solution d'acide Chlorhydrique ou Sulfurique à 0.02 N :

H2SO4…...0.555 ml ou bien HCl….....1.656 ml.

Eau distillée…… q.s.p 1000 ml.

-Solution alcoolique de Phénolphtaléine à 0.5 % :

Phénolphtaléine……5 g.

Alcool Ethylique……500 ml.

Eau distillée……500 ml.

-Solution de Méthylorange à 0.5 % :

Méthylorange……0.5 g.

Eau distillée……100 ml.

- **Mode opératoire**

1) TA (titre alcalimétrique simple)

Prendre 100 ml d'eau à analyser. Ajouter 2 gouttes de la solution alcoolique de Phénolphtaléine. Développement d'une coloration rose, dans le cas contraire le TA =0 et pH<8,3. Titrer avec l'acide jusqu'à décoloration complète de la solution. Soit V le nombre de millilitres d'acide utilisés pour obtenir le virage.

2) TAC (titre alcalimétrique complet)

Prendre l'échantillon traité précédemment. Ajouter 2 gouttes de Méthylorange. Développement d'une coloration jaune. Titrer avec le même acide jusqu'au virage du jaune au jaune orangé pH=4,3. Soit V' le nombre de millilitres d'acide utilisés depuis le début du dosage.

- **Expression des résultats**

1) TA

V/5exprime le titre alcali métrique en milliéquivalents par litre.

V exprime le titre alcali métrique en degrés français.

12 V exprime le titre alcali métrique en milligrammes de CO3

2- par litre.

2) **TAC**

(V'- 0,5)/5 exprime le titre alcali métrique complet en milliéquivalents par litre.

V' - 0,5 exprime le titre alcali métrique complet en degrés français.

12.2 (V'-0.5) exprime le titre alcali métrique en milligrammes de HCO3

- par litre.

Annexe 20 : méthode du mesure les chlorures

- **Méthode de Mohr**
- **Principe**

Les chlorures sont dosés en milieu neutre par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate de potassium. La fin de la réaction est indiquée par l'apparition de la teinte rouge caractéristique du chromate d'argent **(Rodie, 2005).**

- **Réactifs**

– Acide nitrique pur.

– Carbonate de calcium pur.

– Solution de chromate de potassium à 10 %.

– Solution de nitrate d'argent 0,1 N.

- **Mode opératoire**

Introduire 100 mL d'eau à analyser (préalablement filtrée si nécessaire). Ajouter 2 à 3 gouttes d'acide nitrique pur puis une pincée de carbonate de chaux et 3 gouttes de solution de chromate de potassium à 10 %. Verser alors au moyen d'une burette la solution de nitrate d'argent jusqu'à apparition d'une teinte rougeâtre, qui doit persister 1 à 3 minutes.
Soit V le nombre de millilitres de nitrate d'argent 0,1 N utilisés.

- **Expression des résultats**

Pour une prise d'essai de 100 mL :

V × 10 × 3,55 donne la teneur en chlorures, exprimée en milligrammes de Cl/ par litre d'eau.

V × 10 × 5,85 donne la teneur en chlorures exprimée en milligrammes de NaCl par litre d'eau.

Annexe 21 : méthode du mesure Les sulfates

- **Principe**

Les ions Sulfates sont précipités et passés à l'état de Sulfate de Baryum En présence de Ba Cl2. (ADE, 2014).

$Ba\,Cl_2 + SO_4^{2-} \rightarrow BaSO_4 + 2\,Cl^-$

- **Réactifs**

-Solution mère de sulfates à 1 g/l à partir de K2SO4:

Pelser 1,81 g de K2SO4…….1000 ml d'eau distillée.

-Solution stabilisante :

Acide Chlorhydrique (c) ..... 60 ml.

Ethanol.....200 ml.

Chlorure de Sodium (toxique).....150 g.

Glycérol..... 100 ml.

Eau distillée.....q.s.p. 1000 ml.

-Solution de Chlorure de Baryum :

BaCl2 (toxique) ..... 150 g.

Ou bien

BaCl2-2H2O (toxique)..... 175.95 g.

Acide Chlorhydrique..... 5 ml.

Eau distillée.....q.s.p. 1000 ml.

- **Gamme d'étalonnage**

Prendre 8 béchers de 250 ml.

Laver très bien avec du savon et une lavette.

Rincer abondamment avec l'eau du robinet.

Rincer avec une solution acide chlorhydrique

Rincer avec l'eau du robinet puis avec de l'eau distillée.

- **Mode opératoire**

Prendre 20 ml d'eau à analyser puis compléter à 100 ml d'eau distillée. Ajouter 5 ml de la solution stabilisante. Ajouter 2 ml de chlorure de baryum. Agiter énergiquement pendant 1 mn.

Passer au spectrophotomètre □ = 420 nm.

- **Expression des résultats**

mg/l SO4

2- = la valeur lue sur le spectrophotomètre x facteur de la dilution.

Annexe 22 : méthode du mesure Les nitrates

Méthode par spectrométrie d'absorption moléculaire

- **Principe**

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage spectrométrique **(Rodier, 2005).**

- **Réactifs**

– Solution de salicylate de sodium à 10 g/L à renouveler toutes les 24 heures.

– Acide sulfurique concentré (d = 1,84).

– Solution d'hydroxyde de sodium :

Hydroxyde de sodium …… 200 g.

Sel disodique de l'acide éthylène diamine tétracétique…… 50 g.

Eau déionisée …….q.s.p 1 L.

Dissoudre avec précaution l'hydroxyde de sodium dans 800 mL d'eau déionisée, ajouter le sel sodique EDTA. Après dissolution et refroidissement, transvaser la solution dans une fiole jaugée, ajuster le volume à 1 litre. Conserver cette solution dans un flacon de polyéthylène.

– Solution d'azoture de sodium :

Azoture de sodium …….50 mg.

Eau déionisée……q.s.p. 100 mL.

– Solution mère étalon d'azote nitrique à 100 mg/L :

Nitrate de potassium anhydre ……....22 mg.

Eau déionisée …….q.s.p. 1 000 mL.

À renouveler tous les deux mois.

– Solution fille étalon d'azote nitrique à 5 mg/L.

Amener 50 mL de la solution mère à 1 000 mL avec de l'eau déionisée.

Attendre 5 minutes puis évaporer à sec au bain-marie ou dans une étuve portée à 75-80 °C (ne pas surchauffer ni chauffer trop longtemps). Ajouter 1 mL de solution de salicylate de sodium, mélanger puis évaporer. Laisser refroidir.

Reprendre le résidu par 1 mL d'acide sulfurique concentré ayant soin de l'humecter complètement. Attendre 10 minutes, ajouter 15 mL d'eau déionisée puis 10 mL de solution d'hydroxyde de sodium qui développe la couleur jaune. Effectuer les lectures au spectromètre

à la longueur d'onde de 415 nm. Soustraire des unités d'absorbance, lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin. Construire la courbe d'étalonnage.

- **Mode opératoire**

Introduire 10 mL d'eau dans une capsule de 60 mL (pour des teneurs en azote nitrique supérieures à 10 mg/L, opérer une dilution). Alcaliniser faiblement avec la solution d'hydroxyde de sodium. Poursuivre le dosage comme pour la courbe d'étalonnage. Préparer de la même façon un témoin avec 10mL d'eau déionisée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 415 nm et tenir compte de la valeur lue pour le témoin. Se reporter à la courbe d'étalonnage.

- **Expression des résultats**

Pour une prise d'essai de 10 mL, la courbe donne directement la teneur en azote nitrique exprimée en milligrammes par litre d'eau. Pour obtenir la teneur en nitrate (NO3), multiplier ce résultat par 4,43.

Annexe 23 : ANOVA pH profondeur ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	1,235	0,412	0,632	0,597
Erreur	80	52,135	0,652		
Total corrigé	83	53,370			

Annexe 24 : ANOVA pH profondeur ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	0,175	0,058	0,056	0,983
Erreur	80	83,581	1,045		
Total corrigé	83	83,756			

Annexe 25 : ANOVA pH station ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	37,725	6,288	30,945	< 0,0001
Erreur	77	15,645	0,203		
Total corrigé	83	53,370			

Annexe 26: ANOVA pH station ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	76,512	12,752	135,552	< 0,0001
Erreur	77	7,244	0,094		
Total corrigé	83	83,756			

Annexe 27 : ANOVA CE profondeur ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	7,404	2,468	1,564	0,205
Erreur	80	126,277	1,578		
Total corrigé	83	133,682			

Annexe 28 : ANOVA CE profondeur ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	4,166	1,389	3,840	0,013
Erreur	80	28,927	0,362		
Total corrigé	83	33,093			

Annexe 29 : ANOVA CE station ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	113,507	18,918	72,205	< 0,0001
Erreur	77	20,174	0,262		
Total corrigé	83	133,682			

Annexe 30 : ANOVA CE station ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	11,958	1,993	7,261	< 0,0001
Erreur	77	21,135	0,274		
Total corrigé	83	33,093			

Annexe 31 : ANOVA MO profondeur ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	0,343	0,114	0,059	0,981
Erreur	80	154,018	1,925		
Total corrigé	83	154,361			

Annexe 32 : ANOVA MO profondeur ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	0,000	0,000	2,474	0,068
Erreur	80	0,005	0,000		
Total corrigé	83	0,005			

Annexe 33 : ANOVA MO station ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	152,041	25,340	841,250	< 0,0001
Erreur	77	2,319	0,030		
Total corrigé	83	154,361			

Annexe 34 : ANOVA MO station ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	0,002	0,000	11,043	< 0,0001
Erreur	77	0,003	0,000		
Total corrigé	83	0,005			

Annexe 35 : ANOVA CT profondeur ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	10,183	3,394	5,684	0,001
Erreur	80	47,775	0,597		
Total corrigé	83	57,958			

Annexe 36 : ANOVA CT profondeur ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	2,200	0,733	0,898	0,446
Erreur	80	65,311	0,816		
Total corrigé	83	67,511			

Annexe 37 : ANOVA CT station ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	23,933	3,989	9,027	< 0,0001
Erreur	77	34,025	0,442		
Total corrigé	83	57,958			

Annexe 38 : ANOVA CT station ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	22,620	3,770	6,466	< 0,0001
Erreur	77	44,891	0,583		
Total corrigé	83	67,511			

Annexe 39 : Cd bio profondeur ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	3,646	1,215	1,141	0,338
Erreur	80	85,191	1,065		
Total corrigé	83	88,837			

Annexe 40 : ANOVA Cd bio profondeur ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	3,802	1,267	1,366	0,259
Erreur	80	74,209	0,928		
Total corrigé	83	78,010			

Annexe 41 : ANOVA Cd bio station ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	19,107	3,185	3,517	0,004
Erreur	77	69,730	0,906		
Total corrigé	83	88,837			

Annexe 42 : ANOVA Cd bio station ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	9,802	1,634	1,844	0,101
Erreur	77	68,208	0,886		
Total corrigé	83	78,010			

Annexe 43 : ANOVA Cd tot profondeur ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	3,918	1,306	1,321	0,273
Erreur	80	79,091	0,989		
Total corrigé	83	83,009			

Annexe 44 : ANOVA Cd tot profondeur ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	4,085	1,362	1,366	0,259
Erreur	80	79,742	0,997		
Total corrigé	83	83,827			

Annexe 45 : ANOVA Cd tot station ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	20,532	3,422	4,217	0,001
Erreur	77	62,478	0,811		
Total corrigé	83	83,009			

Annexe 46 : ANOVA Cd tot station ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	10,533	1,755	1,844	0,101
Erreur	77	73,294	0,952		
Total corrigé	83	83,827			

Annexe 47 : ANOVA Pb bio profondeur ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	7,588	2,529	2,413	0,073
Erreur	80	83,870	1,048		
Total corrigé	83	91,458			

Annexe 48 : ANOVA Pb bio profondeur ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	1,114	0,371	0,401	0,753
Erreur	80	74,084	0,926		
Total corrigé	83	75,198			

Annexe 49 : ANOVA Pb bio station ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	19,183	3,197	3,406	0,005
Erreur	77	72,275	0,939		
Total corrigé	83	91,458			

Annexe 50 : ANOVA Pb bio station ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	44,941	7,490	19,062	< 0,0001
Erreur	77	30,257	0,393		
Total corrigé	83	75,198			

Annexe 51 : ANOVA Pb tot profondeur ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	7,391	2,464	2,324	0,081
Erreur	80	84,798	1,060		
Total corrigé	83	92,189			

Annexe 52 : ANOVA Pb tot profondeur ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	3	1,104	0,368	0,401	0,753
Erreur	80	73,438	0,918		
Total corrigé	83	74,542			

Annexe 53 : ANOVA Pb tot station ST1

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	18,873	3,145	3,303	0,006
Erreur	77	73,316	0,952		
Total corrigé	83	92,189			

Annexe 54 : ANOVA Pb tot station ST2

Source	DDL	Somme des carrés	Moyenne des carrés	F	Pr > F
Modèle	6	44,549	7,425	19,062	< 0,0001
Erreur	77	29,993	0,390		
Total corrigé	83	74,542			

Résumé

Résumé

Les eaux du barrage Béni Haroun sont exposées à des pollutions d'origines diverses (urbaines, industrielles et agricoles…). La présente étude a pour but d'évaluer la contamination par les métaux lourds des sols irrigués par les eaux du Barrage Béni Haroun, vis-à-vis de la qualité des eaux d'irrigation et leurs contamination et son effet sur les sols. Pour aboutir au but visé nous avons mené pour les compartiments eau et sol un ensemble de mesure des paramètres physico-chimiques et les éléments traces métalliques (Cd, Pb). Cette recherche a concerné deux échantillons de prélèvement pour l'eau, et quatorze parcelles pour le sol dont de chacune on a pris des échantillons de 4 niveaux de profondeurs (0cm, 10 cm, 20 cm, 30 cm).

Pour la qualité de l'eau le : pH, CE, Ca, Mg, Na, K, SO_4, HCO_3, SAR, Pb et Cd ne dépassent pas les normes algériennes de réutilisation des eaux usées traitées pour l'irrigation et les normes de la FAO, alors que pour le Cl ils les dépassent. Pour les sols, l'irrigation a augmenté leurs pH, CE, MO, et a diminué leurs CT.

Les sols irrigués sont contaminés par le Pb et le Cd sous ces deux formes bio disponible et totale, cela représente un danger pour la santé humaine si ces métaux sont transmis, par les végétaux cultivé et irrigué dans ces sites, aux consommateurs.

Pour remédier ce problème, il serait important de mieux exploiter les stations d'épuration, par une collecte des eaux usées plus maitrisée et globale, tout en bien gérant les rejets industriels et urbains.

Mots clés : Contamination, Qualité, Physico-chimie, Eau, sol, ETM, irrigation.

ملخص الأطروحة بالعربية

مياه سد بني هارون معرضة لمختلف مصادر التلوث (حضرية، صناعية، زراعية..).اجريت هده الدراسة بهدف تقويم التلوث بالمعادن الثقيلة للتربة المروية بمياه السد. وجها لوجه مع مياه السقي وتلوثها المعدني وتأثيراتها على التربة.

بهدف الوصول لهدفنا اخدت عينات للمياه والتربة، اجرينا عليها قياسات لخصائصها الفيزيائية والكيميائية والعناصر المعدنية الدقيقة (الكادميوم والرصاص)، ويتعلق هدا البحث بنقطتين لاخد عينات المياه و14 نقطة بالنسبة لعينات التربة وكل عينة اخدت على مستويات مختلفة (اعماق 0 سم، 10سم، 20سم، 30 سم).

بالنسبة لنوعية المياه درجة الحموضة ، الناقلية الكهربائية ، الكالسيوم، والمغنيسيوم ، الصوديوم، البوتاسيوم ، والرصاص لاتتجاوز المعايير الجزائرية لاعادة استعمال المياه المعالجة للسقي،وايضا معايير المنظمة العالمية للزراعة والتغدية، في حين الكلور والكادميوم تتجاوز هده المعايير.

بالنسبة للتربة المروية بمياه السد ترتفع درجة الحموضة، الناقلية الكهربائية، المادة العضوية، وتنخفض قيم الكلس الكلي.

التربة المروية تتلوث عن طريق الرصاص و الكادميوم على شكلين بيولوجي وكلي، وهدا يشكل خطرا على صحة الانسان هده المعادن تنتقل الى الاشخاص عن طريق النباتات المزروعة والمسقية في المناطق المدروسة.

لمعالجة هذه المشكلة سيكون من المهم الاستغلال الافضل لمحطات المعالجة ، عن طريق تجميع مياه الصرف الصحي باتقان واكثر شمولا، حيث من المستحسن ادارة النفايات الصناعية والحضرية.

الكلمات المفتاحية : التلوث، نوعية، فيزيوكيميائية، الماء، التربة، عناصر معدنية ،السقي.

Abstract

Béni Haroun dam waters are exposed to various sources of pollution (urban, industrial and agricultural ...) This study aims to evaluate the contamination by heavy metals in soils irrigated by the waters of Beni Haroun Dam , vis-à -vis the quality of irrigation water and metallic contamination and its effects on soil , leading to our goal we conducted for water and soil compartments a measuring physicochemical parameters and elements trace metals (Cd, Pb) , this research involved two sampling points for water, and 14 to the ground, and for each point of the ground we took samples of 4 level depths (0cm , 10 cm, 20 cm, 30 cm).

For the quality of the water : pH, EC, Ca, Mg, Na, K, SO4 , HCO3 , SAR and Pb are within the Algerian standards for treated wastewater reuse for irrigation and the FAO standard, while for the Cl and Cd they exceed these standards, for soil irrigation by the waters of the dam increased their pH , EC, MO , and decreased their CT.

Irrigated soils contaminated by its Pb and Cd in both forms bioavailable and total , this represents a threat to human health if these metals sound transmitted to people through the irrigated and cultivated plants in these sites.

To remedy this problem, it would be important to better exploit the wastewater treatment plants by a Wastewater Collection and mastered most comprehensive, all by managing the industrial and urban waste.

Key words: Contamination, Physical Chemistry, Water, soil, Trace metals, irrigation.