

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE

Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

UNIVERSITE DE JIJEL

Faculté des Sciences Exactes et des Sciences de la Nature et de la vie

Département de Biologie Animale et Végétale

Ecole Doctorale Biologie Environnementale

N° d'ordre :

N° de série :



Mémoire présenté en vue de l'obtention du diplôme de Magister en Biologie

Option : Biologie végétale et environnement

THEME

Dynamique de la pollution par les métaux lourds dans l'éco-complexe de zones humides de la wilaya de Jijel. Cas du marais de Redjla, Taher.

Présenté par :

BENCHARIF Naila

Soutenu le : 04/07/2012 devant le Jury:

Président:	Pr. LAHOUEL M.	Université de Jijel.
Rapporteur:	Dr. MAYACHE B.	Université de Jijel.
Examineur:	Pr. LEGHOUCHI E.	Université de Jijel.
Examineur:	Dr. SAHEB M.	Université d'O.E.Bouaghi.

Année universitaire 2011-2012

LABORATOIRE DE : TOXICOLOGIE MOLECULAIRE (LTM).

*« La maturité s'obtient lorsque nous nous sentons en mesure
de nous approprier lucidement notre existence, de nous en
faire l'auteur, de signer chacun de nos choix en notre nom. »*

Vincent Céspedes

Remerciements

Cette thèse ne saurait se résumer qu'à cet écrit où ne figurent que les traces des trois années au sein de l'Ecole Doctorale. Cette thèse, est bien plus que ce document, elle correspond certes à un travail personnel quotidien, mais elle a été avant tout un terrain propice à l'échange et aux rencontres. C'est pourquoi au moment où s'achève ce travail, je souhaite remercier l'ensemble des personnes qui ont contribué à rendre ce travail possible. L'étendue même de cette liste, montre à quel point j'ai reçu appuis, soutiens et conseils....

Avant tous je remercie dieu qui m'a donné le courage et la force pour réaliser ce modeste travail. Merci de m'avoir éclairé le chemin de la réussite.

Je tiens tout d'abord à remercier Mr Mayache B. directeur de cette thèse pour sa présence tout au long de ce travail par ses conseils, et relectures. Dès le début, puis pendant ces années de travail, il m'a guidée dans toutes les étapes de cette thèse du travail de terrain à celui de labo en passant par la phase de rédaction de manière efficace tout en me laissant une grande liberté. Il a toujours été disponible. Je souhaite lui témoigner toute ma gratitude pour la confiance qu'il m'a accordée. Si j'ai souvent eu l'impression de ne pas être digne de tant de sollicitude, j'espère qu'il est satisfait du résultat.....

Ma reconnaissance s'adresse également aux membres de jury :

Mr. Lahouel M. professeur à l'université de Jijel pour l'honneur qu'il m'a fait de présider ce jury. Je remercie également Mr. Leghouchi E. Professeur à l'Université de Jijel et Mr. Saheb M. Maître de conférences à l'Université d'O.E.Bouaghi qui m'ont fait l'honneur de participer à ce jury et juger mon travail.

Je tiens également à exprimer mes sincères remerciements à Mr. Krika A. et Mr. Gharda M. pour leur aide dans les traitements statistiques. Je remercie également Mr. Hamadou N. pour la carte topographique du site d'étude. Leur contribution m'a été précieuse.

Mes remerciements s'adressent également à Mlle Habila S. et Amira W. pour toutes les discussions partagées, scientifiques ou non.

Je ne peux oublier tous ceux qui rendent la vie plus légère et agréable au labo, à commencer par Mme Yaich F. pour sa disponibilité et son aide. Merci de m'avoir aidé à surmonter les moments difficiles, mais aussi pour tout les bons moments partagés. Un grand merci à Mme Bouraoui H. pour sa sympathie, sa bonne humeur mais aussi pour son calme olympien qui aide parfois à rester zen. Je remercie aussi ; Mr Beghoul Z. pour m'avoir facilité le dosage des métaux lourds. Je voudrais remercier également toutes les personnes

et organismes qui ont mis à ma disposition les moyens scientifiques et techniques et m'ont soutenu.

Un grand merci enfin à tous mes collègues de l'Ecole Doctorale qui m'ont accompagné dans cette aventure, avant tout humaine, et qui ont permis que ces trois années se déroulent dans la bonne humeur et ont contribué par nos discussions et rires à la réussite de ce travail et au tissage de liens d'amitié. Alors, merci à Asma, Sakina, Abd Elfetteh, Saadeddine, Issam..... . Enfin un merci tout particulier à Nadjet.

Je veux enfin m'excuser auprès de toutes les personnes qui ont pu m'aider à un moment ou à un autre dans ce travail, et que par mégarde j'aurais oublié de remercier.

Je ne peux clore ces remerciements sans adresser toute mon affection et ma reconnaissance à ma famille et à mes proches amis qui ont du supporter mes écarts de rythme de vie et d'humeur et qui m'ont toujours soutenu et encouragé même dans les périodes les plus difficiles.

Il y a aussi des personnes qui vous font oublier les soucis de la thèse et que j'ai envie de remercier justement parce qu'à un moment ils ont su me faire complètement déconnecter. Il s'agit de mes cousins et cousines ; plus particulièrement Dounia, pour toutes les soirées filles, pour tout les bons moments partagés.

Petite note particulière pour Faiza...merci pour ton amitié et ta présence...pour le reste tu le sais déjà !!!

Et enfin et surtout tout mon amour à ma mère, et Med Tahar, pour leur soutien inconditionnel, leur patience (surtout les derniers mois), leurs nombreux encouragements et leur confiance en moi. C'est surtout grâce à vous que j'ai trouvé la force de me dépasser et d'arriver jusque là.

Toutefois, je n'oublie pas de remercier tous ceux qui ont participé de près comme de loin pour la réalisation de ce travail.

Pour tous, merci beaucoup

*A celle qui a consacré sa vie et souffert pour veiller à mon bien être,
à la source de ma réussite, à ma chère mère. Que dieu la garde ;*

A mon cher mari qui m'a soutenu : Med Tahar ;

A mes grands parents ;

A toute ma famille,

*Pour votre patience, votre soutien, pour tout les bons moments passés,
ceux qui restent à venir.....*

Sommaire

Résumé.....	x
Liste des abréviations	xi
Liste des figures	xiv
Liste des tableaux	xvii
Introduction01

Chapitre I : Synthèse bibliographique

I- La pollution03
I-1- Définition de la pollution03
I-2- Différents types de pollutions03
I-2-1- La pollution de l'air03
I-2-2- La pollution de l'eau03
I-2-3- La pollution du sol04
I-3- Origine des pollutions04
I-3-1- La pollution domestique04
I-3-2- La pollution agricole04
I-3-3- La pollution industrielle05
I-3-4- Les phénomènes naturels05
II- La pollution par les éléments traces métalliques05
II-1- Définition des éléments traces métalliques05
II-2- Propriétés physicochimiques des éléments traces métalliques06
II-2-1- La solubilité06
II-2-2- La persistance06
II-2-3- La volatilité06
II-3- Origine des éléments traces métalliques06
II-3-1- Fond géochimique06
II-3-2- Les retombées atmosphériques07
II-3-3- Apports anthropiques07
II-4- Mobilité des polluants métalliques dans les sols07
II-4-1- Constituants des sols impliqués dans la mobilité des éléments métalliques08
II-4-1-1- Les argiles08
II-4-1-2- Les oxy-hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium08
II-4-1-3- Les carbonates, phosphates, sulfates, sulfures et chlorures08

II-4-1-4- La matière organique	09
II-4-2- Facteurs modifiant la mobilité des éléments métalliques	09
II-4-2-1- pH	09
II-4-2-2- Le potentiel redox	10
II-4-2-3- La matière organique	10
II-4-2-4- La capacité d'échange cationique (CEC)	10
II-4-2-5- La texture du sol	10
II-4-2-6- Le calcaire total	11
II-4-2-7- La force ionique	11
II-4-2-8- La température	11
II-4-2-9- Action des micro-organismes	11
II-5- Biodisponibilité et bioaccumulation des polluants métalliques	11
II-5-1- La biodisponibilité	12
II-5-2- La bioaccumulation	12
II-6- Mécanismes d'accumulation des éléments traces métalliques dans les plantes	13
II-6-1- Absorption racinaire.... ..	14
II-6-2- Translocation des ETM des racines vers les parties aériennes	15
II-7- Toxicité et tolérance des plantes aux éléments traces métalliques	15
II-7-1- Toxicité	16
II-7-2- Tolérance	16
III- Les éléments traces métalliques étudiés	17
III-1- Cadmium (Cd)	17
III-1-1- Définition et propriétés physico-chimiques	17
III-1-2- Origine	17
III-1-2-1- Sources naturelles	17
III-1-2-2- Sources anthropiques	17
III-1-3- Comportement du cadmium dans l'environnement	18
III-1-3-1- Comportement du cadmium dans l'eau	18
III-1-3-2- Comportement du cadmium dans le sol.....	18
III-1-4- Biodisponibilité du cadmium	18
III-2- Chrome (Cr)	19
III-2-1- Définition et propriétés physico-chimiques	19
III-2-2- Origine	19
III-2-2-1- Sources naturelles	19
III-2-2-2- Sources anthropiques.....	19

III-2-3- Comportement du chrome dans l'environnement	20
III-2-3-1- Comportement du chrome dans l'eau	20
III-2-3-2- Comportement du chrome dans le sol	20
III-2-4- Biodisponibilité du chrome	20
III-3- Cuivre (Cu).....	21
III-3-1- Définition et propriétés physico-chimiques	21
III-3-2- Origine.....	21
III-3-2-1- Origine naturelle	21
III-3-2-2- Origine anthropique	21
III-3-3- Comportement du cuivre dans l'environnement	22
III-3-3-1- Comportement du cuivre dans l'eau.....	22
III-3-3-2- Comportement du cuivre dans le sol.....	22
III-3-4- Biodisponibilité du cuivre.....	22
III-4- Manganèse (Mn).....	23
III-4-1- Définition et propriétés physico-chimiques	23
III-4-2- Origine.....	24
III-4-2-1- Origine naturelle	24
III-4-2-2- Origine anthropique	24
III-4-3- Comportement du manganèse dans l'environnement	24
III-4-3-1- Comportement du manganèse dans l'eau.....	24
III-4-3-2- Comportement du manganèse dans le sol	25
III-4-4- Biodisponibilité du manganèse.....	25
III-5- Plomb (Pb).....	25
III-5-1- Définition et propriétés physico-chimiques	25
III-5-2- Origine.....	26
III-5-2-1- Origine naturelle	26
III-5-2-2- Origine anthropique	26
III-5-3- Comportement du plomb dans l'environnement	26
III-5-3-1-Comportement du plomb dans l'eau.....	26
III-5-3-2- Comportement du plomb dans le sol	27
III-5-4- Biodisponibilité du plomb.....	27
III-6- Zinc (Zn).....	28
III-6-1- Définition et propriétés physico-chimiques	28
III-6-2- Origine.....	28

III-6-2-1- Origine naturelle	28
III-6-2-2- Origine anthropique	28
III-6-3- Comportement du zinc dans l'environnement	29
III-6-3-1- Comportement du zinc dans l'eau.....	29
III-6-3-2- Comportement du zinc dans le sol	29
III-6-4- Biodisponibilité du zinc.....	30
IV- Les zones humides.....	30
IV-1- Définition d'une zone humide.....	30
IV-2- Typologie des zones humides.....	31
IV-3- Les différentes fonctions et valeurs des zones humides.....	32
IV-3-1- Les fonctions des zones humides.....	32
IV-3-1-1- Les fonctions hydrologiques.....	32
IV-3-1-2- Les fonctions biologiques.....	32
IV-3-1-3- Les fonctions biogéochimiques	32
IV-3-1-4- Les fonctions climatiques.....	33
IV-3-2- Les valeurs économiques des zones humides.....	33
IV-4- Menaces et destructions des zones humides.....	34
IV-4-1- Les processus de destruction.....	34
IV-4-2- Les processus de dégradation.....	36

Chapitre II : Matériel et Méthodes

I- Les principales zones humides de Jijel.....	38
II- Présentation de la zone d'étude.....	39
II-1- Présentation de la région de Taher.....	39
II-2- Présentation du Marais.....	39
II-2-1- Situation géographique du Marais.....	39
II-2-2- Structure socio-économique	40
II-2-3- Réseau hydrographique	41
II-2-4- Géologie et pédologie	41
II-2-5- Climatologie	42
II-2-5-1- Les précipitations	42
II-2-5-2- La température.....	43
II-2-5-3- Le diagramme ombro-thermique	43
II-2-5- Faune et flore.....	44
II-2-5-1- La flore.....	44

II-2-5-2- La faune	45
III- Echantillonnage et technique de prélèvement.....	46
III-1- Choix des stations de prélèvement et leur situation géographique.....	46
III-2- Prélèvement des échantillons	48
III-2-1- Prélèvement de l'eau.....	48
III-2-1-1- Flaconnage de prélèvement.....	48
III-2-1-2- Transport et Conservation des échantillons	49
III-2-2- Prélèvement du sol	49
III-2-2-1- Technique de prélèvement	49
III-2-2-2- Conditionnement et transport d'échantillons	49
III-2-3-2- Préparation des échantillons	49
III-2-3- Prélèvement des plantes	50
III-2-3-1- Choix du matériel végétal	50
III-2-3-1-1- <i>Alisma plantago-aquatica L.</i>	50
III-2-3-1-1-1- Systématique	50
III-2-3-1-1-2- Habitat	50
III-2-3-1-1-3- Description botanique	50
III-2-3-1-2- <i>Cyperus longus L.</i>	51
III-2-3-1-2-1- Systématique	51
III-2-3-1-2-2- Habitat	51
III-2-3-1-2-3- Description botanique	51
III-2-3-1-3- <i>Scirpus palustris L.</i>	51
III-2-3-1-3-1- Systématique	51
III-2-3-1-3-2- Habitat	52
III-2-3-1-3-3- Description botanique	52
III-2-3-1-4- <i>Sparganium erectum L.</i>	52
III-2-3-1-4-1- Systématique	52
III-2-3-1-4-2- Habitat	53
III-2-3-1-4-3- Description botanique	53
III-2-3-1-5- <i>Phragmites australis</i>	53
III-2-3-1-5-1- Systématique	53
III-2-3-1-5-2- Habitat	53
III-2-3-1-5-3- Description botanique	53
III-2-3-1-6- <i>Juncus acutus L.</i>	54

III-2-3-1-6-1- Systématique	54
III-2-3-1-6-2- Habitat	54
III-2-3-1-6-3- Description botanique	54
III-2-3-1-7- <i>Iris pseudacorus</i> L.	55
III-2-3-1-7-1- Systématique	55
III-2-3-1-7-2- Habitat	55
III-2-3-1-7-3- Description botanique	55
III-2-3-2- Technique de prélèvement	56
III-2-3-3- Préparation des échantillons	56
IV- Méthodes de mesures et d'analyses.....	56
IV-1- Analyses chimiques de l'eau.....	56
IV-1-1- Mesures sur terrain.....	56
IV-1-2- Analyse au laboratoire.....	56
IV-1-2-1- Dosage des orthophosphates (méthode par spectrophotométrie d'absorption moléculaire).....	56
IV-1-2-2- Dosage de nitrate (méthode par spectrophotométrie d'absorption moléculaire).....	56
IV-1-2-3- Dosage des nitrites (NO ₂ ⁻) (méthode au réactif de Zambelli).....	57
IV-1-2-4- Demande biochimique en oxygène (DBO) (technique respirométrique)	57
IV-1-2-5- Demande chimique en oxygène (DCO) (méthode à petite échelle en tube fermé).....	57
IV-2- Analyses physico-chimiques du sol.....	57
IV-2-1- Analyse granulométrique.....	57
IV-2-2- Mesure de pH	57
IV-2-3- Mesure de la conductivité électrique.....	57
IV-2-4- Dosage du calcaire total	58
IV-2-5- Dosage de La matière organique	58
IV-2-6- La capacité d'échange cationique	58
V- Analyse des métaux lourds.....	58
V-1- Préparation des extraits de sol	58
V-2- Préparation des extraits des plantes	58
V-3- Technique d'analyse des métaux lourds	58
VI-4- Analyse statistique.....	58

Chapitre III: Résultats et Interprétation

I- Compartiment Eau	60
I-1- Température (°C)	60

I-2- pH	60
I-3- Conductivité électrique (CE)	61
I-4- Oxygène dissous (OD)	62
I-5- Nitrates (NO_3^-)	63
I-6- Nitrites (NO_2^-)	64
I-7- Orthophosphates (PO_4^{-3})	64
I-8- Demande biologique en oxygène pendant 5jours (DBO5)	65
I-9- Demande chimique en oxygène DCO	66
I-10- Rapport (DCO/ DBO ₅).....	67
I-11- Les métaux lourds	68
I-11-1- Cadmium (Cd).....	68
I-11-2- Le chrome (Cr(III))	68
I-11-3- Manganèse (Mn).....	69
I-11-4- Le plomb (Pb).....	70
I-11-5- Le zinc (Zn).....	70
I-12- Analyse multivariée des données.....	71
II- Compartiment sol.....	73
II-1- Texture du sol.....	73
II-2- pH	73
II-3- Conductivité électrique CE	74
II-4- La matière organique (MO)	75
II-5- Le calcaire total (Ca CO_3)	75
II-6- La capacité d'échange cationique (CEC)	76
II-7- Les métaux lourds	77
II-7-1- Cadmium	77
II-7-2- Chrome	77
II-7-3- Cuivre	78
II-7-4- Manganèse	79
II-7-5- Plomb	79
II-7-6- Zinc	80
II-8- Analyse multivariée des données.....	81
III- Compartiment plante	83
III-1- Cadmium	83
III-2- Chrome	84

III-3- Cuivre	84
III-4- Manganèse	85
III-5- Plomb.....	86
III-6- Zinc	87
III-7- Analyse multivariée des données.....	88
III-7-1- AFC des parties aériennes.....	88
III-7-2- AFC des racines.....	90
IV- Dynamique des métaux lourds.....	91
IV-1- Transfert eau-sol.....	91
IV-2- Transfert sol-plantes.....	94
IV-2-1- Facteur de bioconcentration (FBC).....	94
IV-2-2- Facteur de translocation (Ft).....	98

Chapitre IV: Discussion

I- Compartiment Eau	102
I-1- Température	102
I-2- PH	103
I-3- Conductivité électrique	104
I-4- Oxygène dissous	105
I-5- Nitrates.....	105
I-6- Nitrites	106
I-7- Orthophosphates	107
I-8- Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	109
I-9- Demande chimique en oxygène (DCO)	110
I-10- Rapport (DCO/ DBO ₅)	111
I-11- Métaux lourds	112
I-11-1- Cadmium	112
I-11-2- Chrome	113
I-11-3- Manganèse	114
I-11-4- Plomb	114
I-11-5- Zinc	115
II- Compartiment sol	116
II -1- Texture du sol	116
II -2- pH.....	117

II -3- Conductivité électrique	119
II -4- Matière organique	119
II -5- Calcaire total (CaCO ₃)	120
II -6- Capacité d'échange cationique CEC	121
II -7- Métaux lourds	122
II-7-1- Cadmium	122
II-7-2- Chrome	123
II-7-3- Cuivre	124
II-7-4- Manganèse	127
II-7-5- Plomb	127
II-7-6- Zinc	129
III- Compartiment plante.....	130
III-1- Cadmium	130
III-2- Chrome	132
III-3- Cuivre	133
III-4- Manganèse	134
III-5- Plomb	135
III-6- Zinc	136
IV- Dynamique des métaux lourds.....	138
IV-1- Transfert eau-sol.....	138
IV-2- Transfert sol-plantes.....	138
IV-2-1- Facteur de bioconcentration (FBC).....	138
IV-2-2- Facteur de translocation (Ft).....	140
Conclusion et perspectives.....	142
Références bibliographiques.....	145

Annexes

Résumé

Le but de ce travail est d'évaluer les niveaux et la distribution spatiale des métaux lourds (Cd, Pb, Cu, Cr, Zn et Mn) et d'évaluer les risques écologiques posés par ces métaux lourds dans le marais de Redjla. Des échantillons d'eau et de sol ont été prélevés et soumis à une digestion totale et analysés pour le Cd, Cr, Pb, Cu, Mn et Zn. Les concentrations de métaux dans les solutions ont été déterminées par spectrométrie d'absorption atomique. Les concentrations de ces métaux ont également été analysées dans les parties aériennes et souterraine de *Phragmites australis*, *Cyperus longus L.*, *Juncus acutus L.*, *Iris pseudacorus L.*, *Sparganium erectum L.*, *Alisma plantago-aquatica L.*, et *Scirpus palustris L.*

Les résultats montrent que les concentrations de métaux lourds étudiés sont élevées dans l'eau et dépassent dans la plupart des cas les normes admissibles des eaux de surface, les concentrations dans le sol dépassent largement celles de l'eau, et varient considérablement entre ces deux compartiments. Cependant, ces valeurs restent en dessous des normes internationales, à l'exception du manganèse. Pour la végétation, les résultats montrent que dans la plupart des espèces, le Zn, Cu, Mn, Cr et Pb ont été prises par les feuilles, les tiges et les racines avec la plus forte accumulation dans les racines. Seul le Cd présente une concentration plus élevée dans les parties aériennes que dans les racines. La plupart des espèces étudiées ont montré des valeurs de Ft du Cd supérieures à 1. Ces résultats indiquent que les plantes ont adopté une stratégie d'accumulation à l'égard du Cd.

Cette étude démontre que les macrophytes aquatiques peuvent être considérées comme bioindicateurs de la pollution par les métaux lourds.

Mots clés : Qualité des eaux du marais ; Métaux lourds ; Distribution spatiale des métaux ; Qualité des sols ; marais de Redjla ; *Phragmites australis*, *Cyperus longus L.*, *Juncus acutus L.*, *Iris pseudacorus L.*, *Sparganium erectum L.*, *Alisma plantago-aquatica L.*, *Scirpus palustris L.*

Liste des abréviations

- ADE** : Analyse des Données Ecologiques.
- AFC** : Analyse Factorielle des Correspondances.
- AFNOR**: Association Française de Normalisation.
- ANOVA**: Analyse de la variance.
- As**: Arsenic.
- ATSDR**: Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
- Br⁻**: Bromure.
- CaCO₃**: Carbonate de calcium.
- Cd**: Cadmium.
- CE**: Conductivité Electrique.
- CEC**: Capacité d'Echange Cationique.
- Cl⁻**: chlorure.
- Cm** : Centimètre.
- cMol/Kg** : Centimol par kilogramme.
- CN⁻** : Cyanure.
- Cr**: Chrome.
- Cr (III)**: Chrome trivalent.
- Cr (VI)**: Chrome hexavalent.
- Cu**: Cuivre.
- DBO** : Demande biochimique en oxygène.
- DCO** : Demande chimique en oxygène.
- EDTA** : Ethylène diamine tetracetique.
- Eh** : Potentiel redox.
- EHESP** : Ecole des hautes études en santé publique
- EPA** : Environmental Protection Agency.
- ETM** : Eléments Traces Métalliques.
- FBC** : Facteur de Bioconcentration.
- Fe** : Fer.
- Ft** : Facteur de translocation.

g/cm³: gramme par centimètre cube.

g/l : gramme par litre

g/mol : gramme par mol.

ha : Hectare.

HCl : Acide chlorique.

HNO₃: Acide nitrique.

H₃PO₄ : Acide phosphorique.

HSDB: Hazardous Substances Data Banks National Library of Medicine.

H₂SO₄: Acide sulfurique.

hts / km² : Habitants par kilomètre carré.

INC : Institut National de Cartographie.

INERIS : Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques.

INRA : Institut National de la Recherche Agronomique

IPCS: International programme on Chemical Safety.

IRSN : Institut de radioprotection et de sûreté nucléaire.

K₂Cr₂O₇ : bichromate de potassium.

Km : kilomètre.

mg/Kg : Milligramme par kilogramme

mg/l : Milligramme par litre.

µg/l : Micro gramme par litre.

ml: millilitre.

µm : Micro mètre.

mm: Millimètre.

Mm³/an : Millimètre cube par an.

Mn : Manganèse.

MO: matière organique.

µs/cm : Micro secondes par centimètre.

NaOH: Hydroxyde de sodium.

Ni: Nickel.

NO₂⁻ : Nitrite.

NO₃⁻ : Nitrate.

- NPA** : Norme Provisoire Algérienne.
- OD** : Oxygène dissous.
- OFEFP** : Office fédéral de l'environnement, des forêts et du paysage.
- OMS**: Organisation Mondial de la Santé.
- O.N.M**: Office National de la Météorologie.
- Pb**: Plomb.
- P (mm)** : moyennes mensuelles des précipitations en millimètre.
- PEHD**: Polyéthylène Haute Densité.
- pH**: Potentiel d'hydrogène.
- PNR Avesnois** : Parc naturel régional de l'Avesnois.
- PO₄⁻³** : Orthophosphates.
- ppb** : partie par billion.
- ppm**: Partie par million.
- SAA**: Spectrophotométrie d'Absorption Atomique.
- SAT**: Superficie Agricole Totale.
- SAU**: Superficie Agricole Utilisable.
- SI**: Superficie Irriguée.
- T (°C)** : moyennes mensuelles des Températures en Degré Celsius.
- USDA**: United States Department of Agriculture.
- Zn**: Zinc.

Liste des figures

Figure 01 : Coupe transversale de racine, avec le passage des ions selon les voies symplastiques et apoplastiques.....	14
Figure 02: Carte topographique du marais de Redjla	40
Figure 03: Diagramme ombro-thermique de Gaussen pour la région de Taher (1989-2009).....	44
Figure 04: Photo Satellite de la situation géographique des stations de prélèvement.....	46
Figure 05 : photos de la station 01	47
Figure 06 : photos de la station 02.....	47
Figure 07: photos de la station 03	47
Figure 08: photos de la station 04	48
Figure 09: <i>Alisma plantago-aquatica L</i>	50
Figure 10: <i>Cyperus longus L</i>	51
Figure 11 : <i>Scirpus palustris L</i>	52
Figure 12: <i>Sparganium erectum L</i>	52
Figure 13: <i>Phragmites australis</i>	53
Figure 14: <i>Juncus acutus L</i>	54
Figure15 : <i>Iris pseudacorus L</i>	55
Figure 16: Variations de la température dans les eaux du marais.....	60
Figure 17: Variations du pH dans les eaux du marais.....	61
Figure 18: Variations de la conductivité électrique des eaux du marais.....	62
Figure 19: Variations de l'oxygène dissous dans les eaux du marais.....	63
Figure 20: Variations des nitrates dans les eaux du marais.....	63
Figure 21: Variations des nitrites dans les eaux du marais.....	64
Figure 22: Variations des orthophosphates dans les eaux du marais.....	65
Figure 23: Variations de la DBO ₅ dans les eaux du marais.....	66
Figure 24: Variations de la DCO dans les eaux du marais.....	67
Figure 25: Variations du rapport (DCO/DBO ₅) dans les eaux du marais.....	67
Figure 26: Variations des teneurs en cadmium dans les eaux du marais.....	68
Figure 27: Variations des teneurs en chrome dans les eaux du marais.....	69
Figure 28: Variations des teneurs en manganèse dans les eaux du marais.....	69
Figure 29: Variations des teneurs en plomb dans les eaux du marais.....	70
Figure 30: Variations des teneurs en zinc dans les eaux du marais.....	71

Figure 31: Plan factoriel 1x2 de l'AFC de l'évaluation des analyses physico-chimiques des eaux du marais de Redjla, Taher (Jijel).....	72
Figure 32: Répartition des fractions granulométriques dans les sols du marais.....	73
Figure 33: Variations du pH dans les sols du marais.....	73
Figure 34: Variations de la conductivité électrique dans les sols du marais.....	74
Figure 35: Variations de la matière organique dans les sols du marais.....	75
Figure 36: Variations du calcaire total dans les sols du marais.....	76
Figure 37: Variations de la capacité d'échange cationique dans les sols du marais.....	76
Figure 38: Variations des teneurs en cadmium dans les sols du marais.....	77
Figure 39: Variations des teneurs en chrome dans les sols du marais.....	78
Figure 40: Variations des teneurs en cuivre dans les sols du marais.....	78
Figure 41: Variations des teneurs en manganèse dans les sols du marais.....	79
Figure 42: Variations des teneurs en plomb dans les sols du marais.....	80
Figure 43: Variations des teneurs en Zinc dans les sols du marais.....	80
Figure 44: Plan factoriel 1x2 de l'AFC de l'évaluation des analyses physico-chimiques des sols du marais de Redjla, Taher (Jijel).....	82
Figure 45: Concentration du cadmium en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	83
Figure 46: Concentration du chrome en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	84
Figure 47: Concentration du cuivre en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	85
Figure 48: Concentration du manganèse en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	86
Figure 49: Concentration du plomb en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	87
Figure 50: Concentration du zinc en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	88
Figure 51: Plan factoriel 1x2 de l'AFC de l'évaluation de certains métaux lourds chez les parties aériennes (feuilles + tiges) de certaines espèces végétales du marais de Redjla, Taher.....	89
Figure 52: Plan factoriel 1x2 de l'AFC de l'évaluation de certains métaux lourds chez les racines de certaines espèces végétales du marais de Redjla, Taher.....	90

Figure 53: Concentrations du cadmium dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm.....	92
Figure 54: Concentrations du chrome dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm.....	92
Figure 55: Concentrations du manganèse dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm	93
Figure 56: Concentrations du plomb dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm	93
Figure 57: Concentrations du zinc dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm	94
Figure 58: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cd dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	95
Figure 59: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cr dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	96
Figure 60: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cu dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	96
Figure 61: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Mn dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	97
Figure 62: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Zn dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	97
Figure 63: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Pb dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.....	97
Figure 64: facteur de translocation du cadmium de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques.....	99
Figure 65: facteur de translocation du chrome de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques.....	99
Figure 66: facteur de translocation du cuivre de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques.....	100
Figure 67: facteur de translocation du manganèse de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques.....	100
Figure 68: facteur de translocation du plomb de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques.....	101
Figure 69: facteur de translocation du zinc de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques.....	101

Liste des tableaux

Tableau 01 : Moyennes mensuelles des précipitations en mm [1989-2009].....42
Tableau 02 : Moyennes mensuelles des températures [1989-2009].....43
Tableau 03 : Check-list des espèces végétales du marais de Ghedir El Mardj, Redjla, Jijel.....44
Tableau 04 : Check-list de l'avifaune aquatique du marais de Ghedir El Mardj, Redjla, Jijel.....45
Tableau 05: Concentrations en Cd, Cr, Mn, Pb et Zn dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm.....91
Tableau 06: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cd, Cr, Cu, Mn, Pb et du Zn pour les racines et les parties aériennes des plantes.....94
Tableau 07: Facteurs de translocation (Ft) du Cd, Cr, Cu, Mn, Pb et du Zn.....98

Introduction

Introduction

Un problème environnemental majeur, généré par les émissions industrielles et les déchets urbains dus aux activités humaines, réside dans la contamination du sol, de l'eau et de l'air par une diversité de composants organiques et inorganiques (Adriano, 2001).

Les zones humides sont considérées sur un plan écologique comme un système aquatique d'une très grande importance car hébergeant une très grande variété d'espèces animales et végétales. La pollution de ces zones humides par des substances chimiques diverses peut avoir des conséquences graves sur l'équilibre écologique.

Les substances polluantes présentes dans le sol sont extrêmement nombreuses et au nombre des plus répandues figurent : les hydrocarbures, des solvants divers, les pesticides, les matières plastiques, l'amiante et les métaux lourds...

Parmi les principaux polluants inorganiques du sol, ceux qui ont le plus retenu l'attention sont les métaux rejetés en plus ou moins grandes quantités par les activités industrielles et anthropogéniques. Si certains éléments métalliques (oligo-éléments), présents à l'état de traces, sont essentiels pour l'organisme, l'accroissement de leur concentration peut représenter un danger pour les êtres vivants. D'autres éléments ne sont pas nécessaires et ne peuvent produire que des effets toxiques. A cette catégorie appartiennent différents éléments tels que le plomb, le mercure, le cadmium...dont la présence est fortement aggravée par les activités humaines (Aoun, 2009).

Toute quantité d'ETM apportée à la surface d'un sol ne peut que s'y accumuler et/ou suivant la mobilité de l'élément d'être transférée vers d'autres compartiments de l'environnement : atmosphère, horizons profonds, eaux souterraines ou superficielles, plantes... (Baize et Girard, 1998).

Les plantes sont les premières touchées et constituent les premiers maillons de la chaîne alimentaire qui peut à son tour être contaminée. De plus, les sols ne sont pas des ressources renouvelables, ce qui oblige à réutiliser des sites contaminés pour répondre aux besoins croissants de la société humaine.

Ces besoins de réduire les risques sanitaires et de trouver des solutions pour revaloriser les sites pollués imposent d'étudier le transfert des ETM du sol vers les organismes vivants et en premier lieu vers les plantes. L'accumulation de métaux dans les végétaux doit être quantifiée si l'on veut étudier les flux dans les écosystèmes et les réseaux trophiques, et si l'on souhaite évaluer la faisabilité des méthodes naturelles de dépollution des sols (phytoremédiation) (Redon, 2009).

La prévention de ce risque passe ainsi par une meilleure compréhension du milieu naturel (sol, eau) et du devenir de ces polluants dans ce milieu. Aujourd'hui, de nombreuses études environnementales ayant pour but d'évaluer les risques cherchent donc à déterminer la dynamique à plus ou moins long terme des contaminants métalliques de la surface vers la nappe (mobilité) ou vers l'homme, la faune du sol, les microorganismes et les plantes (biodisponibilité). Si la connaissance des teneurs totales en métaux contenus dans un sol constitue une étape indispensable à l'évaluation de l'importance de la contamination (danger), ce sont davantage les formes chimiques sous lesquelles se trouvent les métaux (spéciation) ainsi que les conditions physico-chimiques du milieu qui permettent d'appréhender le risque de ces polluants pour l'environnement et pour l'homme. Ainsi l'étude du devenir des métaux dans les sols nécessite de prendre en compte non seulement la nature des sols, la pédogenèse, définissant le contexte minéralogique et géochimique, mais aussi leur fonctionnement (couverture végétale, activité biologique, circulation de l'eau et microstructures du sol) directement lié à l'usage du sol par l'homme (forêt, culture, prairie) (Fernandez-Cornudet, 2006).

Le marais de Redjla qui serve de refuge à de nombreuses espèces d'oiseaux d'eau migrateurs, sédentaires et nicheurs (certaines sont protégées comme le *Fuligule nyroca*) se trouve enclavée dans une région caractérisée par une activité agricole importante nécessitant une utilisation excessive de fertilisants et d'engrais chimiques. Elle reçoit aussi et quotidiennement des eaux usées, des rejets domestiques et des effluents d'élevage. La pollution de cette zone humide par ces substances chimiques diverses peut avoir des conséquences graves sur l'équilibre écologique.

Notre objectif est d'évaluer l'importance de la contamination métallique (danger) et déterminer la dynamique à plus ou moins long terme des contaminants métalliques (Pb, Cr, Zn, Cu, Mn, Cd) du sol vers l'eau (mobilité) ou vers les plantes (biodisponibilité).

La présentation de ce travail s'articule autour de deux parties :

Une première partie est une synthèse bibliographique. Elle est divisée en quatre chapitres : le premier est consacré à des généralités sur la pollution, le second abordera la pollution par les éléments traces métalliques, le troisième traitera les éléments traces métalliques étudiés et le quatrième chapitre abordera les zones humides.

La deuxième partie est consacrée à l'étude expérimentale qui expose le matériel, les méthodes d'une part et les résultats et leurs discussions d'une autre part.

Le travail sera clôturé par une conclusion ainsi que des perspectives afin d'améliorer la conservation des zones humides et la protection de ses écosystèmes des risques de la pollution.

Synthèse bibliographique

I- La pollution

I-1- Définition de la pollution

Plusieurs définitions ont été proposées pour le terme « pollution », parmi lesquelles :
Définition admise par le Comité Scientifique Officiel de la Maison-Blanche (1965)

« La pollution est une modification défavorable du milieu naturel qui apparaît en totalité ou en partie comme un sous produit de l'action humaine, au travers d'effets directs ou indirects altérants les critères de répartition des flux d'énergie, des niveaux de radiation, de la constitution physico-chimique du milieu naturel et de l'abondance des espèces vivantes. Ces modifications peuvent affecter l'homme directement ou au travers des ressources en produits agricoles, en eau, et autres produits biologiques. Elles peuvent aussi l'affecter en altérant les objets physiques qu'il possède ou les possibilités récréatives du milieu » (Ramade, 2000).

I-2- Différents types de pollutions

Il y'a trois types de pollution dans la nature ; la pollution de l'air, la pollution de l'eau et la pollution du sol (Mackenzie et al., 2000) :

I-2-1- La pollution de l'air

La pollution atmosphérique résulte d'un apport de gaz et de particules émis par l'activité humaine. Ces émissions sont dites "anthropiques", mais les processus atmosphériques impliquent autant les gaz et les aérosols naturels que les gaz et les aérosols anthropiques (Masclat, 2005).

Les gaz d'échappement, les feux de forêt, l'industrie, la combustion par les centres d'énergies électriques, ainsi que d'autres sources, sont responsables de l'émission de gaz toxiques dans l'atmosphère qui diminuent la qualité de l'air.

Il y'a plusieurs formes de pollution de l'air incluant les pluies acides et industrielles, la diminution de la couche d'ozone et l'effet de serre (Ramade, 1993).

I-2-2- La pollution de l'eau

Les pollutions sont « des déversements, écoulements, rejets, dépôts directs ou indirects de matières de toute nature et, plus généralement tout fait susceptible de provoquer ou d'accroître la dégradation des eaux en modifiant leurs caractéristiques physiques, chimiques, biologiques ou bactériologiques, qu'il s'agisse d'eaux superficielles, souterraines ou des eaux de la mer, dans la limite des eaux territoriales » (Faurie et al., 2006).

Les principales sources de contamination de l'eau sont les suivantes: les eaux usées domestiques et industrielles, la production agricole, les polluants atmosphériques, les anciennes décharges, l'utilisation de substances dangereuses pour l'eau, la navigation, etc. (Di Benedetto, 1997).

I-2-3- La pollution du sol

Un sol est dit pollué quand il contient un ou plusieurs polluant(s) ou contaminant(s) susceptibles de causer des altérations biologiques, physiques et chimiques de l'écosystème constitué par le sol (AFNOR, 1994a).

La pollution du sol est liée aux rejets de produits domestiques dans les décharges qui provoquent une pollution du sol par le pourrissement (Mackenzie et al., 2000). Cependant la cause de contamination des sols la plus ubiquiste résulte de la pollution diffuse due à l'usage systématique en agriculture de nombreux produits chimiques : engrais et pesticides (Ramade, 2000).

I-3- Origine des pollutions

Suivant l'origine des substances polluantes, on peut distinguer :

I-3-1- La pollution domestique

D'une manière générale la pollution toxique d'origine domestique peut provenir :

- Des activités domestiques proprement dites avec l'utilisation par les ménages de composés pouvant présenter une toxicité, et rejetés dans les réseaux d'assainissement ;
- Des activités raccordées sur les réseaux d'assainissement : industriels, artisanat, activités de service et de commerce, laboratoires divers, établissements de santé ;
- De la toxicité induite par la collecte des eaux pluviales (Boucheseiche et al., 2002).

Les effluents (rejets des eaux usées) contiennent : des germes fécaux ; des sels minéraux (d'azote et de potassium) ; des détergents et des fortes teneurs en matière organique (Genin et al., 2003; Faurie et al., 2006).

I-3-2- La pollution agricole

Elle a pour origine les cultures et les fermes (Faurie et al., 2006). Elle comporte une composante domestique, issues des sièges d'exploitation souvent non raccordés à un réseau (habitat rural dispersé), et une eau composante plus spécifique mais complexe, qui se caractérise principalement par :

- Des fortes teneurs en sels minéraux (azote, phosphore, potassium) provenant des engrais et des effluents d'élevage (fumier, lisière) ;
- La présence de produits chimiques de traitement des cultures (produits Phytosanitaires) ;
- La présence épisodique dans les effluents d'élevage de produits sanitaires (bactéricides, antibiotiques) (Genin et al., 2003).

I-3-3- La pollution industrielle

Elle provient des usines et contient une grande diversité de produits ou sous-produits de l'activité humaine. On trouve :

- Des graisses et matières organiques ;
- Des hydrocarbures ;
- Des métaux ;
- Des produits chimiques divers ;
- Des matières radioactives ;
- De l'eau chaude... (Genin et al., 2003; Faurie et al., 2006).

I-3-4- Les phénomènes naturels

Les éruptions volcaniques, les hydrocarbures sous-marins, certains filons géologiques de métaux lourds, des sources thermo-minérales...peuvent être des causes de pollution (Faurie et al., 2006).

II- La pollution par les éléments traces métalliques

II-1- Définition des éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques sont généralement définis comme des métaux lourds. Cependant, la classification en métaux lourds est souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds » (par exemple le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas des métaux (c'est le cas de l'arsenic qui est un métalloïde). Ce terme générique désigne donc indistinctement des métaux et métalloïdes réputés toxiques. Pour ces différentes raisons, l'appellation « éléments traces métalliques » -ETM- ou par extension « éléments traces » est préférable à celle de métaux lourds (Burnol et al., 2006).

Les éléments traces sont les éléments constitutifs de la croûte terrestre, dont la teneur est pour chacun inférieure à 0,1 %. Le terme éléments traces métalliques (ETM) regroupe les éléments traces qui présentent une masse volumique supérieure à 6 g/cm³ (Baize, 1997a).

La plupart des éléments traces métalliques ne sont que très faiblement volatils et ne sont pas biodégradables. Ces deux principales caractéristiques confèrent aux éléments traces métalliques un grand pouvoir d'accumulation dans tous les compartiments de la biosphère (Baize, 1997a).

II-2-Propriétés physicochimiques des éléments traces métalliques

II-2-1-La solubilité

La solubilité des métaux lourds dépend de l'élément concerné et le chimisme de la phase aqueuse (pH, potentiel redox, concentration en ligands, et de phases solides environnante) qui interagissent avec la composition de cette phase. L'hydro-solubilité de nombreux métaux est fortement accrue par l'acidité (Lemièrre et al., 2001). La solubilité d'un élément ou de ces composés joue un rôle important pour son activité toxique réelle dans l'environnement (Bliefert et Perraud, 2003).

II-2-2- La persistance

Contrairement aux polluants organiques, les métaux lourds ne peuvent pas être dégradés biologiquement ou chimiquement, ils sont persistants (Bliefert et Perraud, 2003). C'est pour cette raison, que les métaux peuvent s'accumuler le long des chaînes alimentaires, au bout de ces chaînes, les métaux peuvent atteindre des concentrations qui sont supérieures de plusieurs fois à celles trouvées dans l'eau, dans l'air et dans le sol (Lemièrre et al., 2001). Cela peut aller plus loin qu'une plante ou un animal ne puisse plus servir de nourriture pour l'homme (Bliefert et Perraud, 2003).

II-2-3- La volatilité

La plupart des métaux lourds sont considérés comme non volatils, sauf le mercure dont le point d'ébullition est de 357 °C à une pression de 101 kPa (Lemièrre et al., 2001).

II-3- Origine des éléments traces métalliques

Les métaux sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais généralement en quantités très faibles (en traces) (Le Goff et Bonnet, 2004).

La présence de métaux dans le milieu est d'origine naturelle, du fait de la nature géochimique des terrains drainés par les cours d'eau où l'aquifère et les activités anthropiques peuvent conduire à une augmentation de ces concentrations naturelles (Boucheseiche et al., 2002).

II-3-1- Fond géochimique

Les éléments traces métalliques sont naturellement présents dans les divers types de roches, l'érosion des roches et leurs altérations chimiques libèrent ces éléments et les entraînent sous forme

particulaire ou colloïdale ou dissoute dans les eaux de surface et souterraines (Boucheseiche et al., 2002 ; Burnol et al., 2004).

Les éléments traces métalliques présents dans les roches se concentrent au cours de la pédogenèse dans certains horizons et constituent des roches, appelés fonds pédo-géochimiques (Steulet, 2003), qui est par définition « la teneur naturelle ou originelle en éléments traces dans un sol en absence de tout processus d'apport ou d'exportation vers ou hors d'un site considéré » (Académie des sciences, 1998).

Cette teneur dépend d'abord de la nature du matériau parental (héritage de la roche mère) mais également des processus qui sont intervenus lors de la formation du sol, qui ont pu lessiver, ou plus généralement concentrer les éléments (Burnol et al., 2004 ; Baize et al., 2005).

II-3-2-Les retombées atmosphériques

Des apports par la voie atmosphérique existent également : volcanisme, érosion et transport éoliens de poussières, transport d'aérosols d'origine océanique, feux de forêts... etc. (Le Goff et Bonnomet, 2004).

II-3-3- Apports anthropiques

Selon Baize, (1997a), il arrive que dans certains sols, les teneurs en éléments traces seraient exceptionnellement élevées, résultant des différentes activités humaines :

- Activité agricole d'épandage et d'amendement agricole (engrais phosphatés, déchets d'élevage, compost...);
- Activité industrielle, fonderies, incinération d'ordures, industries de transformation des métaux ;
- Activité urbaine, processus de combustion, trafic routier.

Les métaux provenant d'apports anthropiques sont présents sous des formes chimiques assez réactives et entraînent de ce fait des risques très supérieurs aux métaux d'origine naturelle qui sont le plus souvent immobilisés sous des formes relativement inertes (Steulet, 2003).

II-4- Mobilité des polluants métalliques dans les sols

La mobilité des espèces chimiques métalliques peut être définie par leur aptitude à être transférées vers des compartiments du sol où elles sont moins énergiquement retenues, le compartiment ultime étant la phase liquide représentée par la solution du sol.

Les processus de transferts entre la phase solide et la phase liquide sont multiples ; ils dépendent fortement de la nature de la liaison entre les métaux et la phase solide, appelée également phase porteuse ou phase de rétention, ainsi que des conditions physico-chimiques régnant dans le sol. Il convient alors de traiter séparément ces aspects pour expliquer la mobilité des métaux lourds (Remon, 2006).

II-4-1- Constituants des sols impliqués dans la mobilité des éléments métalliques

La nature et la proportion des composés du sol influencent pour une grande part la rétention des métaux dans le milieu. Nous intéresserons en particuliers au rôle des argiles, des carbonates, des sulfures, des phosphates, des oxydes métalliques et de la matière organique.

II-4-1-1- Les argiles

D'une part, les argiles ont une structure formée d'une superposition de feuillets (phyllosilicate) qui leur confère une surface spécifique interne très variée. D'autre part, les argiles se caractérisent par une surface non neutre, qui détermine leur capacité d'échange ionique. Ces minéraux portent des charges négatives et positives, dans la grande majorité des cas, la charge, globalement négative associée à une surface importante confère une forte réactivité vis-à-vis des métaux (Remon, 2006).

II-4-1-2- Les oxy-hydroxydes de fer, de manganèse et d'aluminium

Les (hydr) oxydes de fer et d'aluminium, sous forme amorphe ou cristalline, sont des constituants communs dans les sols naturels. Comme les argiles, la réactivité des (hydr) oxydes de fer et d'aluminium provient de leur importante surface spécifique et de la charge de surface, variable avec le pH du milieu (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

En effet, suivant les conditions physico-chimiques, ils présentent des charges de surface variables permettant d'adsorber les anions et les cations par des liaisons de haut niveau d'énergie. Ils jouent en conséquence un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques (Blanchard, 2000).

En outre, les (hydr) oxydes peuvent précipiter en piégeant les métaux à l'intérieur des mailles cristallines, permettant ainsi la fixation de métaux en quantité supérieure à leur CEC (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

II-4-1-3- Les carbonates, phosphates, sulfates, sulfures et chlorures

Les carbonates, assez solubles, ont une influence majeure sur le pH des sols, et par conséquent sur les phénomènes de sorption des métaux. En outre, les réactions de

dissolution/précipitation des carbonates favorisent le piégeage des ions métalliques au sein des cristaux formés (Blanchard, 2000).

Les phosphates sont des minéraux peu abondants dans les sols, mais susceptibles, comme les carbonates, de substitution du calcium par des éléments métalliques divalents (*e.g.* Pb, Zn, Cu), en particulier dans des sols à tendance basique (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Les sulfates et les arseniates, les sulfures, les arseniures et les chlorures sont des espèces présentes en quantité généralement négligeable dans la plupart des sols, mais qui peuvent être abondantes en contexte industriel ou minier. Les couples sulfate-sulfure et arseniate-arseniure sont très sensibles aux conditions d'oxydoréduction du milieu, et les microorganismes peuvent jouer un rôle essentiel à cet égard. En condition anoxique, la réduction du sulfate en sulfure est fréquente, et inversement, l'oxydation de certains sulfures est rapide lorsque la saturation en oxygène est atteinte.

Les solubilités des formes réduites et oxydées d'un élément chimique donné lorsqu'elles existent peuvent être très différentes, rendant les cations métalliques plus ou moins disponibles. Or ceux-ci sont facilement assimilables par les plantes, et ils représentent une voie privilégiée de contamination de la chaîne alimentaire. La spéciation des éléments chimiques dans les phases solide et liquide du sol est donc un critère déterminant de leur disponibilité pour les plantes (Remon, 2006).

II-4-1-4- La matière organique

Les matières organiques peuvent agir en tant que ligands sur les métaux, modifiant leur spéciation, leur dynamique et leurs impacts en tant que polluants. Les matières organiques interviennent dans la rétention des métaux par leurs groupements carboxyles R-COOH, phénol R-OH, amines R-NH₂ et thiols R-SH (Fernandez-Cornudet, 2006).

La matière organique est donc un facteur clef des échanges ioniques et des cycles géochimiques des éléments métalliques (Remon, 2006).

II-4-2- Facteurs modifiant la mobilité des éléments métalliques

II-4-2-1- pH

Le pH constitue un facteur dont le rôle est crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (Remon, 2006).

D'une façon générale, l'abaissement du pH favorise la mobilisation du métal par échanges protoniques, mise en solution des sels insoluble ou encore destruction de la phase de rétention.

Inversement l'augmentation du pH provoque l'immobilisation par formation des composées ou accroissement de la capacité d'échange cationique (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Les variations de pH ont donc des conséquences complexes et parfois contraires sur la mobilité des métaux lourds, en particulier en présence de ligands organiques et inorganiques (Remon, 2006).

II-4-2-2- Le potentiel redox

Le potentiel redox (Eh) permet de caractériser les échanges d'électrons entre les espèces chimiques. Ainsi, les formes oxydées prédominent pour un potentiel redox élevé, alors que les faibles valeurs favorisent l'apparition d'espèces réduites. De plus, la modification du degré d'oxydation des ligands ou des éléments se liant avec le métal influence indirectement la solubilité des métaux lourds (Remon, 2006).

II-4-2-3- La matière organique

La matière organique dissoute joue un rôle important dans la détermination de la spéciation et de la biodisponibilité des métaux. Les métaux peuvent être complexés par les substances composant la MO et plus particulièrement par les sites carboxyliques (groupements contribuant à la majorité des sites de complexation), azotés et sulfurés qui s'y trouvent (Le Goff et Bonnomet, 2004).

II-4-2-4- La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique (CEC) est une mesure essentielle en agronomie et en science du sol pour estimer l'état physico-chimique d'un sol. Elle permet de faire une classification des sols.

La CEC représente un élément important dans la compréhension de l'adsorption des ETM dans les sols (Ahumada et al., 1984 in Abdul Rida, 1992). En effet, la teneur de ces métaux augmente avec cette capacité (Bounit et al., 2004).

II-4-2-5- La texture du sol

La texture des sols réfère à la proportion des différentes particules des sols à l'état primaire. Les unités texturales sont le sable, le limon et l'argile. Une relation positive entre les teneurs en éléments traces métalliques et celle en argile et en limon a été signalée (Aubert et Pinta, 1971 in Abdul Rida, 1992).

En plus, la partie fine du sol (fraction argileuse) joue un rôle important dans les processus d'adsorption des éléments traces, l'importance de la fraction fine est due aux propriétés colloïdales

qu'elle possède et permet de fixer une quantité appréciable d'éléments métalliques (Abdul Rida, 1992).

On trouve une fraction importante des ETM du sol dans la phase argileuse: ils sont inclus dans les réseaux silicatés sous une forme très peu disponible, ou encore adsorbés à la périphérie des argiles (Perrono, 1999).

II-4-2-6- Le calcaire total

En sol calcaire, les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des éléments traces métalliques, soit par adsorption, par précipitation d'hydroxydes ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO_3 (Perrono, 1999).

II-4-2-7- La force ionique

La force ionique, notée I est un des principaux facteurs influençant l'activité des ions en solution aqueuse. Elle s'exprime en $\text{mol}\cdot\text{L}^{-1}$.

Plus la force ionique est élevée, moins le nombre des réactions de complexation de surface intervenant entre les espèces métalliques en solution et les groupes fonctionnels à la surface des particules est important (Dechelette et Palvadeau, 2004). Les liaisons d'adsorption physique qui sont basées sur les interactions électrostatiques sont plus sensibles à la force ionique que les liaisons d'adsorption chimique (Audry, 2003).

II-4-2-8- La température

La température a un impact direct sur la mobilité des éléments métalliques en déplaçant les équilibres des réactions de dissolution - précipitation et co-précipitation, et un impact indirect, en modifiant la teneur en eau du sol, le pH ou l'Eh (Remon, 2006).

II-4-2-9- Action des micro-organismes

Les organismes du sol peuvent également modifier la mobilité des éléments en traces métalliques, notamment en les absorbant ou en modifiant les conditions du milieu (Tremel-Schaub et Feix, 2005). Les principaux phénomènes d'action sur la mobilité des polluants métalliques sont la solubilisation, l'insolubilisation et la volatilisation (Remon, 2006).

II-5- Biodisponibilité et bioaccumulation des polluants métalliques

Les polluants métalliques se distinguent des autres polluants chimiques par une faible biodégradabilité et un important pouvoir de bioaccumulation le long de la chaîne trophique, ce qui pourrait être nuisible aussi bien à la population qu'à la faune et la flore (Nassali et al., 2002).

II-5-1- La biodisponibilité

La biodisponibilité se définit comme la propriété d'un élément ou d'une substance d'atteindre les membranes cellulaires des organismes vivants (Boucheseiche et al., 2002).

Ainsi les métaux sont aisément disponibles s'ils sont présents sous leurs forme libre, c'est-à-dire si les ions (Cu^{2+} ou Zn^{2+}) par exemple ne sont pas complexés par les molécules d'eau, leurs disponibilité est plus faible que s'ils sont complexés avec les ligands organiques et inorganiques faibles, et en fin les métaux ne seront pas du tout disponibles s'ils sont liés à des ligands organiques forts (Audry, 2003).

Certains facteurs peuvent influencer la biodisponibilité des ETM dans le sol ; la nature elle-même de l'élément et certaines propriétés physicochimiques et microbiologiques du milieu tel que le pH, le potentiel d'oxydoréduction, la capacité d'échange cationique, la salinité et la teneur en matière organique (Juste, 1988 ; Dousset et al., 1999), et aussi l'espèce et la variété de l'organisme vivant considéré (génome) (Baize, 1997a).

La notion de phytodisponibilité découle de la biodisponibilité, qui peut être définie comme «l'aptitude d'un élément à être transféré d'un compartiment du sol vers un organisme vivant (bactérie, végétal, animal, homme) » (Baize, 1997a). Lorsque l'organisme vivant est une plante, on parle de phytodisponibilité (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Les quantités de métaux lourds absorbés par les plantes sont en fonction de nombreux facteurs : premièrement, il y a les facteurs liés au sol tels que le matériau parental, le type de pédogenèse, le pH, la matière organique... Deuxièmement, l'absorption et le transfert du polluant est fonction de la plante (espèce, cultivar, morphologie racinaire, types d'exsudats...). La plante peut produire des exsudats racinaires susceptibles d'entrer en interaction avec les métaux lourds ou de provoquer le développement d'une flore microbienne entrant en compétition avec le végétal pour l'absorption de certains éléments ou favorisant l'absorption de ces éléments via la production de ligands organiques. Troisièmement, les caractéristiques de l'environnement physique comme la température, l'humidité,...etc. jouent également un rôle. Enfin, l'absorption est fonction de l'environnement microbien ainsi que des éléments eux-mêmes et de leurs interactions (Juste, 1988; Colinet, 2003).

II-5-2- La bioaccumulation

Phénomène par lequel une substance présente dans un biotope pénètre dans un organisme, même si elle n'a aucun rôle métabolique, et même si elle est toxique à ce dernier, dans ce processus il ya simple transfert d'une fraction de cette substance contenue dans le biotope dans l'organisme de

sorte que la concentration de ce dernier dans les tissus est généralement légèrement inférieure ou égale à celle où le polluant se rencontrera dans l'eau ou le sol (Ramade, 2002).

La bioaccumulation est un processus d'assimilation et de concentration des métaux lourds dans l'organisme. Le processus se déroule en trois temps (Miquel, 2001) :

- l'assimilation ;
- la bioaccumulation par l'individu, ou bioconcentration ;
- la bioaccumulation entre individus, ou bioamplification.

Ce processus d'accumulation s'exprime par un ratio entre la concentration du contaminant étudié dans le milieu (eau/sol) et sa concentration dans l'organisme et ce ratio est dit « facteur de bioconcentration (FBC) » (Ramade, 1992).

La bioaccumulation est un phénomène existant pour les métaux lourds mais également mis en évidence pour d'autres composés chimiques, qui a pour conséquence une concentration en polluant dans un organisme vivant supérieure à la concentration de ce polluant dans le biotope de l'organisme.

Cette bioaccumulation est le fait des êtres vivants qui peuvent être végétaux ou animaux. Pour tous les métaux lourds, il est possible de trouver une plante ou un animal appartenant à la chaîne alimentaire de l'homme qui sert d'accumulateur vivant de métaux lourds (Di Benedetto, 1997).

II-6- Mécanismes d'accumulation des éléments traces métalliques dans les plantes

Les plantes peuvent absorber les ETM à partir des racines, mais également à partir des organes aériens, ou bien par l'intermédiaire des deux. Les quantités de métal absorbées par les racines dépendent de la concentration et de la spéciation du métal dans la solution du sol, mais également de ses capacités de migration du sol vers la surface des racines. Ensuite, la quantité du métal présente dans les divers organes d'une plante dépend du transport de l'extérieur des racines vers l'intérieur, puis de sa translocation des racines vers les feuilles (Patra et al., 2004).

II-6-1- Absorption racinaire

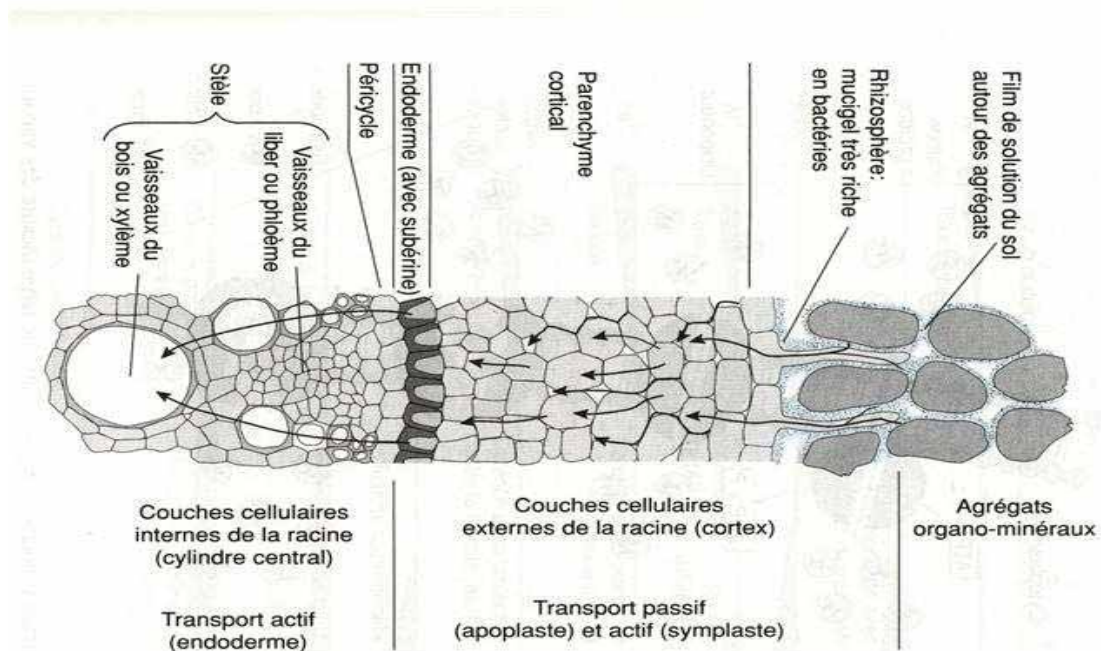


Figure 01 : Coupe transversale de racine, avec le passage des ions selon les voies symplastiques et apoplastiques (Gobat et al., 1998).

Dans le sol, l'absorption racinaire correspond au prélèvement par la plante des éléments minéraux du milieu extérieur et elle peut se faire de plusieurs manières. Les racines possèdent une capacité d'échange cationique significative et libèrent des exsudats capables de complexer les éléments traces métalliques et de les mobiliser ou de les immobiliser selon leurs besoins. Les mécanismes d'absorption des métaux par les racines peuvent être passifs (non métaboliques) ou actifs. Le prélèvement passif correspond à la diffusion des ions dans la solution du sol vers l'endoderme des racines. Le prélèvement actif, basé sur des processus métaboliques à l'intérieur des racines, requiert de l'énergie métabolique et s'oppose au gradient des concentrations. Les mécanismes de prélèvement diffèrent selon les métaux mais aussi en fonction des espèces de plantes (Alloway, 1995 ; Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Le prélèvement racinaire est fonction (Alloway, 1995) :

- des concentrations et de la spéciation des métaux dans la solution du sol ;
- des mouvements des métaux dans le sol vers la surface racinaire ;
- du transport des métaux de la surface des racines vers l'intérieur de la racine via des transporteurs (protéines) ;
- de la translocation des racines aux feuilles.

Ces mécanismes sont influencés par la présence des micro-organismes, présents dans la rhizosphère, qui peuvent augmenter la surface racinaire d'absorption et aider à prélever les éléments nutritifs. Les micro-organismes peuvent également avoir des effets négatifs : libération de substances toxiques et séquestration de nutriments (Alloway, 1995 ; Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

II-6-2- Translocation des ETM des racines vers les parties aériennes

Après l'absorption par les racines, la translocation correspond au transfert des éléments traces métalliques vers les parties aériennes. Elle peut varier considérablement en fonction du métal, mais également de l'espèce végétale. Pour être conduits vers les parties aériennes, les éléments prélevés du sol par les racines doivent être transportés dans le cortex puis déversés dans les vaisseaux du xylème (par circulation de la sève brute). Ce flux d'ions métalliques dans le xylème nécessite leur chélation à des acides organiques (tel que le citrate) ou à des acides aminés (comme l'histidine) (Briat et Lebrun, 1999).

L'absorption foliaire dépend de (Alloway, 1995) :

- de l'espèce à laquelle appartient la plante ;
- de son état nutritionnel ;
- de l'épaisseur de sa cuticule ;
- de l'âge de la feuille ;
- de la présence de cellule stomatique ;
- de l'humidité à la surface des feuilles.

L'absorption foliaire se déroule en deux phases : la pénétration non métabolique par la cuticule et les mécanismes métaboliques qui sont responsables du transport des ions à travers la membrane plasmique et à l'intérieur du protoplaste.

L'absorption foliaire est plus efficace que l'absorption racinaire puisqu'il n'y a plus de compétition avec l'absorption racinaire (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

II-7- Toxicité et tolérance des plantes aux éléments traces métalliques

Pour autant, les métaux lourds n'ont pas tous une fonction connue à ce jour dans le métabolisme de la plante, et malgré la grande diversité des besoins et des niveaux de tolérance aux métaux lourds chez les plantes, certains restent considérés comme des poisons cellulaires pour lesquels les doses admissibles sont très faibles. On retrouve parmi les plus toxiques, Hg, Cr, Ni, Pb et Cd (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

II-7-1- Toxicité

Les symptômes de toxicité associés aux métaux lourds sont peu différents de ceux produits par différents types de stress. Ils peuvent être classés en deux catégories : les symptômes visibles et les symptômes uniquement mesurables ; leur importance étant fonction de la mobilité du métal à l'interface sol-plante et à l'intérieur de la plante, mobilité qui détermine la concentration endogène du métal.

L'effet le plus habituel et le moins spécifique des métaux lourds consiste en une réduction de la croissance des différentes parties de la plante. Selon l'importance du stress, les feuilles peuvent présenter une chlorose due à la fois à une perte de chlorophylle, à une relative augmentation des caroténoïdes et à une déficience en fer (Romanowska, 2002). Dans les cas les plus sévères, une apparition de tâches nécrotiques est observée (Fodor, 2002).

Les métaux induisent également un abaissement de la photosynthèse qui résulte soit d'un effet direct sur le transport des électrons et les enzymes du cycle de Calvin (en particulier de la Rubisco) soit d'un effet indirect, en raison d'une diminution de la teneur en chlorophylle. En contraste avec la photosynthèse, une stimulation de la respiration est souvent observée, en réponse aux métaux lourds qui pourrait s'expliquer par une demande accrue d'ATP, générée par la phosphorylation oxydative, permettant de compenser la production limitée d'ATP par photophosphorylation (Romanowska, 2002).

II-7-2- Tolérance

Un nombre restreint de plantes se révèlent capables de se développer sur des sols fortement contaminés par les métaux lourds. Ces plantes utilisent alors des mécanismes spécifiques de tolérance pour détoxifier les métaux ou pour les rendre non disponibles pour leurs actions toxiques.

Deux stratégies sont ainsi observées : l'exclusion qui consiste à éviter l'absorption des métaux, présents à concentrations élevées dans le sol et, l'accumulation voire l'hyperaccumulation, qui se traduit au contraire par une absorption importante des métaux, qui se réalise également avec de faibles concentrations en métal dans le sol.

La tolérance aux métaux peut être assurée par plusieurs mécanismes différents, à savoir par une chélation ou précipitation avec des ligands à haute affinité, localisés sur la paroi cellulaire ou à l'intérieur du cytoplasme (formation de complexes avec des peptides, des acides organiques ou des ions inorganiques), par séquestration du métal dans la vacuole des cellules foliaires ou des trichomes, ou par exclusion ou excrétion active du métal (Lindberg et Greger, 2002).

III- Les éléments traces métalliques étudiés

III-1- Cadmium (Cd)

III-1-1- Définition et propriétés physico-chimiques

Le cadmium est un élément chalcophile, associé généralement au zinc. Les deux éléments ayant des structures ioniques et une électronégativité proches (Burnol et al., 2006). Le cadmium est un métal ductile, blanc argenté avec des teintes de bleu, lustré, dont le point de fusion est de 320,9 °C, et le point d'ébullition est de 765 °C. Le cadmium élémentaire a un numéro atomique de 48, une masse atomique de 112 g/mol et une masse volumique de 8,6g/cm³ à 20°C (Wright et Welbourn, 2002).

Le cadmium peut se présenter sous forme de sulfures de zinc (ZnS(s)) (sphalérite ou blende et wurtzite) et de carbonates tels que la smithsonite (ZnCO₃). Il peut également se trouver dans des gisements de sulfures où il est présent sous la forme de greenockite (CdS(s)) (Burnol et al., 2006).

III-1-2- Origine

Le cadmium rejeté dans l'environnement provient de sources naturelles et anthropiques.

III-1-2-1- Sources naturelles

Élément assez rare dans la croûte terrestre (0,15g/tonne de terre en moyenne) (Savary, 2003). La source de dispersion naturelle du cadmium dans l'atmosphère est principalement liée à l'activité volcanique. L'enrichissement en cadmium des sols et des systèmes aquatiques résulte de l'altération des matériaux de la croûte terrestre et des retombés atmosphériques (Bisson et al., 2011).

III-1-2-2- Sources anthropiques

Les activités industrielles telles que le raffinage des métaux non ferreux, la combustion du charbon et des produits pétroliers, les incinérateurs d'ordures ménagères et la métallurgie de l'acier constituent les principales sources de rejets atmosphériques.

Les principales sources de dispersion du cadmium dans les sols et les systèmes aquatiques sont liées aux nombreuses activités industrielles, du lessivage des décharges et à l'épandage d'engrais phosphatés faisant intervenir cet élément.

De plus, le cadmium est un métal à usage industriel : il est utilisé pour la métallisation anticorrosion des surfaces (cadmiage), il entre dans la fabrication des accumulateurs électriques (batteries et piles), des pigments, des stabilisateurs de matières plastiques et des alliages (Bisson et al., 2011).

III-1-3- Comportement du cadmium dans l'environnement

III-1-3-1- Comportement du cadmium dans l'eau

Le cadmium est un élément rencontré en milieu aquatique sous diverses formes physiques (dissoute, colloïdale, particulaire) et chimique (minérale ou organique). Un ensemble de variables physicochimiques du milieu (salinité, pH, caractéristique Sédimentologique, concentration en chlorure...) gouvernent les transformations du cadmium dans l'environnement (Gonzalez et al., 1999; Chiffolleau et al., 2001).

La solubilité du cadmium dans l'eau dépend de sa spéciation et du pH (Bisson et al., 2011). Le Cd^{2+} libre et les espèces hydrolysées sont les principales espèces retrouvées dans les eaux (les espèces carbonatées et sulfatées présentent une faible contribution).

Le cadmium forme des complexes solubles avec l'ion chlorure (Cl^-) ce qui accroît sa mobilité. En effet, la solubilité des carbonates de cadmium augmente quand la concentration en chlorures augmente (Burnol et al., 2006).

III-1-3-2- Comportement du cadmium dans le sol

Le Cd est fortement adsorbé par les argiles, les matières organiques, les boues et les acides humiques avec lesquels il forme des complexes. Sa rétention par la phase solide croît exponentiellement avec le pH croissant (Alloway, 1995). En d'autres termes, la mobilité du Cd dépendrait largement du pH et du Eh, mais Baize, (1997a), au cours de ses divers travaux, a pu constater plusieurs exemples de migrations en profondeur même en sols à pH neutre ou alcalin.

En conditions de forte oxydation, le Cd forme des oxydes ou des carbonates (CdO , $CdCO_3$). Il peut également s'accumuler dans des phosphates ou des phytocytés (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Dans le sol, il existe sous forme soluble dans l'eau du sol : $CdCl_2$, $CdSO_4$ ou sous forme de complexes insolubles inorganiques ou organiques avec les constituants du sol (Bisson et al., 2011).

Le Cd est plus mobile dans le sol que Cu et Pb, donc plus disponible pour les plantes. $Cd > Cu > Pb$, de plus l'absorption du Cd peut être inhibée par Cu et Pb (Kadem, 2005).

III-1-4- Biodisponibilité du cadmium

La biodisponibilité du cadmium vis-à-vis des plantes et de la faune du sol varie en fonction de pH, de la CEC, du potentiel d'oxydoréduction, de la quantité de matières organiques et de la fertilisation du milieu, mais également en fonction des espèces considérées (Fernandez-Cornudet, 2006).

Toutes les espèces cadmiées de la solution du sol sont, à priori, absorbables par les plantes. L'absorption du Cd est plus ou moins importante suivant le genre ou la variété considérée. L'absorption racinaire met ainsi en effet des processus d'absorption passive et conjointement d'absorption active (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

En règle générale, les plus hautes concentrations se trouvent dans les racines et les plus basses dans les organes de réserve (graines, fruits, tubercules) avec des séquences suivantes (Diserens, 1996) : [Cd] racines > [Cd] tige > [Cd] feuilles > [Cd] graine.

III-2- Chrome (Cr)

III-2-1- Définition et propriétés physico-chimiques

Le chrome élémentaire est un métal gris lustré qui résiste extrêmement bien aux agents corrodants ordinaires. Il porte le numéro atomique 24 et il a une masse atomique de 52,0 g/mol. Il possède une densité de 7,2 g/cm³, un point de fusion de 1857 °C, et point d'ébullition de 2672 °C (Norberg et al., 2005).

La teneur moyenne du chrome dans la croûte terrestre serait comprise entre 100 et 200 mg/kg (Baize et al., 2005; Burnol et al., 2006). Se trouve rarement naturellement sous sa forme élémentaire. Il est rencontré dans les roches magmatiques (ou ignées) où il se substitue facilement au fer, qui possède un rayon ionique proche de celui du Cr (III) (Burnol et al., 2006).

Bien que le chrome puisse prendre neuf états d'oxydation différents, de (-II) à (VI), seuls le chrome trivalent [Cr (III)] et le chrome hexavalent [Cr (VI)] sont communs en milieu naturel (Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1994).

III-2-2- Origine

III-2-2-1- Sources naturelles

Le chrome se rencontre en petites quantités à l'état naturel dans tous les types de roches et de sols sous forme de Cr (III) solide et relativement inerte et il est entraîné dans le milieu aquatique en quantités limitées par l'altération et l'érosion de ces matières. La pénétration du chrome dans l'atmosphère a d'autres causes que l'activité humaine, notamment les poussières entraînées par le vent, les émissions volcaniques, les aérosols de sels marins, les poussières provenant des feux de brousse et les débris de la végétation (Nriagu et al., 1993).

III-2-2-2- Sources anthropiques

Les principales sources d'émission de chrome dans l'atmosphère sont l'industrie chimique, la combustion de gaz naturel, d'huile et de charbon. Le transport par le vent des poussières de route,

les usines de production de ciment, les industries utilisant le chrome ou des composés du chrome constituent d'autres sources d'émission atmosphérique (Pichard et al., 2005a).

III-2-3- Comportement du chrome dans l'environnement

III-2-3-1- Comportement du chrome dans l'eau

La solubilité du chrome VI est importante alors que le chrome III est généralement peu soluble (Pichard et al., 2005a).

Le chrome peut se rencontrer dans l'environnement aquatique sous deux états d'oxydation stables, Cr (III) et Cr (VI). La forme chimique Cr (III) est peu soluble à l'état libre dans l'eau ; de plus, elle tend à former dans ce milieu des complexes hydroxylés, ce qui lui confère de fortes capacités d'adsorption sur les particules : elle devrait donc a priori être rapidement enlevée de la colonne d'eau. Cependant, en présence de matière organique dissoute, cette forme chimique s'associe très facilement à la matière organique, pour former des complexes solubles en milieu aquatique (Chiffoleau, 1994).

III-2-3-2- Comportement du chrome dans le sol

Le chrome existe sous deux états de valence dans les sols, le chrome trivalent, Cr(III) et le chrome hexavalent, Cr(VI) (Burnol et al., 2006). Le Cr (VI) est largement transformé en Cr (III) dans les sols et les sédiments (favorisé en conditions anaérobies et pH bas). Le Cr (III) est relativement immobile tandis que Cr (VI) serait mobile. Dans le milieu naturel, seuls les oxydes de manganèse seraient capables d'oxyder le Cr (III) en Cr (VI) (Kadem, 2005).

III-2-4- Biodisponibilité du chrome

Sous une forme adsorbée sur des hydroxydes métalliques, le chrome est peu disponible aux végétaux. La concentration en chrome des végétaux est donc principalement contrôlée par la concentration de chrome en solution dans le sol. Le chrome dans un sol neutre ou basique sera donc plus disponible vis à vis des plantes que dans un sol acide.

La plupart des sols contiennent du chrome, mais sa disponibilité pour les plantes est très limitée. Cependant, l'addition de chrome au sol influence la teneur en chrome dans les plantes. Habituellement, une quantité plus importante en chrome est observée dans les racines, plutôt que dans les feuilles, tandis que la concentration la plus faible se trouve dans les graines (Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Pichard et al., 2005a). Les essais montrent une meilleure translocation du chrome vers la tige à partir d'une solution de chrome VI qu'avec une solution de chrome III (Pichard et al., 2005a).

III-3- Cuivre (Cu)

III-3-1- Définition et propriétés physico-chimiques

Le cuivre est un métal largement répandu dans la nature, sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70mg/kg selon les auteurs (Baize, 1997a ; Burnol et al., 2006). C'est un métal de couleur rougeâtre, de symbole Cu et numéro atomique 29, de masse atomique 63.5 g/mol, son point d'ébullition est de 2 595 °C (Pichard et al., 2005b).

Le cuivre est un élément chalcophile qui se trouve associé à des sulfures, avec le plomb, le cadmium et le zinc. Il est habituellement présent en petites quantités dans des minerais de zinc (Burnol et al., 2006).

III-3-2- Origine

III-3-2-1- Origine naturelle

Le cuivre est présent dans l'environnement de manière ubiquitaire. Sa concentration dans l'écorce terrestre est estimée à environ 70 ppm (30 à 100 ppm). Le transport par le vent des poussières de sol, les éruptions volcaniques, les décompositions végétales, les feux de forêts et les aérosols marins constituent les principales sources naturelles d'exposition (Pichard et al., 2005b).

III-3-2-2- Origine anthropique

Les principales sources anthropiques sont : l'industrie du cuivre et des métaux en général, l'industrie du bois, l'incinération des ordures ménagères, la combustion du charbon, d'huile et d'essence et la fabrication de fertilisants (phosphate) (Pichard et al., 2005b).

La contamination des sols est due principalement aux scories d'extraction et de broyage des minerais de cuivre dans lesquelles le cuivre est présent sous forme de sulfures ou de silicates insolubles. Les autres sources de contamination des sols sont les boues provenant des usines de traitement des eaux usées, les déchets de galvanoplastie, l'industrie du fer et de l'acier et les dépôts de cuivre non recyclés provenant de la plomberie et des installations électriques.

Dans les eaux, le cuivre provient pour la majeure partie de l'érosion des sols par les cours d'eau (68%), de la contamination par le sulfate de cuivre (13%) et des rejets d'eaux usées qui contiennent encore du cuivre, même après traitement (Pichard et al., 2005b).

III-3-3- Comportement du cuivre dans l'environnement

III-3-3-1- Comportement du cuivre dans l'eau

Dans le milieu aquatique le cuivre existe sous forme particulière, colloïdale et dissoute et tend à se déposer, à précipiter ou à s'adsorber à la matière organique, au fer hydraté, aux oxydes de manganèse ou aux argiles (ATSDR, 1990). Il a tendance à former des complexes avec des bases fortes telles que carbonates, nitrates, sulfates, chlorures de telle sorte que la concentration de l'ion métal libre peut être abaissée de plusieurs ordres de grandeur par rapport à la concentration totale en élément Cu (Burnol et al., 2006).

En effet, la matière organique naturelle, telle les acides fulviques et humiques, sont de forts agents complexants qui affectent la concentration en cuivre biodisponible (Allen et Hansen, 1996 ; Kim et al., 1999).

III-3-3-2- Comportement du cuivre dans le sol

Le comportement du cuivre dans le sol dépend de nombreux facteurs : le pH du sol, son potentiel redox, sa capacité d'échange cationique, le type et la distribution de matières organiques, la présence d'oxydes, la vitesse de décomposition de la matière organique, les proportions d'argiles, de limons et de sables, le climat, le type de végétation présente... (Adriano, 1986 ; OMS IPCS, 1998).

Le cuivre est retenu dans les sols par des mécanismes d'échanges et d'adsorption. Aux concentrations retrouvées dans les sols naturels, les précipités de cuivre sont instables (Burnol et al., 2006). Le cuivre forme des liaisons avec les composants du sol plus fortes que les autres cations divalents et la distribution du cuivre dans la solution de sol est moins affectée par le pH que celle des autres métaux (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Dans les sols, le cuivre se fixe préférentiellement sur la matière organique (cela concerne de 25 à 50 % du cuivre), les oxydes de fer, de manganèse, les carbonates et les argiles minéralogiques de sorte que finalement le Cu est très peu mobile dans les sols (Kabata-Pendias et Pendias, 1992), sauf dans les conditions extrêmes d'acidité (podzols) ou de gleyfication (Baize, 1997a). L'ion Cu^{2+} libre est plus réactif que les formes complexées, sa biodisponibilité est donc plus importante (Sunda et Hanson, 1987).

III-3-4- Biodisponibilité du cuivre

Le Cu est un des éléments les plus essentiels pour les plantes et les animaux. En effet l'organisme ne peut croître complètement en son absence. Il ne peut être remplacé par un autre

élément, il a une influence directe sur l'organisme et le bon fonctionnement de son métabolisme. Par contre, il est toxique pour les champignons et les algues.

Les plantes absorbent le Cu dans la solution du sol ; si le fait est incontestable, les mécanismes impliqués dans cette absorption sont encore flous.

Si l'absorption active est, à l'évidence, le mécanisme le plus représenté, il n'en demeure pas moins qu'une absorption passive peut aussi se mettre en place, notamment dans les sols à forte contamination et présentant des signes évidents de phytotoxicité (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Le cuivre présent dans les racines est entièrement sous forme complexée, mais la pénétration racinaire doit quand même se réaliser à l'état de formes dissociées. La vitesse de pénétration dans les racines est très faible. La plus faible des éléments essentiels pour les végétaux. Elle diffère en fonction de la spéciation du métal (Coullery, 1997).

La plus grande partie du cuivre présent dans les racines n'est pas transféré vers les parties aériennes (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Par ailleurs, le cuivre adsorbé, par exemple sur des argiles, n'est pas disponible pour les végétaux terrestres (ATSDR, 1990). Le cuivre représente un danger quand il est présent en concentration élevée dans l'environnement. Par son action sur les racines des plantes, le cuivre altère leur développement et la perméabilité de leur membrane cellulaire causant le lessivage de certains ions (K^+ ; PO_4^{3-}) (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

III-4- Manganèse (Mn)

III-4-1- Définition et propriétés physico-chimiques

Le manganèse est une substance qui existe naturellement dans un grand nombre de roches, il est obtenu par extraction et transformation de roches riches en composés de manganèse. Mélangé au fer. Cet élément est caractérisé par numéro atomique (25), masse atomique (54.93 g/mol) (Ramade, 2000), température d'ébullition 1985 °C, perméabilité cutanée à une solution aqueuse 1.10^{-3} cm/h (Clozel et al., 2008).

Elément chimique métallique cassant, blanc argenté, le manganèse est le 12^e élément par son abondance dans la nature. Il est largement répandu sous la forme de minerais, tel que la pyrolusite (MnO_2), minerai principal, et la rhodochrosite, la psilomélane et la manganite. Le métal est chimiquement réactif : il s'oxyde à l'air mais il ne réagit pas avec l'eau en conditions normales. Son électronégativité le conduit à former des liaisons ioniques avec les oxydes, les hydroxydes et les carbonates (Schäfer, 2004).

Les états d'oxydation les plus communs sont +2, +3, +4, +6, et +7, bien que tous les états entre +1, et +7 soient observés. Le Mn^{+2} est souvent en compétition avec le Mg^{+2} dans les systèmes biologiques. Les composés de manganèse où celui-ci est à l'état +7 sont de puissants agents oxydants (par exemple le permanganate de potassium $KMnO_4$) (Clozel et al., 2008).

III-4-2- Origine

III-4-2-1- Origine naturelle

Le manganèse est naturellement contenu dans les constituants de l'écorce terrestre, roches cristallines et roches sédimentaires, qu'on appelle les roches mères. Sous l'action de l'érosion, ces roches s'altèrent et libèrent leurs éléments constitutifs que l'eau entraîne et transporte sous forme de solution ou de particules solides (silice, aluminosilicates, carbonates) (Boust et al., 1999).

III-4-2-2- Origine anthropique

Dans l'air, les principales sources d'émission de manganèse sont industrielles : production de ferro-alliages, fonderies de fer et d'acier. La combustion de combustibles fossiles (centrales électriques, fours, coke) et l'entraînement de particules de sol contribuent également la contamination de l'atmosphère par le manganèse. Dans l'eau, les rejets industriels et le lessivage par les eaux de pluie des décharges et des sols constituent les principales sources de contamination. Dans les sols, les décharges contenant du manganèse sont la principale source de contamination. Les dérivés du manganèse peuvent également être libérés dans l'environnement au cours de leurs diverses utilisations (Bisson et al., 2007).

III-4-3- Comportement du manganèse dans l'environnement

III-4-3-1- Comportement du manganèse dans l'eau

Dans les eaux douces, la mobilité du manganèse augmente avec la diminution du pH mais reste faible, en raison de l'importance des réactions de précipitation (MnO_2) et de sorption sur les oxydes de fer et de manganèse, les argiles et la matière organique (Adam et Beaugelin-Seiller, 2005). Le principal anion associé avec le manganèse est le carbonate. La concentration en manganèse est donc limitée par la relativement faible solubilité de $MnCO_3$ (ATSDR, 2000).

Les différents dérivés du manganèse, y compris les dérivés organiques comme le manèbe et le mancozèbe, sont le plus souvent transportés sur les matières en suspension dans l'eau et les sédiments (Bisson et al., 2007).

III-4-3-2- Comportement du manganèse dans le sol

Le manganèse et ses dérivés sont fortement retenus dans les sols, soit par des réactions d'échanges de cations (les ions manganèse réagissent avec les composés chimiques présent à la surface de sol formant des oxydes, des hydroxydes et des oxyhydroxydes de manganèse), soit par des réactions d'échanges de ligands (le manganèse est alors adsorbé sur d'autres oxydes, hydroxydes ou oxyhydroxydes). Quand les eaux des sols se saturent sous forme d'oxydes, hydroxydes et oxyhydroxydes de manganèse ceux-ci précipitent entraînant une nouvelle phase qui va agir comme une nouvelle surface sur laquelle d'autres substances pourront s'adsorber (Evans, 1989 cité par ATSDR, 2000).

Les dérivés organiques du manganèse (manèbe, mancozèbe et MMT) présents dans les sols sont peu mobiles, que ce soit par volatilisation vers la phase gazeuse ou par entrainement en phase aqueuse. L'adsorption est le mécanisme dominant (ATSDR, 2000).

Dans les sols, il existe un équilibre entre les formes divalentes et trivalentes du manganèse ; quand la forme divalente du manganèse est dominante, elle peut entrer en compétition avec d'autres cations dans les réactions d'échange, ou bien peut être fortement impliquée dans des réactions de complexation avec la matière organique des sols ou les racines des végétaux supérieurs (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

III-4-4- Biodisponibilité du manganèse

Les plantes absorbent le manganèse principalement sous sa forme divalente. En conséquence, le manganèse est plus biodisponible dans les sols acides que dans les sols alcalins. Le chaulage des surfaces agricoles réduit ainsi la disponibilité du manganèse pour les végétaux. En revanche, l'absorption du manganèse par les végétaux est favorisée par la présence de microorganismes (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

III-5- Plomb (Pb)

III-5-1- Définition et propriétés physico-chimiques

Elément chimique métallique d'un gris bleuâtre, de symbole Pb et de numéro atomique 82, rarement disponible à l'état natif, le plomb est très souvent associé au zinc dans les minerais (Chiffolleau et al., 2001). Le plomb est mou et ductile (Ramade, 2000), il est présent dans divers minéraux dont les plus importants sont la galène (PbS), la cérusite (Pb CO₃) et l'anglésite (Pb SO₄) (Pichard et al., 2003).

Il appartient à la catégorie des métaux lourds car sa densité (ou masse volumique) est de 11,35 g.cm⁻³. Sa masse atomique est de 270 g/mol, sa température de fusion est de 327° et sa température d'ébullition de 1.740° (Miquel, 2001). Le plomb existe sous deux états de valence : +2 et +4 à cause de son caractère basique, cet élément ne s'hydrolyse qu'à des pH neutres ou alcalins (Burnol et al., 2006). La concentration moyenne en plomb de la croûte terrestre serait de l'ordre de 13 à 16 mg/kg (Baize, 1997a ; Burnol et al., 2006).

III-5-2- Origine

Le plomb est un polluant environnemental que l'on retrouve dans les sols et l'atmosphère, en particulier au voisinage des sites industriels.

Les pollutions de l'eau, de l'air et du sol peuvent être dues à des sources de plomb (Pb) naturelles ou anthropiques.

III-5-2-1- Origine naturelle

Dans les conditions naturelles le plomb est émis dans l'atmosphère principalement par volcanisme (16.10³ t/an) et dans une moindre mesure par l'érosion éolienne (5.10³t/an), les autres sources (surtout feux de végétation et embruns marins) prisent ensemble étant inférieures à 10³ t/an (Ramade, 2000).

III-5-2-2- Origine anthropique

Certaines activités humaines induisent une contamination par le Pb de l'atmosphère, de l'eau et du sol. Le plomb est principalement utilisé dans les batteries électriques, son utilisation comme additif antidétonant dans les essences, de la sidérurgie, des industries de décapage et de traitement des métaux, de l'incinération des déchets, de la combustion du bois, des cimenteries et des industries de fabrication des accumulateurs (Pichard et al., 2003).

III-5-3- Comportement du plomb dans l'environnement

III-5-3-1- Comportement du plomb dans l'eau

Etant donné que le plomb est en grande partie insoluble dans l'eau, c'est généralement un constituant mineur de l'eau de surface et de l'eau souterraine. Il tend à être adsorbé par les particules de sol (Pichard et al., 2003). Les composés de plomb peuvent s'associer avec d'autres substances chimiques en fonction de l'acidité et de la température de l'eau (EPA, 1999).

Dans des conditions réductrices, les concentrations en plomb présente dans les eaux souterraines sont limitées par La solubilité de la phase solide hydroxyde, ou, dans certains cas, du

plomb métallique, qui présente une stabilité élevée dans des conditions réductrices (Burnol et al., 2006).

III-5-3-2- Comportement du plomb dans le sol

La mobilité du plomb dans le sol est très faible, il a ainsi tendance à s'accumuler dans les horizons de surface (et plus précisément dans les horizons riches en matière organique). La formation de sulfure de plomb, forme très insoluble, explique également l'accumulation du plomb en surface des sols. L'affinité du plomb pour l'argile est également importante, il peut également être adsorbé par des oxydes de manganèse du sol (Adriano, 1986). Les facteurs affectant la mobilité et la biodisponibilité du plomb dans les sols sont donc le pH, la texture du sol (surtout la teneur en argile) et la teneur en matière organique (Pichard et al., 2003).

Ceci s'explique par le fait que le Pb est peu mobile. Etant principalement associé aux argiles, aux oxydes, aux hydroxydes de fer et d'aluminium et à la matière organique, il n'est mobile que lorsqu'il forme des complexes organiques solubles et/ou que le sol a dépassé sa capacité de sorption pour le Pb (Morlot, 1996). Par ailleurs, si le Pb est solubilisé, il peut être lessivé jusqu'à la nappe phréatique ou être absorbé par les plantes (Bliefert et Perraud, 2001).

III-5-4- Biodisponibilité du plomb

L'absorption racinaire de Pb est actuellement considérée comme passive. Elle est réduite par le chaulage et les basses températures. Bien que le Pb soit dans le sol un élément très peu soluble, il peut s'accumuler dans les racines et particulièrement dans les membranes cellulaires. En règle générale, les concentrations en Pb d'une plante sont étroitement corrélées aux concentrations en Pb du sol, mais cette corrélation doit être nuancée et tenir compte en particulier de l'organe (racines, tiges, feuilles, etc.).

En plus de l'impact qu'à la matière organique, il a été démontré que la modification de pH du sol par épandage de chaux ou d'engrais phosphatés diminue la quantité de plomb absorbée par les plantes (Adriano, 1986). Le potentiel redox du sol aurait également un effet sur le prélèvement du plomb par les racines.

La translocation de Pb vers les parties épigées d'une plante est un phénomène très limité. Ce qui fait que le Pb n'est pas un toxique systématique en ce sens qu'il ne diffuse pas dans le système vasculaire de la plante, son absorption racinaire n'est effective qu'au-delà de 1000 ppm dans le sol, elle dépend entre autres facteurs de la concentration totale dans le sol, de la concentration dans la solution du sol et de la spéciation (Kabata- Pendias et Pendias, 1992). La plante peut également absorber Pb par les feuilles.

III-6- Zinc (Zn)

III-6-1- Définition et propriétés physico-chimiques

Le zinc, dernier élément de la première série de transition de la classification périodique des éléments, de numéro atomique $Z=30$ (Ramade, 2000), de masse atomique 65.3 g/mol, point d'ébullition 907°C (Pichard et al., 2005(c)), appartient au groupe II-B. En raison du remplissage complet de la couche 3d, le zinc est exclusivement présent sous l'état d'oxydation (+II) dans le milieu naturel. Cet élément possède 5 isotopes stable ^{64}Zn , ^{66}Zn , ^{67}Zn , ^{68}Zn et ^{70}Zn dont les abondances relatives sont respectivement 48.89%, 27.81%, 4.11%, 18.56% et 0.62%, et 6 isotopes radiogeniques identifiés ^{62}Zn , ^{63}Zn , ^{65}Zn ($t_{1/2} = 245$ ans), ^{69}Zn ($t_{1/2} = 55$ min), ^{72}Zn et ^{73}Zn (Adriano, 2001).

A l'état métallique il prend l'aspect d'un métal brillant, de couleur blanc bleuâtre (EPA, 1994), il s'agit d'un métal biogène doué des propriétés hermétiques (Ramade, 2000).

Le zinc est présent dans l'écorce terrestre principalement sous forme de sulfure (blende), accessoirement sous d'autres formes telles que la smithsonite (ZnCO_3), l'hémimorphite ($\text{Zn}_4[(\text{OH}_2\text{Si}_2\text{O}_7)]\text{H}_2\text{O}$), ou l'hydrozincite ($\text{Zn}_5(\text{OH})_6(\text{CO}_3)_2$) (Pichard et al., 2005c). Habituellement le zinc est rencontré en association avec le plomb, le cuivre, l'or et l'argent. La teneur moyenne en zinc de la croûte terrestre serait comprise entre 70 et 132 mg/kg (Burnol et al., 2006).

III-6-2- Origine

III-6-2-1- Origine naturelle

Le zinc principalement sous forme de sulfure (blende) est assez uniformément distribué dans les roches magmatiques (40 à 120 mg/kg). Sa concentration est un peu plus élevée dans les sédiments argileux (80 à 120 mg/kg) et les schistes alors qu'elle est plus faible dans les roches-mères sableuses. Il entre naturellement dans l'atmosphère à partir du transport par le vent de particules du sol, des éruptions volcaniques, des feux de forêts et d'émission d'aérosols marins (Pichard et al., 2005c).

III-6-2-2- Origine anthropique

Les apports anthropiques de zinc dans l'environnement résultent de trois groupes d'activités : les sources minières et industrielles, (traitement du minerai, raffinage, galvanisation du fer, construction de toitures, fabrication de gouttières, piles électriques, pigments, matières plastiques, caoutchouc), les épandages agricoles (l'alimentation des animaux, surtout les porcs se retrouve en abondance dans les lisiers), autres activités (activités urbaines et le trafic routier: érosion des

toitures et gouttières, usure des pneumatiques, poussières d'incinération des ordures, etc...(Pichard et al., 2005c).

III-6-3- Comportement du zinc dans l'environnement

III-6-3-1- Comportement du zinc dans l'eau

Le zinc existe dans l'eau sous diverses formes : ion hydraté ($Zn(H_2O)^{2+}$), zinc complexé par les ligands organiques (acides fulviques et humiques), zinc adsorbé sur de la matière solide, oxydes de zinc, etc.

La spéciation du zinc dans le compartiment aquatique est un phénomène très complexe qui dépend de nombreux facteurs abiotiques tels que le pH, la quantité de matière organique dissoute, le potentiel redox...etc.

Le chlorure de zinc et le sulfate de zinc sont très solubles dans l'eau, mais peuvent s'hydrolyser en solution pour former un précipité d'hydroxyde de zinc, sous conditions réductrices. Un pH faible est nécessaire pour maintenir le zinc en solution (Pichard et al., 2005c).

III-6-3-2- Comportement du zinc dans le sol

Dans l'environnement, le zinc se trouve principalement à l'état d'oxydation +2 (souvent sous la forme ZnS). Mais plusieurs autres formes ioniques peuvent se trouver dans le sol (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Le zinc s'accumule à la surface des sols. Dans les cas de contamination superficielle, rares sont ceux où le zinc a migré en profondeur. Le gradient de zinc diminue puis croît avec la profondeur parallèlement avec la teneur en argile et en fer.

La matière organique du sol retient le zinc sous des formes stables (complexes avec les acides humiques et fulviques). Les minéraux argileux, les hydroxydes, le pH et la salinité sont les principaux facteurs qui contrôlent la solubilité du zinc.

Un pH élevé (> 7) permet une meilleure adsorption du zinc. Une augmentation de la salinité du milieu entraîne la désorption du zinc dans les sédiments. La matière argileuse peut retenir le zinc assez fortement. Cette adsorption sur les surfaces argileuses peut expliquer la forte dépendance au pH de la rétention du zinc sur les sols. A pH élevé, où la concentration en composés organiques est forte, le zinc se complexe dans la matière organique.

Les oxydes ou hydroxydes de fer et de manganèse et certaines argiles ont la capacité d'adsorber le zinc et ont tendance à retarder sa mobilité dans le sol.

Sous conditions anaérobies et en présence d'ions sulfure, la précipitation de sulfure de zinc limite la mobilité du zinc (le sulfure de zinc étant insoluble). Le zinc sous forme soluble, comme le sulfate de zinc, est assez mobile dans la plupart des sols (ATSDR, 1994).

III-6-4- Biodisponibilité du zinc

Le zinc est connu depuis longtemps comme un élément nécessaire aux plantes et aux animaux. Sa teneur dans les plantes reflète souvent la quantité disponible dans le sol.

Les formes solubles de Zn sont facilement assimilables par les plantes. La vitesse d'absorption dépend largement du genre, de l'espèce et de la variété (450g de Zn/ha/an pour une culture de maïs, 670g Zn/ha/an pour une hêtraie de 130ans) et même des conditions édaphiques (Mengel et Kirkbay, 1978 in Abdul-Rida, 1992).

Parmi les facteurs qui affectent la disponibilité du zinc dans les sols, les paramètres du sol, tels que la quantité totale de zinc, le pH, la matière organique, les sites d'adsorption, l'activité microbienne, l'humidité, jouent un rôle important (Adriano, 1986; Alloway, 1995). Il existe probablement une compétition avec les autres métaux mobiles sur les sites d'adsorption du zinc.

Le zinc se concentre préférentiellement dans les feuilles matures de la plante. Dans les écosystèmes où le zinc est un polluant atmosphérique, il se concentre plutôt au sommet des plantes. Par contre, les plantes ayant poussé dans un sol contaminé par du zinc accumulent du métal dans les racines (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

IV- Les zones humides

IV-1- Définition d'une zone humide

Une zone humide est un secteur où l'eau est le principal facteur de contrôle du milieu naturel et de la vie animale et végétale associée. Elle apparaît là où la nappe phréatique arrive près de la surface ou affleure ou encore, là où des eaux peu profondes recouvrent les terres.

Les zones humides sont difficiles à définir. Ceci explique la diversité des définitions qui leur est associée (définition de la Convention Ramsar, du programme européen MedWet, définitions scientifiques...) (PNR Avesnois, 2007).

- Selon le premier article de la Convention de Ramsar, 1971, les zones humides sont «des étendues de marais, de fagnes, de tourbières ou d'eaux naturelles ou artificielles, permanentes ou temporaires, où l'eau est stagnante ou courante, douce, saumâtre ou salée, y compris des étendues d'eau marine dont la profondeur à marée basse n'excède pas six

mètres» (Barbier et al., 1997 ; Cizel, 2006 ; Fouque et al., 2006 ; Joubert, 2006 ; PNR Avesnois, 2007; Seyrig, 2007) ;

- Selon l'article 2 de la loi sur l'eau française de 1992, on entend par zone humide «les terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, y est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année» (Mermet et Bernaud, 1999 ; Cizel, 2006 ; Fouque et al., 2006 ; Joubert, 2006 ; PNR Avesnois, 2007; Seyrig, 2007).

Plus largement, Turner, en 1992, définit la « zone humide » comme pouvant désigner tout élément du continuum reliant l'environnement aquatique à l'environnement terrestre (Seyrig, 2007).

Le régime hydrique (inondation et saturation), la végétation hygrophile et l'hydromorphie du sol sont les trois caractéristiques essentielles des zones humides ; c'est pourquoi, tous les experts s'accordent à utiliser l'hydrologie, la végétation et le sol comme critères d'identification et de caractérisation des zones humides (PNR Avesnois, 2007).

IV-2- Typologie des zones humides

Les zones humides présentent une diversité de milieux naturels ou modifiés menant à différents types bien distincts (PNR Avesnois, 2007) ; Si de nombreuses classifications des zones humides coexistent, c'est que ces zones sont très difficiles à délimiter. Que ce soit d'un point de vue juridique, que par rapport aux écosystèmes. Pourtant, une classification et une délimitation précises de ces zones ne pourraient être que bénéfiques à leur protection (Seyrig, 2007).

Chargé de concevoir une classification de la vaste gamme des zones humides comprises dans la définition de Ramsar, Scott (1989) in Barbier et al., (1997) a établi 30 groupes de zones humides naturelles et neuf de zones humides artificielles. Toutefois, pour donner une image plus précise, il est possible de résumer la classification en cinq grands systèmes de zones humides:

- les estuaires – où les fleuves se jettent dans la mer et où les eaux ne sont ni salées ni douces (par exemple, les deltas, les vasières, les prés salés)
- le milieu marin – qui n'est pas soumis à l'influence fluviale (par exemple, littoraux et récifs coralliens)
- le milieu riverain – où les sols sont périodiquement inondés par les crues des cours d'eau (par exemple, les prairies humides, les forêts inondées, les lacs de méandres)

- le milieu palustre – où l'on trouve des eaux plus ou moins permanentes (par exemple, les marécages à papyrus, les marais, les fagnes)
- le milieu lacustre – où les eaux permanentes sont quasi stagnantes (par exemple, les mares, les lacs de cuvettes, les lacs de cratères volcaniques).

IV-3- Les différentes fonctions et valeurs des zones humides

Les zones humides sont des infrastructures naturelles remplissant de nombreuses fonctions (elles sont dites « multifonctionnelles ») et assurant de nombreux services (PNR Avesnois, 2007). Les fonctions jouées par chaque zone humide dépendent évidemment du type de zone considérée, du contexte géographique et humain de chaque zone (Mermet et Barnaud, 1999).

IV-3-1- Les fonctions des zones humides

IV-3-1-1- Les fonctions hydrologiques

En milieu doux, les zones humides participent à la régulation mais aussi à la protection physique du milieu. Elles contrôlent et diminuent l'intensité des crues par le stockage des eaux prévenant ainsi des inondations. En milieu salé, elles peuvent amortir les inondations dues aux intrusions marines (tempêtes, rupture de digues, ...).

Elles jouent un rôle dans le ralentissement du ruissellement, en retenant l'eau. Elles permettent aussi son infiltration dans le sol pour alimenter les nappes phréatiques et éviter leur disparition lors de périodes chaudes. Elles peuvent de la même façon, soutenir les débits des rivières en période d'étiage grâce aux grandes quantités d'eau stockées et restituées progressivement (Fromont, 2010).

IV-3-1-2- Les fonctions biologiques

Les zones humides ont un intérêt patrimonial de par les nombreuses espèces végétales et animales qui leur sont inféodées (Fromont, 2010). C'est une réserve de biodiversité (PNR Avesnois, 2007 ; Marquis, 2010). Les zones humides assurent donc des fonctions vitales pour beaucoup d'espèces végétales et animales. Elles font office de connexions biologiques (zones d'échanges et de passage entre différentes zones géographiques) et participent ainsi à la diversification des paysages et des écosystèmes. Elles offrent des étapes migratoires, zones de stationnement ou dortoirs aux espèces migratrices comme les oiseaux (Fromont, 2010).

IV-3-1-3- Les fonctions biogéochimiques

Véritables éponges, les zones humides participent également au maintien voire à l'amélioration de la qualité des rivières et à la protection des ressources d'eau potable.

Elles favorisent le dépôt des sédiments, le recyclage et le stockage de matière en suspension, l'épuration des eaux mais surtout la dégradation ou l'absorption par les végétaux de substances nutritives ou toxiques (Fromont, 2010) : dégradation des excès de nutriments, transformation ou élimination des produits toxiques et métaux lourds, recyclage de l'azote par dénitrification microbienne et/ou absorption racinaire (PNR Avesnois, 2007).

Enfin, par l'écrêtement des crues et la végétation des berges, elles possèdent un rôle certain de protection contre l'érosion (Fromont, 2010).

IV-3-1-4- Les fonctions climatiques

De plus, elles remplissent une fonction de création de paysage, et de stabilisation de microclimats (Seyrig, 2007). Les zones humides ont la faculté de maintenir la température des cours d'eau à un niveau compatible avec la vie aquatique (poissons et autres espèces vivantes). Elles sont capables d'emmagasiner et de rejeter de l'eau froide (via les nappes sous-jacentes) dans un cours d'eau lorsque, du fait d'un débit faible, la température de l'eau augmente.

D'autre part, la suppression de la végétation riveraine peut provoquer une augmentation moyenne des températures maximales estivales allant de 3 à 10°C. Les zones humides ordinaires peuvent réguler les microclimats par le biais de phénomènes d'évapotranspiration modifiant les précipitations et les températures localement (Mathieu, 2006).

IV-3-2- Les valeurs économiques des zones humides

Estimés par les avantages économiques et culturels (exploitation des ressources agricoles, halieutiques, cynégétiques ; régulation des régimes hydrologiques et de la qualité de l'eau ; loisirs...) retirés par les populations locales et plus largement par la société.

La grande fertilité des sols des zones humides, associée à la disponibilité d'eau permet une productivité biologique exceptionnelle. Alors que les terres inondées en permanence peuvent être vouées à la pisciculture, chasse et exploitation des roseaux, les terres émergées les plus humides fournissent des pâturages ou des prés de fauche. Les terres les plus hautes, bien qu'inondées de temps à autres, peuvent être consacrées aux grandes cultures, arboriculture et maraîchage.

De nombreuses activités humaines peuvent se développer sur le territoire des zones humides. L'agriculture, l'élevage, la pêche, la chasse, la randonnée, la découverte de la nature, l'éducation à l'environnement, l'agri/écotourisme... sont autant de possibilités qui s'offrent à ces territoires exceptionnels (Joubert, 2006).

En conclusion, il apparaît que les fonctions écologiques et les valeurs économiques des zones humides sont intimement liées ; que l'on touche à l'une ou l'autre des composantes, et c'est le rôle de l'ensemble qui risque d'être perturbé. De ce fait, leur gestion doit être conçue de manière intégrée dans le cadre de projets de développement durable et d'aménagement raisonné.

IV-4- Menaces et destructions des zones humides

Diverses causes de disparition des zones humides ont été identifiées et synthétisées dans de nombreux ouvrages (Fustec et Lefeuvre, 2000) en considérant les processus de dégradation des zones humides et les processus de destruction. Ces derniers ont pour conséquence l'anéantissement des zones humides, soit en les supprimant tout simplement, soit en perturbant très fortement leur fonctionnement. Les processus de dégradation ne provoquent pas la disparition des zones humides mais altèrent de manière plus ou moins prononcée leur fonctionnement, et la superposition de plusieurs de ces processus peut aboutir à leur destruction.

IV-4-1- Les processus de destruction

- **Intensification agricole (drainage, poldérisation, mise en culture)**

L'intensification des pratiques culturales résulte d'orientations générales des productions et des politiques d'aménagement rural favorisant directement la mise en culture des zones humides par l'intermédiaire du remembrement, des subventions au drainage, des travaux d'assèchement entrepris en conformité avec le code rural et bénéficiant d'exonérations fiscales.

- **Développement aquaculture en zones marines et saumâtres**

Les bassins aquacoles à production intensive remplacent peu à peu les marais salants dont l'exploitation avait été abandonnée. Cela se traduit par une dégradation de la qualité environnementale de ces milieux, associée à un impact paysager négatif.

- **Canalisation ou recalibration de cours d'eau**

L'aménagement des voies navigables se traduit par des interventions dans le lit des cours d'eau et par la création de canaux. Il engendre une destruction des milieux aquatiques fluviaux (zones de frayère, d'alimentation...) et un assèchement des zones humides riveraines par abaissement de la nappe phréatique.

- **Infrastructures linéaires (autoroutes, chemin de fer)**

Au-delà de la destruction directe de zones humides par leur emprise, les infrastructures linéaires peuvent générer des modifications hydrauliques dommageables et nuire à la qualité paysagère en raison notamment des opérations de remembrement induites. Elles peuvent aussi engendrer des pollutions accidentelles ou diffuses.

- **Urbanisation**

Le développement de l'urbanisation et les aménagements divers (lotissements, zones d'activités, parkings, décharges, campings...) se réalisent parfois aux dépens des zones humides par des opérations de remblaiement dans le cadre de politiques de planification de l'espace. De plus, cela entraîne un mitage et un cloisonnement de l'espace préjudiciables au bon fonctionnement des zones humides.

- **Aménagements touristiques et portuaires**

Les aménagements touristiques intéressent principalement les zones humides côtières et se manifestent par une consommation croissante de l'espace. Ils provoquent une destruction des milieux naturels ainsi qu'une fragmentation remettant en cause le fonctionnement écologique de la zone côtière.

Les aménagements portuaires affectent principalement les embouchures des fleuves et provoquent la disparition de vasières, de prairies humides... ou modifient la dynamique sédimentaire des estuaires.

- **Régulation de débit des cours d'eau**

La régulation du débit des cours d'eau a plusieurs objectifs: lutter contre les crues, soutenir des débits d'étiage et mobiliser la ressource en eau pour l'irrigation agricole et l'approvisionnement domestique et industriel. Dans ce but, des barrages sont construits malgré des conséquences dommageables pour l'environnement en général et pour les zones humides en particulier. Les modifications hydrauliques provoquent à la fois une altération notable de la qualité de l'eau, une perturbation du fonctionnement écologique et s'accompagnent souvent d'une transformation des zones alluviales au profit de la mise en œuvre ou de l'urbanisation.

- **Aménagements hydroélectriques**

Ces équipements (barrages) engendrent la disparition de zones humides alluviales, la modification du niveau des nappes phréatiques, ainsi que la perturbation du régime des eaux et du fonctionnement biologique des fleuves et des rivières sur de longues distances. Ils provoquent tout comme les barrages de régulation des débits, la disparition des poissons migrateurs.

- **Extraction de tourbe ou de granulats**

Les extractions de granulats peuvent se faire aux dépens de zones humides (prairie principalement) et affectent l'écoulement de la nappe phréatique (risque d'assèchement des marais riverains).

L'exploitation industrielle de la tourbe est essentiellement destinée à la production de supports de cultures. Cela constitue un processus de destruction important pour les tourbières dont le temps de reconstitution est de l'ordre de plusieurs siècles.

IV-4-2- Les processus de dégradation

- **Pollution agricole (engrais et pesticides)**

Les intrants agricoles (nitrates, phosphates) et les pesticides sont véhiculés après lessivage au sein des zones humides. Ils sont à l'origine des phénomènes d'eutrophisation et d'intoxication.

- **Pollution industrielle**

Ces pollutions concernent les rejets accidentels ou chroniques d'hydrocarbures, de produits chimiques toxiques (dont les métaux lourds tels que le plomb, le mercure...) ou de matières en suspension. Par ailleurs, la pollution thermique principalement liée aux rejets d'eau de refroidissement des centrales nucléaires induit des changements dans les communautés végétales et animales.

- **Intensification de la pisciculture**

Dans les régions d'étangs, l'intensification piscicole s'est largement accrue depuis une dizaine d'années. Elle consiste en l'apport de fertilisants ou d'amendements, l'emploi de désherbants, la réalisation d'un faucardage intempestif, l'enrichissement des eaux en substances nutritives pour les poissons et la rectification des berges. Elle peut se traduire par une dégradation majeure du fonctionnement écologique, de la qualité biologique et paysagère des étangs, de la qualité des eaux à l'exutoire...

- **Curage, seuils et recalibrages de cours d'eau**

Les objectifs poursuivis sont essentiellement la lutte contre les crues et l'assainissement agricole. Ces travaux entraînent des modifications importantes des habitats et de la composition biologique ainsi que du fonctionnement écologique des cours d'eau et des zones humides annexes.

- **Boisements (popiculture) en prairies humides**

Ces plantations menacent avant tout les prairies humides et les marais tourbeux de fond de vallée. Elles entraînent des modifications écologiques d'autant plus profondes qu'elles sont menées de façon intensive (destruction de milieux à fort potentiel biologique, épuisement des sols, appauvrissement considérable de la faune et de la flore, assèchement par abaissement de la nappe d'eau...) et paysagères tout en étant favorisées par des politiques publiques de soutien financier, d'exonérations fiscales, d'encadrement et d'incitation techniques.

- **Boisements de résineux dans les landes humides et tourbières**

Ils s'accompagnent souvent d'un drainage préalable par creusement de fossés. Ces boisements sont encouragés par des incitations fiscales et des soutiens financiers à la plantation.

- **Aménagements cynégétiques ou piscicoles**

Ils se manifestent par la création de plans d'eau entraînant la destruction des prairies humides, de tourbières et de milieux balustres, ainsi que par des aménagements hydrauliques ayant pour conséquences la variation artificielle des hauteurs d'eau au cours de l'année, la modification de la salinité et de la qualité des eaux...

- **Prélèvements d'espèces et d'eau**

La pression cynégétique maintient les populations de nombreuses espèces à un niveau inférieur au potentiel des milieux par l'accroissement des prélèvements et du dérangement intempestif.

Les prélèvements d'eau pour les besoins de l'agriculture, de l'industrie (centrales nucléaires, industries de papeterie...) et l'alimentation en eau potable ont un impact certain sur le fonctionnement hydrologique des zones humides et le niveau des nappes phréatiques.

Globalement, les phénomènes de destruction et de dégradation des zones humides se sont accélérés ces dix dernières années, et il apparaît que cette tendance sera difficile à inverser. Il est plus que jamais urgent d'agir.

Matériel et méthodes

I- Les principales zones humides de Jijel

La position géographique de Jijel, sa configuration physique et la nature de son climat lui confèrent d'importantes zones humides, qui font partie des ressources les plus précieuses sur le plan de la diversité biologique.

Selon Mayache et collaborateurs (2008), l'éco-complexe de zones humides de la wilaya de Jijel (Nord-Est de l'Algérie) renferme un nombre appréciable de zones humides dont les plus importantes sont:

- Lac de Béni-Bélaïd, 46 ha ;
- Marais Ghedir Beni Hamza (El-Kennar), 10 ha ;
- Marais Ghedir El Mardj (Taher), 08 ha ;
- Ghedir Mellala
- Les barrages :
 - Barrage Erraguène (capacité de 100 millions de M³) ;
 - Barrage El Agrèm « Chadia » (capacité de 35 millions de M³) ;
 - Barrage Kessir « El-Aouana » (capacité 47 Mm³/an) ;
 - Barrage de Bousiaba « El-Milia » (capacité 134 Mm³/an) ;
 - Barrage Tabellout « Djimla » (capacité 151 Mm³/an) ;
- Les retenues collinaires :
 - Chekfa (3) ;
 - Taher (2) ;
 - El- Aouana (1) ;
 - Settara (1) ;
 - Jijel (2) ;
 - Emir Abdelkader (3).

Le marais de Redjla est la zone humide qui fait l'objet de notre étude et connu sous le nom de Ghedir El-Mardj.

II- Présentation de la zone d'étude

II-1- Présentation de la région de Taher

Le cadre retenu pour notre étude est la petite région de Taher qui fait partie de la zone septentrionale centrale de la wilaya de Jijel. Elle recouvre sur le plan administratif 5 communes, qui sont avec Taher celles d'Emir Abdelkader, Oudjana, Chahna et Boussif Ouled Askeur.

La commune de Taher (36°46' 00''N, 5°54'00''E) est un petit territoire littoral d'un seul tenant limité au nord par la mer méditerranée, au sud par la commune d'Oudjana et Chahna.

A l'ouest nous avons la commune d'El-Emir Abdelkader alors qu'à l'est c'est les communes de Chekfa et El-Kennar.

Ce territoire qui se situe à la périphérie de la ville de Jijel compterait en 2008 une population de 157.055 habitants, soit 24,82 % de la population totale de la wilaya. Sa superficie est de 224,4 km² soit 9,35 % de la superficie totale de la wilaya. La densité la population est de l'ordre de 699 hts / km² (Bougassa, 2009).

II-2- Présentation du Marais

II-2-1- Situation géographique du Marais

Le marais de Ghedir EL-Mardj est situé au Nord-Est de la wilaya de Jijel dans la commune de Taher. Il est localisé dans la région de Redjla à 4 Km de Taher et à 2 Km de Bazoul.

Il est constitué de 3 parties : le marais proprement dit, dont la superficie est de 2 ha en période d'été et deux bras de 6 ha (3 ha chacun) observés en période d'hiver.

Il est limité au Nord par des habitations et des cultures sous serres, à l'Ouest par une colline et au Sud-Ouest par l'agglomération de T'hare.

La partie orientale est bordée par la route qui relie le village de Bazoul à la ville de Taher, tandis que la partie Sud-Est est caractérisée par la présence d'habitations, de fermes et de cultures sous serres (figure 02) (Anonyme, 2007).

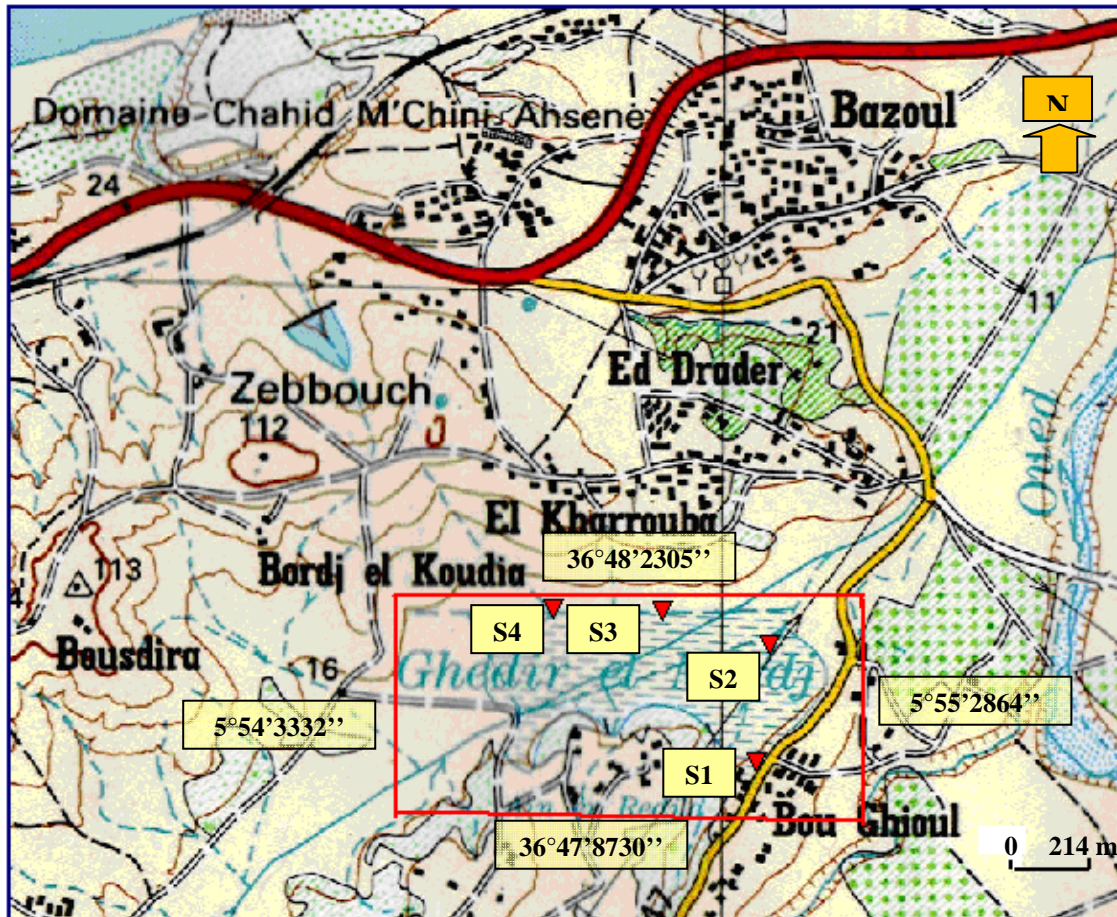


Figure 02: Carte topographique du marais de Redjla (INC, 1989).

S1: Station 1, **S2:** Station 2, **S3:** Station 3, **S4:** Station 4.

S1: 36°47'9876'' N; 5°55'0702'' E

S2: 36°48'1488'' N; 5°55'0985'' E

S3: 36°48'2066'' N; 5°54'8802'' E

S4: 36°48'2100'' N; 5°54'654'' E

II-2-2- Structure socio-économique

La vocation socio-économique de cette région est principalement agricole, elle est caractérisée en particulier par la culture maraîchère et arboricole. Elle s'étend sur une superficie agricole totale (SAT) de l'ordre de 148 ha, où la superficie agricole utilisable (SAU) est de 120 ha. Ces 120 ha sont repartis entre ; une superficie en sec de 35 ha et une superficie irriguée (SI) de 85 ha répartie comme suit : les cultures sous serres représentent 25 ha, les cultures maraichères 18.70 ha et l'arboriculture 41.30 ha. Le nombre d'exploitant est de 105 (Anonyme, 2011).

La population qui se trouve sur la zone d'étude est disséminée le long du marais dans quelques hameaux. La plupart des habitants sont des agriculteurs possédant des fermes et des serres. Ils utilisent pour leur cultures des produits chimiques tel que les fertilisants et les engrais afin d'augmenter et d'améliorer le rendement agricole. Ces produits sous l'effet de pluie et de

ruissellement s'infiltrant dans le sol et rejoignent le marais. L'élevage du bétail est limité aux élevages familiaux de chèvres, de moutons et quelques bovins qui pâturent tout autour du marais. Ils se nourrissent de la végétation et des eaux de celle-ci.

Avant 1994, tous les effluents domestiques et les rejets d'eaux usées provenant d'agglomérations de la région ont été rejetés dans Chaabet Tassift et dans le marais de Redjla puis la commune a construit un réseau d'assainissement pour collecter ces rejets, il provient de la ville de Taher, passe par la partie Ouest du marais et se déverse dans Oued Nil (Anonyme, 2007). Entre autre, le marais reçoit les déchets ménagers et les ordures rejetés par les habitants de la région.

II-2-3- Réseau hydrographique

Le réseau hydrographique de la région est constitué par deux Oueds principaux :

- Oued Nil : qui coule de la partie Sud-Est et se déverse dans la mer. Il se trouve à 5 Km du marais de Redjla.
- Oued Boukraa : qui coule de la partie Sud-Est également et se jette dans Oued Nil.

Un autre cours d'eau de la région est celui de Chaabet Tassift qui prend sa source de la région Sud-ouest, traverse le marais et se déverse dans Oued Nil. Nous rencontrons aussi dans la région, des puits qui se situent au bord de la route au sud du marais. Ces derniers contribuent à l'alimentation en eau de toute la population de la région. Le marais de Redjla est cependant alimenté par les eaux de pluies et par les eaux de la nappe phréatique. Sa profondeur maximale ne dépasse pas 3m. Une relation directe s'établit entre les eaux de surface et les eaux souterraines ; les eaux de surfaces s'infiltrant et pénètrent dans les sous-sols pour former les eaux souterraines et transportent une quantité considérable des substances polluantes et de ce fait affecte la qualité des eaux souterraines (Jackson, 1986).

II-2-4- Géologie et pédologie

La région de Taher appartient au bassin néogène marin de Jijel. Il est constitué de dépôts datant du mi-pliocène (tertiaire) et constitués par des marnes, des argiles, des calcaires et de dépôts actuels (quaternaire) qui correspondent aux sables dunaires, aux dépôts de terrasses alluviales et à des dépôts sur les versants (éboulis de blocs et conglomérats ...) (Bougassa, 2009). Le marais de Redjla est situé sur des Massifs d'origine ancienne, Massifs de roches métamorphiques (schistes, micaschistes et de gneiss).

Du point de vue lithologique, on distingue des apports d'alluvions d'argiles, de limons, de sable fin et grossier, des apports d'alluviales récentes supérieures et des apports d'alluviales récentes inférieures. Le sol est formé par des matériaux transportés et déposés par l'eau, il est caractérisé par une structure massive, une texture homogène, une grande porosité, une bonne aération superficielle et d'importantes quantités de matières organiques (Anonyme, 2007).

II-2-5- Climatologie

La région de Taher fait partie de la zone littorale. Son climat est sous influence maritime. Les étés secs et tempérés, et les hivers doux et humides.

❖ Eléments du climat et sources de données

La description du climat tient principalement compte de certains paramètres essentiels, telle la température, les précipitations, le régime des vents et l'humidité. Pour caractériser le climat de notre zone d'étude nous avons tenu compte des données de la station météorologique la plus proche et possédant les mêmes conditions oro-topographique, nous avons choisi pour cela celle de Taher (Office National de la Météorologie O.N.M). Les données climatiques qui nous ont été fournies portent sur une période de référence allant de 1989 à 2009, soit une durée de 21 ans.

II-2-5-1- Les précipitations

La pluie est un facteur climatique très important qui conditionne l'écoulement saisonnier et influence directement le régime des cours d'eau ainsi que celui des nappes aquifères.

L'examen du tableau N°1, ci-dessous, montre que les précipitations les plus élevées sont enregistrées durant l'hiver et que les minimums sont observés en été.

Les mois les plus pluvieux sont : Décembre (194.89 mm), Novembre (151.32 mm) et Janvier (134.20 mm) ; ce qui produit une augmentation du niveau de l'eau dans le marais et une dilution des éléments chimiques pendant cette période d'hiver. Par contre, les moins pluvieux sont : juillet (3.26 mm), Août (12,45 mm) et Juin (12.70 mm), ce qui produira une évaporation rapide de ce dernier en cette période d'été.

Tableau 01 : Moyennes mensuelles des précipitations en mm [1989-2009] (O.N.M).

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc
P(mm)	134.20	101.49	81.8	88.81	50.39	12.70	3.26	12.45	62.79	83.97	151.32	194.89

P : moyennes mensuelles des précipitations en mm.

II-2-5-2- La température

La température est un facteur écologique important du milieu (Gaujous, 1995). Elle constitue avec les précipitations, l'élément du climat le plus couramment relevé. Elle influe beaucoup sur les conditions générales de développement et de croissance des êtres vivants.

Le tableau N°02 nous indique que la zone d'étude est caractérisée par un climat doux en hiver et chaud en été. Ces caractéristiques indiquant un climat méditerranéen.

La T° maximale est enregistrée pendant le mois d'août avec une valeur de 26.15 °C. Par contre la température la plus basse, est de 11.41 °C enregistrée pendant le mois de janvier. Les autres mois présentent des températures intermédiaires (15.30 à 20.30 °C).

Ces caractéristiques de la température, d'un point de vue hydrochimique, nous indiquent que pendant la période d'été, les valeurs élevées de la température vont provoquer une évaporation accrue de l'eau ce qui conduit à une augmentation de la concentration des éléments chimiques dans le marais.

Tableau 02 : Moyennes mensuelles des températures [1989-2009] (O.N.M).

Mois	Jan	Fév	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Déc
T(°C)	11.41	11.74	13.60	15.30	18.75	22.52	25.20	26.15	23.67	20.30	15.69	12.76

T : moyennes mensuelles des Températures en °C.

II-2-5-3- Le diagramme ombro-thermique

Le diagramme ombro-thermique de Gaussen nous permet d'évaluer l'intensité et la durée de la période de sécheresse, il est construit en portant en abscisse les mois et en ordonnée les précipitations moyennes mensuelle (P) sur un axe et la température moyenne mensuelle (T) sur un autre axe où l'échelle des précipitations est double de celle de la température ($P = 2T$) (Frontier et Pichod, 1998; Dajoz, 2006).

Un mois sera dit biologiquement sec si la pluviosité moyenne (P), exprimée en mm, est égale ou inférieure au double de la température moyenne (T) exprimée en degrés Celsius ($P \leq 2T$). La lecture est faite directement sur le graphique. La saison sèche apparaît quand la courbe des précipitations passe en dessous de la courbe des températures.

D'après le graphique qui suit, la région de Taher présente une période sèche qui s'étale du mois de Mai jusqu'au mois de septembre, soit quatre mois ; et une période humide qui s'étale du mois de septembre au mois de Mai, soit huit mois.

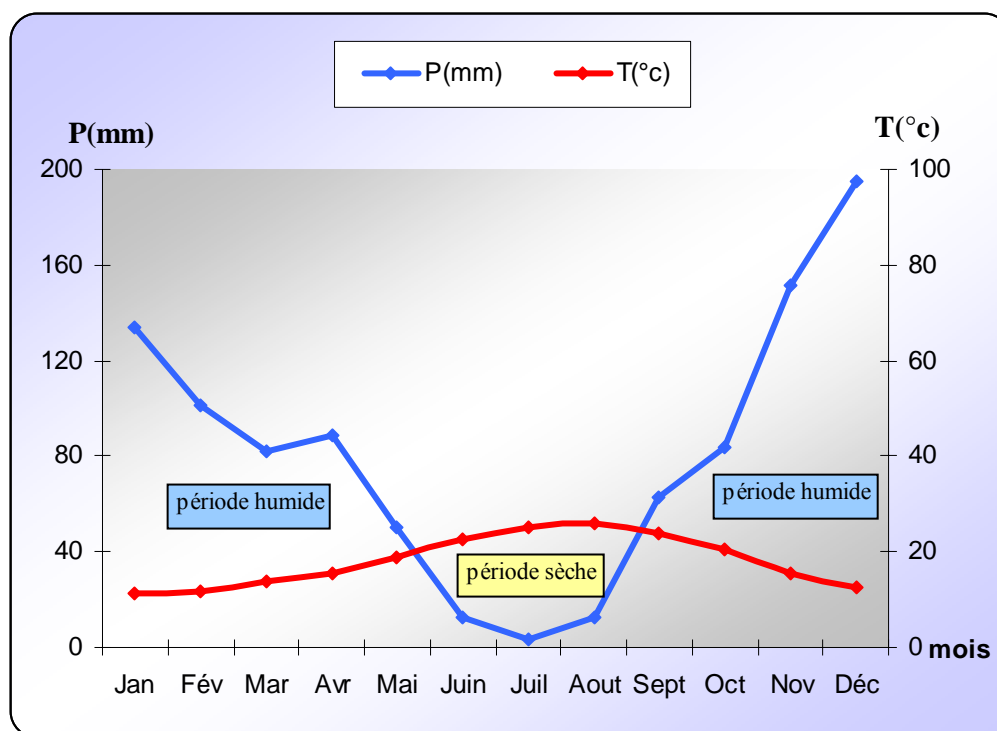


Figure 03: Diagramme ombro-thermique de Gausson pour la région de Taher (1989-2009).

II-2-5- Faune et flore

II-2-5-1- La flore

Parmi les espèces végétales rencontrées dans le marais de Redjla, on peut citer:

Tableau 03 : Check-list des espèces végétales du marais de Ghedir El Mardj, Redjla, Jijel (Communication personnelle; Bouldjedri et Mayache, 2011)

N°	Espèces	N°	Espèces
01	<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	13	<i>Lemna minor</i> L.
02	<i>Alternanthera sessilis</i> (L.) R.Br.	14	<i>Mentha pulegium</i> L.
03	<i>Anagallis arvensis</i> L.	15	<i>Mentha rotundifolia</i> L.
04	<i>Bolboschoenus glaucus</i> (Lam.) S.G. Smith.	16	<i>Oenanthe aquatica</i> L.
05	<i>Carex vulpina</i> L.	17	<i>Paspalum distichum</i> L.
06	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	18	<i>Picris echioides</i> L.
07	<i>Cynodon dactylon</i> L.	19	<i>Polygonum salicifolium</i> L.
08	<i>Cyperus erograstis</i> L.	20	<i>Potamogeton pectinatus</i> L.
09	<i>Cyperus longus</i> L.	21	<i>Potentilla reptans</i> L.
10	<i>Daucus carota</i> L.	22	<i>Rumex palustris</i> L.
11	<i>Dipsacus fullonum</i> L.	23	<i>Rubus ulmifolius</i>
12	<i>Equisetum ramosissimum</i> Desf.	24	<i>Scirpus palustris</i> L.

Suite Check-list des espèces végétales du marais de Ghedir El Mardj, Redjla, Jijel

N°	Espèces	N°	Espèces
25	<i>Eryngium burgatii</i> L.	30	<i>Sparganium erectum</i> L.
26	<i>Phragmites australis</i>	31	<i>Trifolium repens</i> L.
27	<i>Galactites tomentosa</i> Moench	32	<i>Typha domingensis</i> (Pers.) Poir. ex Steud.
28	<i>Juncus acutus</i> L.	33	<i>Xanthium strumarium</i> L.
29	<i>Iris pseudacorus</i> L.		

II-2-5-2- La faune

L'inventaire de la faune a montré la présence d'espèces de mammifères, d'amphibiens, reptiles et certaines espèces d'odonates, on peut citer plusieurs espèces représentées dans le tableau 04.

Tableau 04 : Check-list de l'avifaune aquatique du marais de Ghedir El Mardj, Redjla, Jijel (Communication personnelle; Bouldjedri et Mayache, 2011).

N°	Espèces	N°	Espèces
01	Grèbe castagneux.	18	Fuligule milouin.
02	Grèbe huppé.	19	Poule d'eau.
03	Grand Cormoran.	20	Foulque macroule.
04	Blongios nain.	21	Poule sultane.
05	Héron garde-bœuf.	22	Avocette élégante.
06	Héron cendré.	23	Petit gravelot.
07	Héron pourpré.	24	Grand gravelot.
08	Aigrette garzette.	25	Vanneau huppé.
09	Cigogne blanche.	26	Bécasseau minute.
10	Canard colvert.	27	Bécasseau variable.
11	Canard souchet.	28	Bécassine des marais.
12	Canard pilet.	29	Chevalier arlequin.
13	Canard siffleur.	30	Chevalier gambette.
14	Canard chipeau.	31	Goéland leucophé.
15	Sarcelle d'hiver.	32	Mouette rieuse.
16	Sarcelle d'été.	33	Guifette noire.
17	Fuligule nyroca.	34	Martin pêcheur.

III- Echantillonnage et technique de prélèvement

L'échantillonnage est la première, et l'une des plus importantes étapes ; son rôle est d'assurer la représentativité de l'échantillon étudié. La reconnaissance des caractéristiques du milieu permet de fixer le nombre d'échantillons à prélever, l'espace le plus représentatif. Il y aura toujours l'intérêt à ce qu'il soit le plus détaillé possible et accumuler un maximum d'informations avant d'entamer les étapes ultérieures de la démarche.

III-1- Choix des stations de prélèvement et leur situation géographique

Dans le but d'évaluer le degré de la pollution au niveau du marais, une campagne de prélèvement a été réalisée le 03/04/2011.

Pour avoir une représentation adéquate des apports en polluants, un parcours sur le terrain d'étude était nécessaire. Les stations de prélèvement ont été choisies en fonction des sources de pollution possible et du cortège floristique, une prospection préliminaire réalisée sur le site nous a permis de choisir quatre stations (figure 04).



Figure 04: Photo Satellite de la situation géographique des stations de prélèvement (Google Earth, 2007).

➤ **Station 01**

Cette première station est située au secteur Sud de la mare, et reçoit continuellement les effluents de la station de lavage automobile, on y trouve aussi des déchets domestiques. Sa pente est faible et sa végétation est de type : herbacé, arbustive et arboré. On y rencontre : *phragmites australis*, *Iris pseudacorus L.*



Figure 05: photos de la station 01

➤ **Station 02**

Cette station est située dans le secteur Nord-Est de la mare, loin de tout rejets (ménagers, eaux usées, ..). Toutefois, une contamination par les eaux de ruissellement charriant des déchets domestiques et agricoles ne peut être écartée. Cette station à couvert herbacé a une pente très faible. On y rencontre : *Sparganium erectum L.*



Figure 06: photos de la station 02

➤ **Station 03**

Cette station est située dans le secteur Nord de la mare, elle est caractérisée par une importante activité agricole et par l'élevage ; cependant le tuyau de canalisation des eaux usées de la région de Taher passe à proximité de cette station. On y rencontre : *Cyperus longus L.*, *Juncus acutus L.*



Figure 07: photos de la station 03

➤ Station 04

Cette station est située au Nord-Ouest de la mare, elle reçoit les eaux usées prévenant des habitations proches, également, le tuyau de canalisation des eaux usées de la région de Taher passe à sa proximité.

On y rencontre : *Alisma plantago-aquatica* L., *Scirpus palustris* L.



Figure 08: photos de la station 04

III-2- Prélèvement des échantillons

III-2-1- Prélèvement de l'eau

Le prélèvement d'un échantillon d'eau est une opération délicate à laquelle le plus grand soin doit être apporté. L'échantillon doit être homogène, représentatif et obtenu sans modifier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau (Rodier et al., 2009).

III-2-1-1- Flaconnage de prélèvement

L'eau à analyser a été prélevée, dans des flacons en polyéthylènes haute densité (PEHD) avec des bouchons en téflon, pour chaque station on prélève trois flacons.

Pour le dosage des éléments traces métalliques, les flacons sont rincés à l'acide nitrique 10%, puis rincés abondamment avec l'eau distillée, égouttés, fermés, mais non séchés. Les flacons destinés au dosage du phosphate, nitrates, nitrites, la demande chimique en oxygène, et la demande biologique en oxygène ; sont nettoyés par l'acide sulfurique (Rodier et al., 2009).

Au moment du prélèvement, les flacons sont de nouveau rincés 3 fois avec de l'eau à analyser, puis remplis jusqu'au bord, fermés de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport. Les flacons sont plongés à une certaine distance du fond (50cm) et de la surface, assez loin des rives ou des bords ainsi que des obstacles naturels ou artificiels, en dehors des zones mortes ou des remous, et en évitant la remise en suspension des dépôts (Rodier et al., 2009).

III-2-1-2- Transport et Conservation des échantillons

Pour empêcher une prolifération microbienne les échantillons prélevés sont mis directement dans une glacière (emballage isotherme) et ramenés immédiatement au laboratoire afin d'être analysés rapidement.

Les échantillons destinés aux dosages de certains éléments (métaux, nitrites, nitrates, phosphore) ont été acidifiés à $\text{pH} < 2$ et ils sont ensuite stockés dans le réfrigérateur afin de ralentir les actions chimiques et les activités biologiques (Rodier et al., 2009).

III-2-2- Prélèvement du sol

Les prélèvements se font à 20 cm de profondeur, couche à laquelle se réfèrent les valeurs indicatives de la plupart des pays (OFEFP, 1989; Baize, 1997a).

III-2-2-1- Technique de prélèvement

Les métaux lourds se rencontrent dans le sol sous forme de traces et présentent de fortes variations de concentrations (OFEFP, 1989). Il est donc important que les échantillons soient toujours prélevés de la même manière avec le même instrument. Il faut éviter les instruments en acier inoxydable, nickelés, laqués. Pour cette raison, on a utilisé une tarière en fer.

III-2-2-2- Conditionnement et transport d'échantillons

Les prélèvements sont mis directement dans des sacs en plastique. Le conditionnement en plastique est obligatoire pour les métaux et pour les produits minéraux parce qu'il n'est pas sensible aux contaminations externes (poussière, humidité.).

La quantité prélevée est de l'ordre de 1kg, quantité suffisante pour l'analyse et la mise en réserve pour d'éventuelles répétitions et stockage. L'identification des échantillons est nécessaire pour éviter les risques de confusion.

III-2-2-3- Préparation des échantillons

La préparation des échantillons est nécessaire pour le rendre représentatif à l'analyse. Une fois au laboratoire les échantillons ont été séchés à l'air libre, à température ambiante, à l'abri de la lumière solaire directe pour limiter l'évolution biologique, assurer la conservation des échantillons à moyen et à long terme.

Les échantillons, ensuite, ont été homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2 mm pour obtenir un échantillon homogène, puis stockés dans des boîtes en polyéthylène ayant préalablement subi le schéma classique de conditionnement avant l'utilisation (lavage, séjour dans l'acide, rinçage à l'eau distillée puis séchage).

III-2-3- Prélèvement des plantes

III-2-3-1- Choix du matériel végétal

Le choix de ces espèces se justifie par leur abondance dans la région d'étude. Les sept espèces choisies sont : *Alisma plantago-aquatica* L., *Cyperus longus* L., *Scirpus palustris* L., *Sparganium erectum* L., *Phragmites australis*, *Juncus acutus* L. et *Iris pseudacorus* L.

L'analyse des plantes est portée sur les deux parties : partie aérienne (tiges et feuilles) et partie souterraine (racines).

III-2-3-1-1- *Alisma plantago-aquatica* L.

III-2-3-1-1-1- Systématique

Règne : *Plantae*

Sous-règne : *Tracheobionta*

Division : *Magnoliophyta*

Classe : *Liliopsida*

Sous-classe : *Alismatidae*

Ordre : *Alismatales*

Famille : *Alismataceae*

Genre : *Alisma*

Espèce : *Alisma plantago-aquatica* L.

Nom commun : Plantain d'eau.



Figure 09: *Alisma plantago-aquatica* L.

III-2-3-1-1-2- Habitat

Plante assez fréquente dans les mares, endroits très humides, bord des eaux, mares, fossés.

III-2-3-1-1-3- Description botanique

Plante vivace de 10 cm à 1 mètre, glabre, à souche bulbeuse ; tige nue, dressée, raide ; feuilles toutes radicales, longuement pétiolées, ovales-lancéolées, en cœur ou arrondies à la base, à 6-7 nervures ; fleurs blanches ou rosées, petites, en verticilles espacés formant une particule pyramidale ; pétales 2-3 fois plus grands que les sépales ; carpelles nombreux, ovales obtus, très serrés, très comprimés, à 1-2 sillons sur le dos, verticillés sur 1 rang sur un réceptacle plan ; fruits indéhiscents de 2-3 mm, péricarpe latéral épaissi, opaque (Tela Botanica, 2011).

III-2-3-1-2- *Cyperus longus* L.**III-2-3-1-2-1- Systématique**

Règne : *Plantae*

Sous-règne : *Tracheobionta*

Division : *Magnoliophyta*

Classe : *Liliopsida*

Sous-classe : *Commelinidae*

Ordre : *Cyperales*

Famille : *Cyperaceae*

Genre : *Cyperus*

Espèce: *Cyperus longus* L.

Nom commun: souchet long,
souchet odorant.



Figure 10: *Cyperus longus* L.

III-2-3-1-2-2- Habitat

Cyperus longus L. se plaît au sein des zones marécageuses, humides, les pâtures, et les bords des chemins.

III-2-3-1-2-3- Description botanique

Plante vivace de 40 cm à 1 mètre, verte et glabre, à souche traçante aromatique ; tiges raides, triquêtes ; feuilles très longues, larges de 4-10 m., carénées, scabres ; inflorescence en ombelle à nombreux rayons grêles longs inégaux, dépassée par 3 longues feuilles ; épillets brun rougeâtre, linéaires, longs de 10-20 mm sur 1 1/2, rapprochés en éventail en fascicules courts ; axe ailé ; écailles densément imbriquées, obtuses, pluri nervées, pâles aux bords ; 3 étamines et stigmates ; akène trigone, trois fois plus court que l'écaille (Tela Botanica, 2011).

III-2-3-1-3- *Scirpus palustris* L.**III-2-3-1-3-1- Systématique**

Règne : *Plantae*

Sous-règne : *Tracheobionta*

Division : *Magnoliophyta*

Classe : *Liliopsida*

Sous-classe : *Commelinidae*

Ordre : *Cyperales*

Famille : *Cyperaceae*

Genre : *Scirpus*

Espèce: *Scirpus palustris* L.

(*Heleocharis palustris* R.Br.)

Nom commun : Scirpe des marais,

Héléocharis des marais.



Figure 11: *Scirpus palustris* L.

III-2-3-1-3-2- Habitat

Commune dans les marais, les prairies humides et aux bords des eaux.

III-2-3-1-3-3- Description botanique

Plante vivace de 20-80 cm, glabre, à rhizomes épais longuement rampants ; tiges assez robustes, simples, dressées, cylindriques-comprimées, munies à la base de 1-2 gaines tronquées presque horizontalement ; épillet long de 8-20 mm, brun, oblong, multiflore, terminal, dressé ; écailles obtuses ou subaiguës, les 2 inférieures stériles n'embrassant chacune que la moitié de la base de l'épi ; 2 stigmates ; 4-6 soies scabres, dépassant l'akène jaunâtre, obovale-comprimé à bords obtus, lisse, couronné par un mamelon conique (Tela Botanica, 2011).

III-2-3-1-4- *Sparganium erectum* L.

III-2-3-1-4-1- Systématique

Règne : *Plantae*

Sous-règne : *Tracheobionta*

Division : *Magnoliophyta*

Classe : *Liliopsida*

Sous-classe : *Commelinidae*

Ordre : *Typhales*

Famille : *Sparganiaceae*

Genre : *Sparganium*

Espèce : *Sparganium erectum* L.

Nom commun : Rubanier d'eau, Rubanier ramifié.



Figure 12: *Sparganium erectum* L.

III-2-3-1-4-2- Habitat

Le rubanier est une plante marécageuse ou aquatique, de bords d'eau, il pousse dans les eaux peu profondes. Il supporte bien d'être 5 à 10 cm sous le niveau de l'eau.

III-2-3-1-4-3- Description botanique

Vivace vigoureuse, de 0,50-2 m; racines latérales sur les entre-nœuds des rosettes feuillées. Stolons tortueux, coriaces, à écailles brun noirâtre, non enracinées. Tige cylindrique, lisse, se développant à la floraison et portant un petit nombre de Feuilles courtes, planes. Feuilles des rosettes encastrées, triquètres, 1,5 m. Glomérules en épis très ramifiés ; les femelles donnant une boule dense de 15-18 mm, paraissant hérissée par le bec de chaque fruit. Graines ridées.

III-2-3-1-5- *Phragmites australis*

III-2-3-1-5-1- Systématique

Règne : *Plantae*

Sous-règne : *Tracheobionta*

Division : *Magnoliophyta*

Classe : *Liliopsida*

Sous-classe : *Commelinidae*

Ordre : *Cyperales*

Famille : *Poaceae*

Genre : *Phragmites* Adans.

Espèce : *Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud.

Nom commun : Roseau commun.



Figure 13: *Phragmites australis*

III-2-3-1-5-2- Habitat

Phragmites australis est une plante commune dans les marais, au bord des étangs et des cours d'eau (rivières, canaux, roubines). On le trouve sur des sites qui sont inondées de façon saisonnière avec pas plus de 50 cm d'eau. Il pousse sur des sols de textures d'argileuse au limoneuse sableuse et est peu tolérante des conditions salines ou alcalines.

III-2-3-1-5-3- Description botanique

Phragmites australis est une herbe vivace, forme souvent de vastes peuplements, lorsque les conditions sont appropriées, il peut atteindre une taille de 5 m.

Les tiges sont dressées, rigides, lisses et creuses, peuvent être à peu près 2,5 cm de diamètre et de 2 à 4m de haut, se terminant par un dense, de 30 cm panicule. Les feuilles engainant la tige, sont

très grandes et pointues et sont surtout 25-50cm de long et 1-5cm de large, perpendiculaires à la tige et ont des nervures parallèles. Elles sont caduques l'hiver. L'inflorescence d'une couleur brun-violet-argenté, est très grande (10 à 30 cm) et en forme de plumeau. Elle est fixée et enracinée par un rhizome profondément ancré dans la vase (50 à 130 cm ou plus) (Gucker, 2008).

III-2-3-1-6- *Juncus acutus* L.

III-2-3-1-6-1- Systématique

Règne : *Plantae*

Sous-règne : *Tracheobionta*

Division : *Magnoliophyta*

Classe : *Liliopsida*

Sous-classe : *Commelinidae*

Ordre : *Juncales*

Famille : *Juncaceae*

Genre : *Juncus*

Espèce : *Juncus acutus* L.

Nom commun : Jonc piquant.



Figure 14: *Juncus acutus* L.

III-2-3-1-6-2- Habitat

Elle pousse dans toutes sortes de sols, allant des zones inondées aux zones sèches comme les dunes en passant par les prairies et les forêts de plaine, les zones ripariennes, les zones humides d'eau douce ou salée.

III-2-3-1-6-3- Description botanique

C'est une plante vivace brun vert qui peut atteindre 1,5 mètre de haut. Les racines partent de rhizomes courts et robustes.

Les tiges et les feuilles partent de la base à des angles différents donnant à la plante un aspect globuleux. Les feuilles engainent les tiges florales et se terminent par une pointe aiguë rigide. Les tiges florales font de 2 à 4 millimètres de diamètre et 4 à 13 cm de long et émergent de la base de la plante. Elles ont chacune de 1 à 6 fleurs. Chaque fleur a 6 étamines et de longues bractées de 4 à 25 centimètres de long qui se terminent par une pointe rigide. Les fleurs sont hermaphrodites et sont pollinisées par le vent. Les fruits sont des capsules ovales marron à 3 loges de 4 à 6 millimètres de diamètre. Les graines allongées et brunes font de 1,2 mm à 2 mm de long et ont une queue à chaque extrémité (USDA, 2012).

III-2-3-1-7- *Iris pseudacorus* L.**III-2-3-1-7-1- Systématique**

Règne : *Plantae*

Sous-règne : *Tracheobionta*

Division : *Magnoliophyta*

Classe : *Liliopsida*

Sous-classe : *Liliidae*

Ordre : *Liliales*

Famille : *Iridaceae*

Genre : *Iris*

Espèce : *Iris pseudacorus* L.

Nom commun : Iris des marais, Iris jaune,
Iris faux acore.



Figure 15: *Iris pseudacorus* L.

III-2-3-1-7-2- Habitat

L'iris des marais se développe à merveille dans les lieux humides : fossés, mares, étangs, marécages, cours d'eau, ceinture de roseaux. Il est parfois associé aux laïches et carex, toujours en eaux peu profondes. Peu exigeant quant à son exposition, l'iris se développe cependant mieux à la chaleur et à la lumière.

III-2-3-1-7-3- Description botanique

L'iris des marais est une plante herbacée vivace à port dressé. Il se caractérise par une tige cylindrique et des feuilles vertes en forme de glaive larges de 10 à 30 mm. En touffe, il atteint facilement des hauteurs d'un mètre et plus.

Les fleurs (7-10 cm) d'un jaune vif peuvent être au nombre de 4 à 12 sur une seule plante; composées de trois grands pétales extérieurs, trois intérieurs de plus petites tailles et aussi trois très petits pédicelles ressemblant à des pétales.

Les fruits sont en forme de capsules à trois compartiments, tombent à l'eau, flottent et sont emportés par les eaux. Les graines peuvent flotter durant 12 mois sur l'eau tout en gardant leur pouvoir germinatif. La plante peut également se reproduire par leurs rhizomes (racines) (Wikipedia, 2011).

III-2-3-2- Technique de prélèvement

Les échantillons de plantes sont collectés en évitant d'abimer les racines lors de la collecte.

III-2-3-3- Préparation des échantillons

Les plantes sont lavées délicatement avec de l'eau de robinet puis à l'eau déminéralisée, découpées manuellement en deux parties : (tiges + feuilles) et racines. Ensuite, les deux parties de chaque plante sont mis à sécher dans une étuve à 105°C pendant 48h. Une fois séchées, les plantes sont broyées à l'aide d'un broyeur électrique jusqu'à l'obtention d'une poudre fine, puis conservées dans des sachets hermétiquement fermés.

IV- Méthodes de mesures et d'analyses

IV-1- Analyses chimiques de l'eau

IV-1-1- Mesures sur terrain

La température, le pH, la conductivité électrique et l'oxygène dissous ont été mesurés *in situ*, en utilisant un multi-paramètre de type : Consort C₅₆₁.

En effet, ces paramètres sont très sensibles aux conditions du milieu et susceptible de varier dans des proportions importantes s'ils ne sont pas mesurés *in situ*.

IV-1-2- Analyse au laboratoire

Les échantillons des eaux sont analysés au laboratoire en se référant aux méthodes d'analyse chimique décrites par (Rodier et al., 2009).

IV-1-2-1- Dosage des orthophosphates (méthode par spectrophotométrie d'absorption moléculaire)

En milieu acide et en présence de molybdate d'ammonium, les ions orthophosphates donnent un complexe phosphomolybdique, qui, après réduction par l'acide ascorbique, développe une coloration bleue susceptible d'un dosage spectrométrique. Le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double d'antimoine et de potassium.

IV-1-2-2- Dosage des nitrates (NO₃⁻) (méthode par spectrophotométrie d'absorption moléculaire)

En présence de salicylate de sodium, les nitrates donnent du paranitrosalicylate de sodium, coloré en jaune et susceptibles d'un dosage spectrophotométrique.

IV-1-2-3- Dosage des nitrites (NO_2^-) (méthode au réactif de Zambelli)

Dans un milieu chlorhydrique, l'acide sulfanilique en présence d'ion ammonium et de phénol, forme avec les ions NO_2^- un complexe coloré en jaune dont l'intensité est proportionnelle à la concentration en nitrites.

IV-1-2-4- Demande biochimique en oxygène (DBO) (technique respirométrique)

Cette technique présente un avantage important par rapport à la technique classique de dilution ; elle permet en effet d'être renseigné en continu grâce à un enregistrement cumulé de la DBO_5 , ce qui donne des précisions intéressantes sur les cinétiques des réactions.

IV-1-2-5- Demande chimique en oxygène (DCO) (méthode à petite échelle en tube fermé)

La méthode ST-DCO (méthode à petite échelle en tube fermé) utilise le même principe que la méthode classique en système ouvert: les matières oxydables dans l'eau sont oxydées quantitativement par une quantité connue et en excès de bichromate de potassium en présence d'acide sulfurique, de sulfate d'argent (catalyseur) et de sulfate de mercure (II) (complexant des ions chlorure) et au reflux pendant 2 heures.

IV-2- Analyses physico-chimiques du sol

IV-2-1- Analyse granulométrique

La méthode utilisée pour la détermination des fractions granulométriques est la méthode internationale, à la pipette de Robinson, améliorée par (AFNOR, 1994b). Elle consiste à séparer la partie minérale du sol en fractions selon le diamètre des particules et à déterminer, les proportions relatives à ces fractions.

IV-2-2- Mesure de pH

Le pH se mesure à l'aide d'un pH-mètre (WTW). On constitue une suspension de sol dans l'eau dans laquelle on mesure le pH, c'est-à-dire la concentration en ions H^+ à l'état dissocié, dans le liquide surnageant (Mathieu et Pieltain, 2003).

IV-2-3- Mesure de la conductivité électrique

Le principe est basé sur l'extraction des sels d'un échantillon solubles dans l'eau, dans des conditions bien définies et dans un rapport sol sec /eau 1/5, puis on mesure la conductivité à l'aide d'un conductimètre électronique sur la solution du sol (Mathieu et Pieltain, 2003).

IV-2-4- Dosage du calcaire total

Il est déterminé avec le calcimètre de Bernard, qui doit être préalablement étalonné avec des quantités connues de CaCO_3 . La quantité de gaz carbonique présente dans le sol est ensuite déduite de la courbe d'étalonnage. Après on convertit le taux de calcaire en pourcentage (AFNOR, 1994b).

IV-2-5- Dosage de La matière organique

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir du dosage de l'un de ses constituants les plus importants : le carbone. Le dosage de ce dernier est effectué par la méthode de Walkley-Black (1934). Celle-ci se base sur l'oxydation du carbone par le bichromate de potassium en milieu acide (AFNOR, 1994b).

IV-2-6- La capacité d'échange cationique

La méthode utilisée est celle décrite par la norme française (AFNOR, 1994b). Le principe de cette méthode est basé sur un échange de cations retenus par un échantillon de terre et les ions ammonium d'une solution aqueuse d'oxalates d'ammonium en présence de carbonate de calcium. La détermination de la CEC se fait par mesure de la concentration dans les filtrats des ammoniums libres.

V- Analyse des métaux lourds

V-1- Préparation des extraits de sol

L'extraction est faite avec l'eau régale dont le grand pouvoir de dissolution est dû à l'effet combiné d'un acide oxydant HNO_3 et des ions Cl^- complexant (provenant de l'acide chlorhydrique). Le procédé d'extraction décrit par Hoening et al., (1979), permet aussi la détermination de la quantité totale de toute une série d'éléments majeurs et traces.

V-2- Préparation des extraits de plantes

Les extraits de plantes sont préparés selon la méthode décrite par Hoening et al., (1979). Elle consiste en une digestion.

V-3- Technique d'analyse des métaux lourds

La technique de dosage des polluants métalliques utilisée est la spectrométrie d'absorption atomique (S.A.A) de marque SHIMADZU AA6200 Atomic Absorption Flamme Emission Spectrophotomètre, au laboratoire de l'université de Jijel.

V-4-1- Analyse statistique

Pour le calcul des statistiques, les résultats sont exprimés en moyenne \pm SD (écart-type) pour chaque expérience, ainsi qu'une matrice de corrélation a été également calculée.

L'analyse statistique proprement dite est effectuée on faisant appel à une analyse de la variance (ANOVA) à un et à deux critères de classification pour comparer les différences entre les différents paramètres étudiés et les différentes stations choisies. Enfin une analyse factorielle des correspondances (AFC) pour les trois compartiments ; eau, sol et végétation a été effectuée et qui permet une meilleure interprétation des résultats.

Tous les calculs ont été effectués en utilisant les logiciels : Excel, langage R et STATISTICA (version 6.0) et enfin l'ADE4 (Chessel et doledec, 1992) pour l'AFC.

Résultats et Interprétation

I- Compartiment Eau

Les résultats des paramètres physicochimiques de l'eau sont représentés graphiquement par les figures (16) à (30).

I-1- Température (°C)

L'observation de la figure (16) permet de constater que les valeurs moyennes des températures de l'eau semblent être variables d'une station à une autre, ces températures fluctuent entre une valeur minimale de l'ordre de 19.03°C enregistrée au niveau de la station 1, et une valeur maximale de l'ordre de 32.5°C relevée au niveau de la station 3.

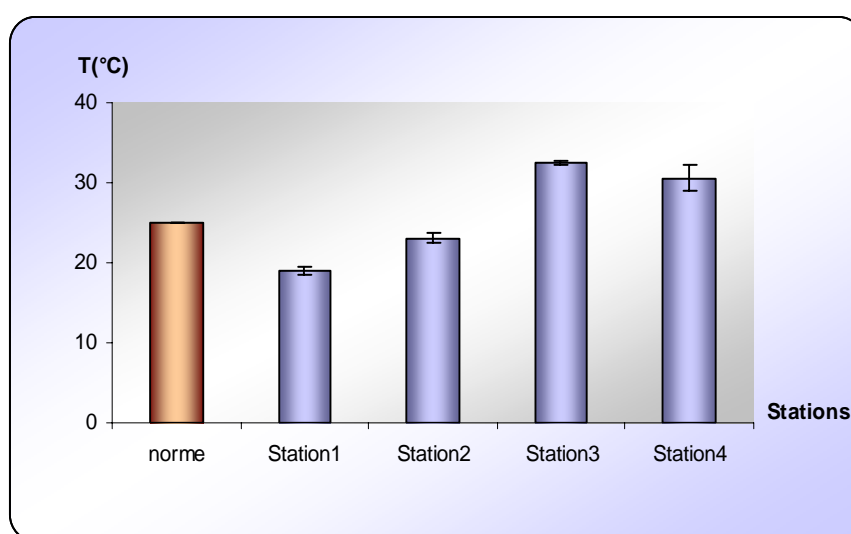


Figure 16: Variations de la température dans les eaux du marais.

Les températures de la station 1 et 2 présentent des valeurs conformes à la norme provisoire algérienne adoptée par l'Agence Nationale des Ressources Hydrauliques. Cependant, les températures enregistrées au niveau des stations 3 et 4, dépassent largement cette norme.

L'analyse de la variance montre l'existence de différences hautement significatives entre les stations ($F = 138.97$, $p < 3.069e-07$).

I-2- pH

Le pH indique le caractère acide ou basique de l'eau, les valeurs moyennes du pH sont comprises dans un intervalle variant de 7.29 pour la station 2 à 8.02 pour la station 3, ce qui indique que les eaux du marais de Redjla sont neutres à légèrement alcalines.

Les valeurs moyennes du pH respectent la norme provisoire algérienne des eaux superficielles qui est de (6.5-8.5) dans l'ensemble des stations.

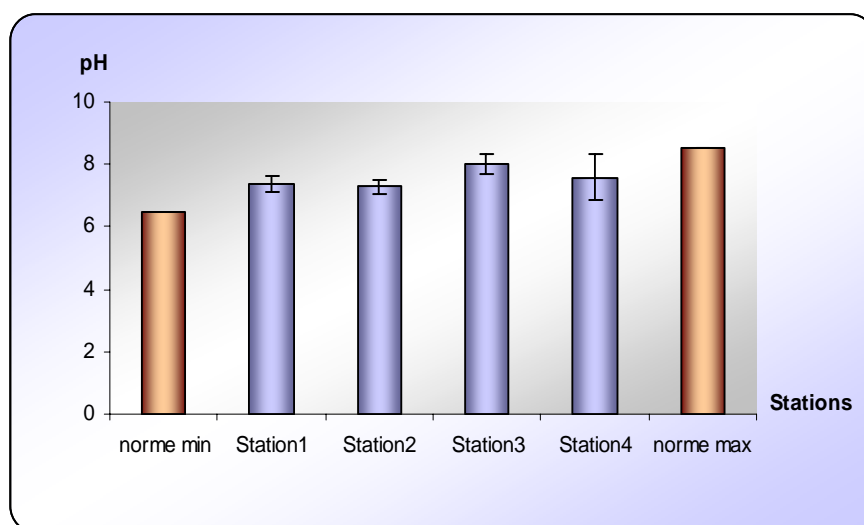


Figure 17: Variations du pH dans les eaux du marais.

La figure (17) montre une légère variation du pH d'une station à une autre, de même l'analyse de la variance a montré l'absence d'effet significatif de station ($F = 1.7061$; $p < 0.2425$). Néanmoins, nous avons constaté une légère augmentation au niveau de la station 3 par rapport aux autres stations.

Une corrélation positive et hautement significative a été enregistrée entre le pH et la température ($R^2 = 0.60$).

I-3- Conductivité électrique (CE)

D'une manière générale, la conductivité électrique observée dans les eaux du marais de Redjla est très élevée et dépasse la norme (OMS ; $1000 \mu\text{S}/\text{cm}$). Les valeurs moyennes de la conductivité électrique sont comprises entre un maximum de $2095 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ pour la station 4 et un minimum de $968.33 \mu\text{S}/\text{cm}$ pour la station 1.

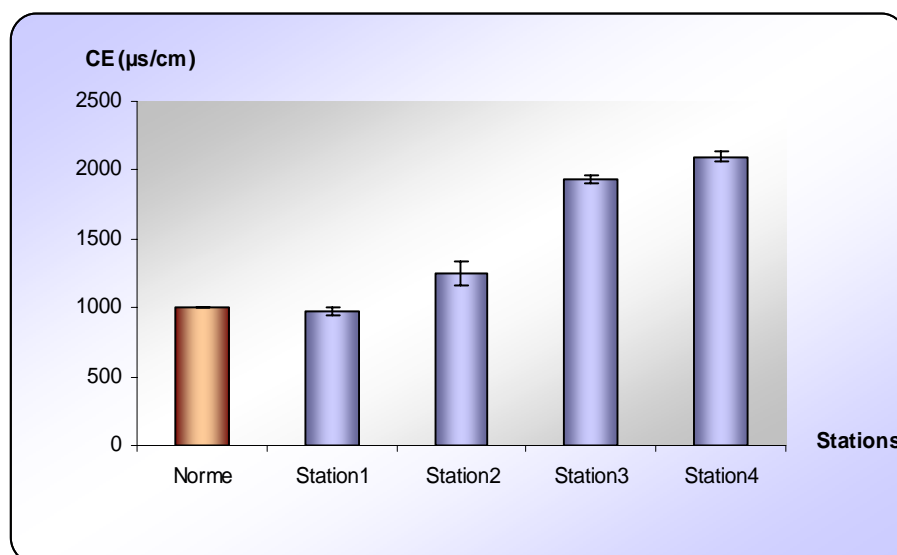


Figure 18: Variations de la conductivité électrique des eaux du marais.

La figure (18) montre une augmentation graduelle de la station 1 à la station 4. De même l'analyse de la variance manifeste un effet station hautement significatif ($F = 306.34$, $p < 1.360e-08$). Une corrélation positive et hautement significative a été enregistrée entre la conductivité et la température ($R^2 = 0.95$).

I-4- Oxygène dissous (OD)

Les résultats enregistrés, nous ont montré que les teneurs en oxygène dissous des 4 stations varient entre une valeur maximale de 0,09 mg/l enregistrée au niveau de la station 1, et une valeur minimale de 0.01 mg/l relevée au niveau de la station 4.

En effet toutes les stations présentent des valeurs très réduites en oxygène dissous, mais d'une manière générale les valeurs ne dépassent pas celles recommandées par la norme provisoire algérienne pour les eaux de surfaces (8 mg/l).

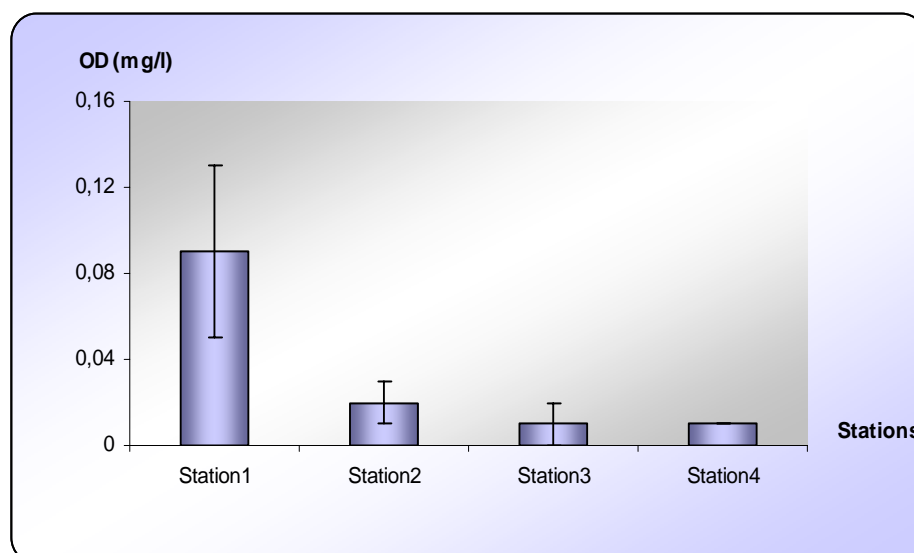


Figure 19: Variations de l'oxygène dissous dans les eaux du marais.

Les teneurs moyennes en oxygène dissous varient d'une station à une autre, Nous constatons une diminution graduelle de la station 1 à la station 4 (Fig. 19). L'analyse de la variance fait apparaître un effet station hautement significatif ($F = 12.492$, $p < 0.0021$).

Une corrélation négative et hautement significative a été enregistrée entre l'oxygène dissous et la température ($R^2 = -0.75$) et entre l'oxygène dissous et la conductivité ($R^2 = -0.74$).

I-5- Nitrates (NO_3^-)

D'une manière générale, les teneurs en NO_3^- obtenues au cours de notre étude sont relativement faibles et variables. Ces teneurs varient entre une valeur minimale de l'ordre de 0,13 mg/l au niveau de la station 2, et une valeur maximale de l'ordre de 2,6 mg/l au niveau de la station 4 (Fig. 20).

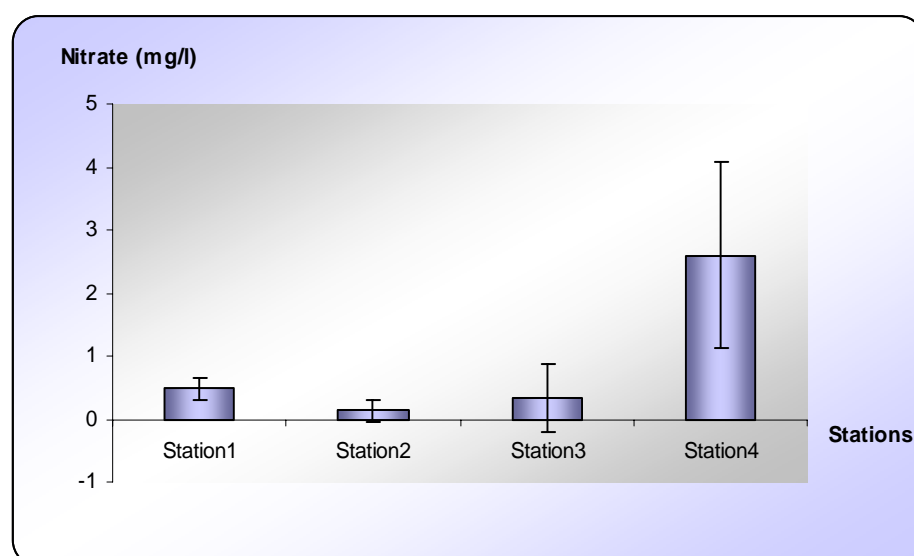


Figure 20: Variations des nitrates dans les eaux du marais.

Les concentrations des nitrates sont très faibles et loin de la limite supérieure de la norme provisoire algérienne. Nous constatons une forte pauvreté de la teneur des eaux du marais en nitrates. L'analyse de la variance montre une variabilité spatiale importante ($F = 6.263$, $p < 0.017$).

I-6- Nitrites (NO_2^-)

Les résultats obtenus au cours de notre étude révèlent que les teneurs en ions NO_2^- sont variables. La teneur la plus faible est de l'ordre de 0.03 mg/l. Elle est observée au niveau la station 2, alors que la teneur la plus élevée est de 1.26 mg/l enregistrée au niveau de la station 3.

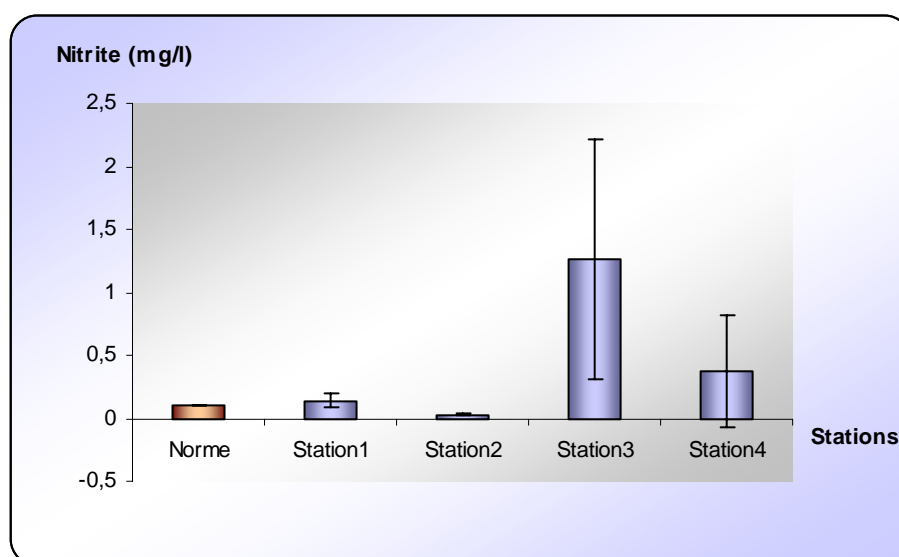


Figure 21: Variations des nitrites dans les eaux du marais.

Mise à part la station 2 les autres stations présentent des valeurs moyennes qui dépassent la limite exigée par la norme provisoire algérienne des eaux de surface qui est de 0.1 mg/l (Fig. 21). D'une manière générale, les teneurs en nitrites ne varient pas significativement d'une station à une autre ($F = 3.5898$, $p < 0.06585$).

I-7- Orthophosphates (PO_4^{-3})

L'observation de la figure (22) permet de constater que les teneurs des orthophosphates sont variables. Le maximum est de 0,0068 mg/l au niveau de la station 4, et le minimum est de 0,0005 mg/l au niveau de la station 1.

Les résultats obtenus indiquent que les eaux du marais ne présentent que des concentrations très faibles en orthophosphates, et sont largement en dessous de la norme algérienne adoptée (0.5 mg/l).

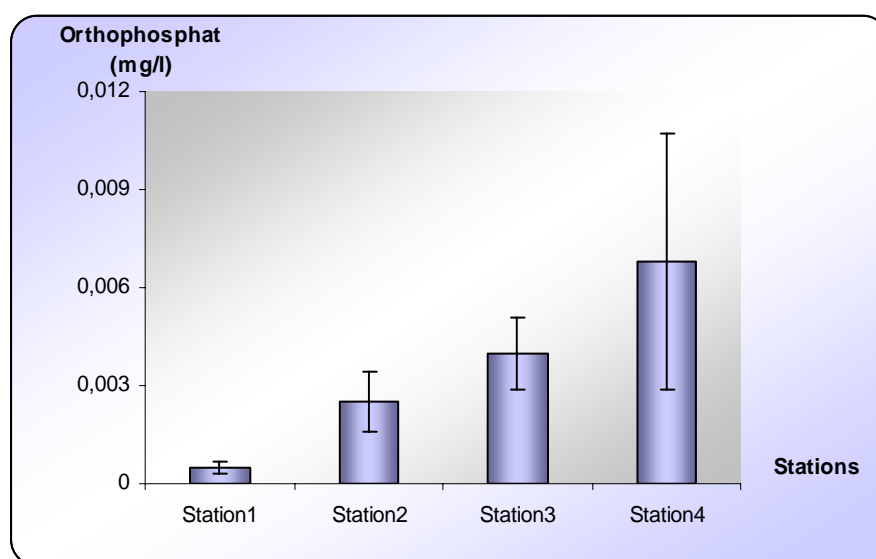


Figure 22: Variations des orthophosphates dans les eaux du marais.

La figure (22) montre que les concentrations des orthophosphates dans les eaux du marais augmentent progressivement de la station 1 à la station 4.

D'une manière générale, les teneurs en orthophosphates varient significativement d'une station à l'autre ($F = 4.8105$, $p < 0.03363$).

Des corrélations significatives et positives ont été enregistrées : entre la température et les orthophosphates ($R^2 = 0.61$), entre la conductivité et les orthophosphates ($R^2 = 0.76$), et entre ces derniers et les nitrates ($R^2 = 0.84$). Cependant, une corrélation significative mais négative a été enregistrée entre les orthophosphates et l'oxygène dissous ($R^2 = -0.60$).

I-8- Demande biologique en oxygène pendant 5 jours (DBO₅)

La DBO₅ est une mesure indirecte de la quantité de la matière organique biodégradable. Les valeurs moyennes de la DBO₅ varient de 10 mg d'O₂/l pour la station 1 à 31,67 mg d'O₂/l pour la station 4.

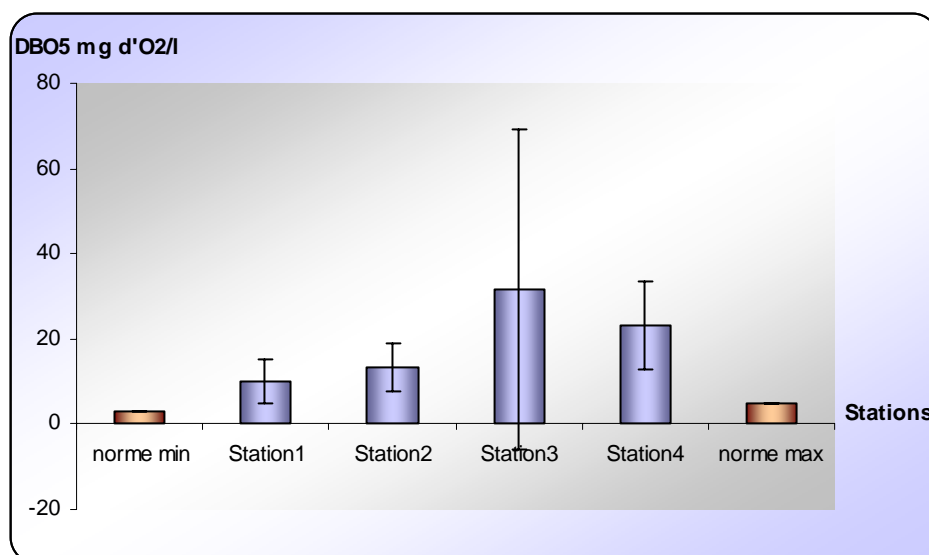


Figure 23: Variations de la DBO₅ dans les eaux du marais.

La figure (23) montre de faibles variations entre les stations. Les résultats enregistrés dépassent la norme recommandée par (OMS ; 3-5 mg/l). Cependant, les valeurs de la DBO₅ sont légèrement élevées dans la station 3, par rapport aux autres stations.

D'une manière générale, l'analyse de la variance ne montre aucune différence significative entre la DBO₅ de différentes stations ($F = 0.739$, $p < 0.5579$).

Une corrélation positive et significative a été enregistrée entre les nitrites et la DBO₅ ($R^2 = 0.72$).

I-9- Demande chimique en oxygène DCO

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent des valeurs élevées et variables de la DCO dans les quatre stations.

La valeur maximale est de 114,67 mg d'O₂/l enregistrée au niveau de la station 1 et la valeur minimale est de 38,67 mg d'O₂/l enregistrée au niveau de la station 2. Et d'une manière générale les valeurs obtenues dépassent la norme recommandée par l'OMS qui est de 20-25 mg/l.

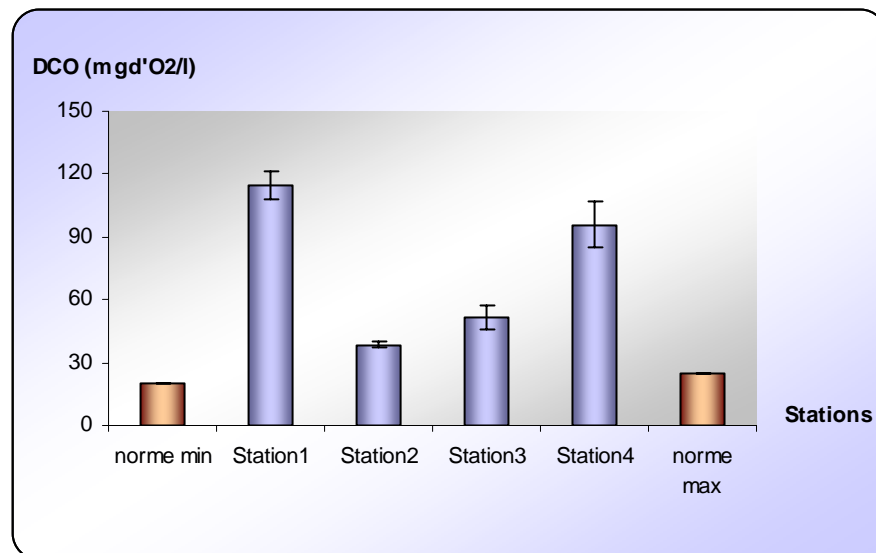


Figure 24: Variations de la DCO dans les eaux du marais.

La figure (24) présente des valeurs de la DCO fluctuant d'une station à une autre, ainsi que l'analyse de la variance nous montre des différences significatives entre les stations ($F = 78.744$, $p < 2.796e-06$).

Cependant nous observons une forte augmentation dans la station 1 et la station 4 par rapport à la station 2 et la station 3.

I-10- Rapport (DCO/ DBO₅)

Les résultats enregistrés, nous ont permis de constater que les valeurs moyennes du rapport (DCO/DBO₅) des 4 stations varient entre une valeur maximale de 13.93 enregistrée dans la station 1, et une valeur minimale de 3.25 relevée dans la station 2.

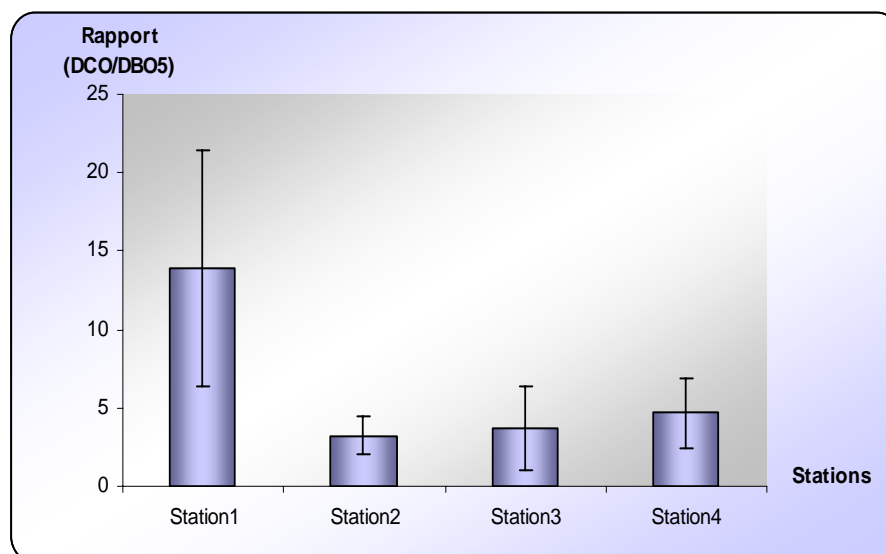


Figure 25: Variations du rapport (DCO/DBO₅) dans les eaux du marais.

La figure (25) montre une légère variation des valeurs du rapport (DCO/DBO₅) d'une station à une autre, ces valeurs présentent un pic au niveau de la station 1.

L'analyse de la variance montrent que les rapports (DCO/DBO₅) des eaux du marais présentent des différences significatives entre les stations ($F = 4.3338$, $p < 0.04316$).

I-11- Les métaux lourds

I-11-1- Cadmium (Cd)

Les résultats des analyses obtenus montrent que les teneurs en cadmium sont relativement élevées et légèrement variables d'une station à l'autre.

Les valeurs extrêmes de ce métal relevées dans l'eau, sont de 0,02 mg/l comme valeur minimale enregistrée au niveau de la station 4 et de 0,04 mg/l comme valeur maximale enregistrée au niveau de la station 3.

Les teneurs moyennes enregistrées pour toutes les stations dépassent le seuil recommandé par l'OMS qui est de (0.01 mg/l).

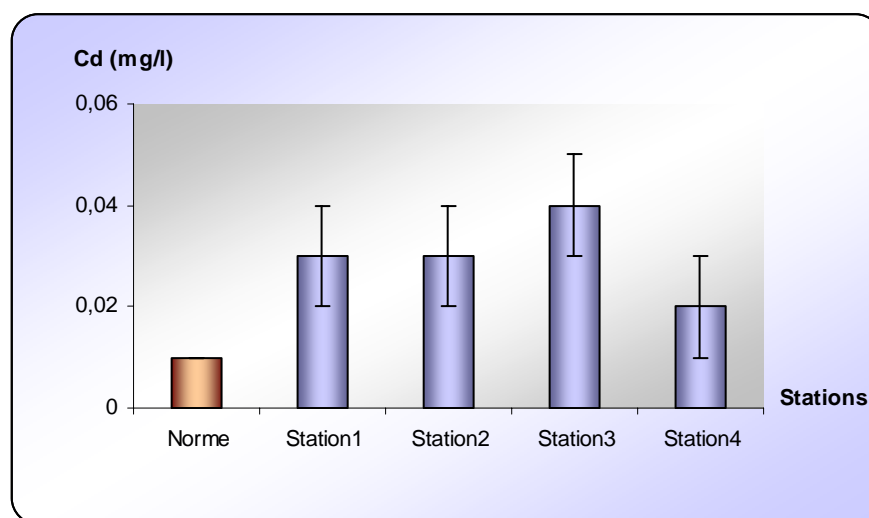


Figure 26: Variations des teneurs en cadmium dans les eaux du marais.

La figure (26) montre une légère augmentation au niveau de la station 3 par rapport aux autres stations. L'analyse de la variance montre que les teneurs en cadmium ne varient pas significativement d'une station à une autre ($F = 0.5758$, $p < 0.6469$).

I-11-2- Le chrome (Cr)

Les teneurs en chrome obtenues au cours de notre étude semblent être variables d'une station à une autre. La plus forte teneur (0,12 mg/l) du chrome a été enregistrée au niveau de la station 4, alors que la plus faible teneur (0,06 mg/l) est observée au niveau de la station 1.

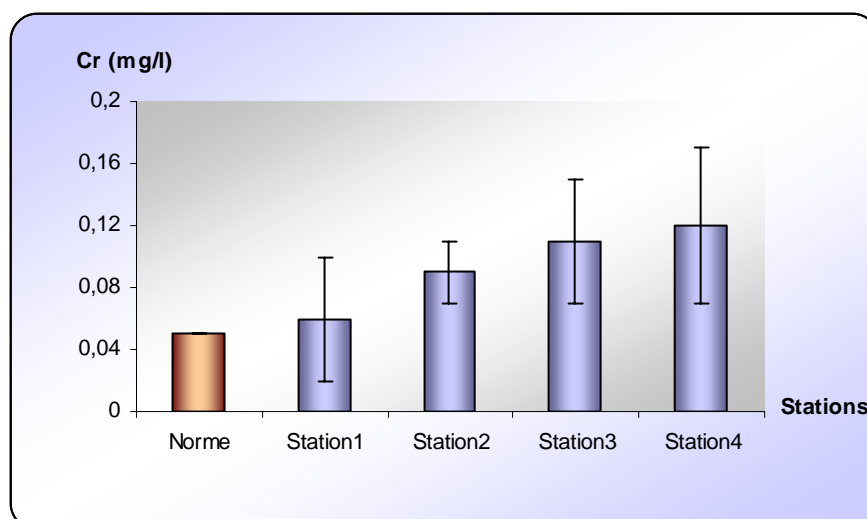


Figure 27: Variations des teneurs en chrome dans les eaux du marais.

Les teneurs moyennes augmentent graduellement de la station 1 à la station 4 (Fig. 27).

L'analyse statistique par le biais de l'ANOVA ne présente pas des différences significatives de la teneur des eaux du marais en chrome entre les différentes stations ($F = 1.5876$, $p < 0.2669$), néanmoins ces teneurs dépassent la norme adoptée par l'OMS (0.05 mg/l).

Une corrélation positive et hautement significative a été enregistrée entre la teneur des eaux en Cr et en nitrates ($R^2 = 0.59$) et entre le chrome et les orthophosphates ($R^2 = 0.71$).

I-11-3- Manganèse (Mn)

D'après les résultats obtenus dans les quatre stations, nous avons observé que les teneurs en manganèse dans les eaux du marais sont élevées et variables. Les valeurs extrêmes de ce métal relevées dans l'eau, sont de 0,14 mg/l comme valeur minimale enregistrée au niveau de la station 3 et de 0,76 mg/l comme valeur maximale enregistrée au niveau de la station 2.

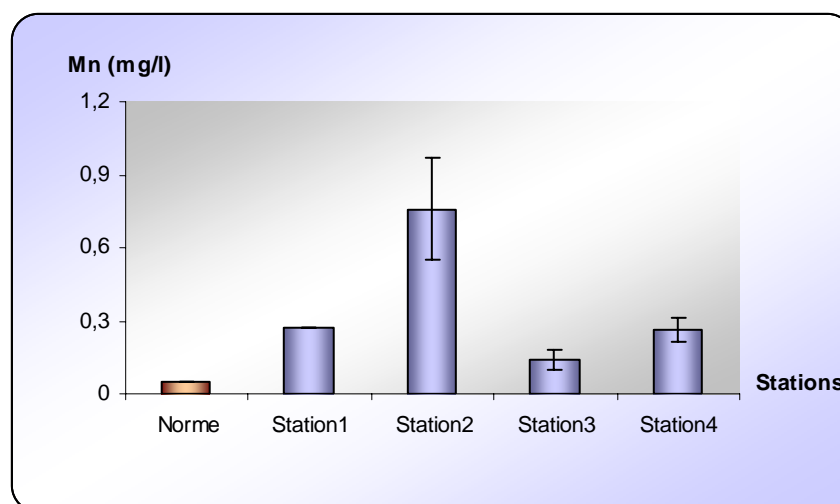


Figure 28: Variations des teneurs en manganèse dans les eaux du marais.

La figure (28) montre que les teneurs des eaux du marais en manganèse dépassent de loin la norme en vigueur (OMS; 0.05 mg/l). Ces teneurs présentent un pic au niveau de la station 2.

D'une manière général, les teneurs en manganèse varient significativement d'une station à une autre ($F = 17.995$, $p < 0.0006466$).

I-11-4- Le plomb (Pb)

Les concentrations en plomb dans les eaux du marais présentent des fluctuations plus ou moins importantes. Les teneurs varient entre un minimum de l'ordre de 0,17 mg/l au niveau de la station 3, et un maximum de l'ordre de 0,23 mg/l au niveau de la station 4.

Les teneurs moyennes en plomb ont dépassé le seuil limité par la norme OMS qui est de 0,1 mg/l (Fig. 29).

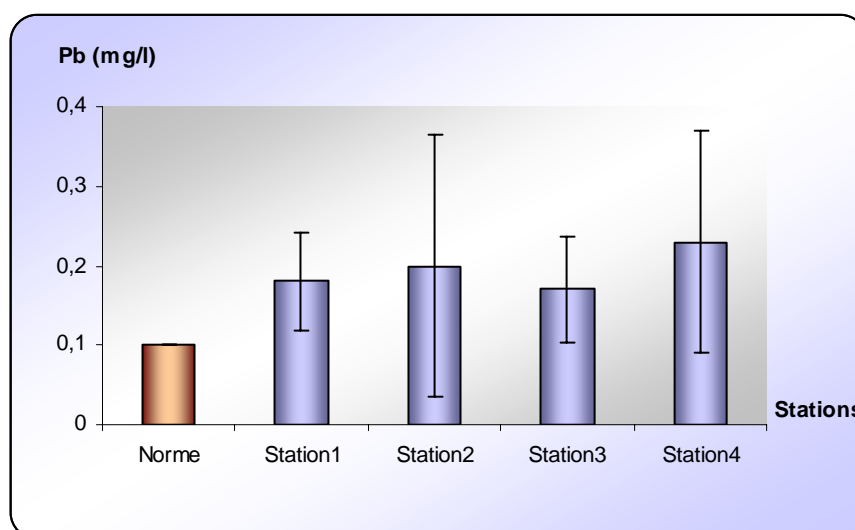


Figure 29: Variations des teneurs en plomb dans les eaux du marais.

L'analyse de la variance ne montre aucun effet significatif de station ($F = 0.1727$, $p < 0.9119$).

I-11-5- Le zinc (Zn)

D'après les résultats obtenus dans notre étude, nous avons remarqué que les teneurs en zinc dans l'eau sont relativement faibles. Ces teneurs semblent plus ou moins homogènes dans les différentes stations.

Une augmentation graduelle a été enregistrée de la station 1 à la station 4; où la valeur maximale de 0.15 mg/l à été enregistrée au niveau de la station 4 et la valeur minimale de 0.11 mg/l a été enregistrée au niveau de la station 1. Les valeurs moyennes enregistrées dans les eaux du marais sont en dessous de la limite préconisée par l'OMS (5 mg/l).

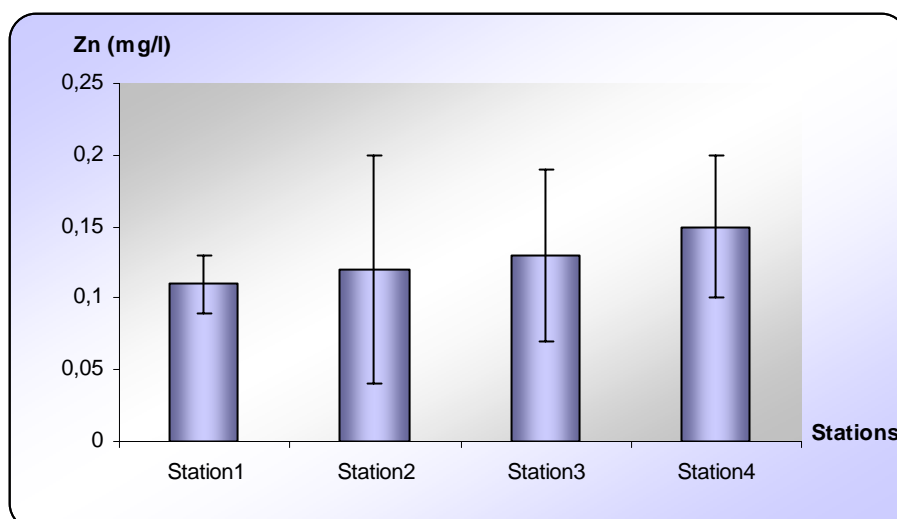


Figure 30: Variations des teneurs en zinc dans les eaux du marais.

L'observation de la figure (30) permet de constater que les variations entre stations concernant cet élément sont faibles. En effet, l'analyse de la variance ne montre aucun effet station significatif ($F = 0.2811$, $p < 0.8377$).

I-12- Analyse multivariée des données

L'analyse statistique multivariée des données réalisée par le biais de l'AFC nous présente dans le plan factoriel 1x2 de l'AFC qui rassemble plus de 96% de l'information une nette opposition entre la station 1 et la station 4 ; la station 1 est caractérisée par les teneurs les plus élevées de l'oxygène dissous, alors que la station 4 est caractérisée par les concentrations les plus élevées des nitrates, des orthophosphates et de la conductivité électrique. Les stations 2 et 3 formant un troisième groupe sont caractérisées par les teneurs les plus importantes des nitrites et par les taux les plus élevés de la DBO₅ (Fig. 31).

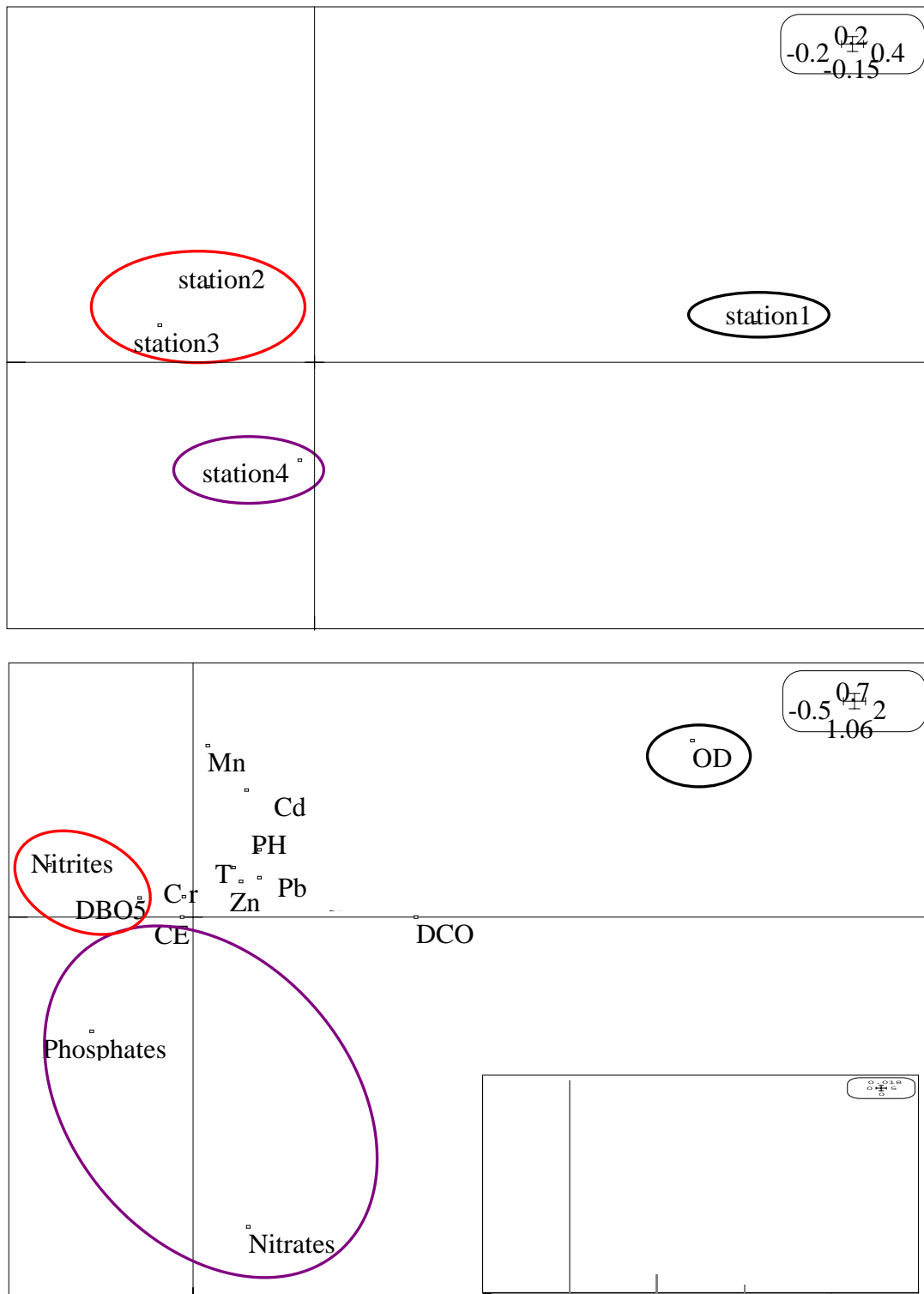


Figure 31: Plan factoriel 1x2 de l'AFC de l'évaluation des analyses physico-chimiques des eaux du marais de Redjla, Taher (Jijel). Axes d'inerties: 0.8845 ; 0.0793 ; 0.0362 (4 stations et 14 paramètres)

II- Compartiment sol

Les résultats de caractérisation physicochimique du sol sont illustrés par les figures (32) à (43).

II-1- Texture du sol

L'étude granulométrique réalisée sur le sol des quatre stations montre que les taux d'argile qui constituent la fraction la plus fine s'échelonnent de 47,44 % à 76,53 %. Pour les limons (fin et grossier), les taux varient entre 11,78 % au niveau de la station 4 et 37,96 % à la station 1. Les taux de sable (fin et grossier) varient entre 8,8 % pour la station 2 et 14,6 % pour la station 1 (Fig. 32).

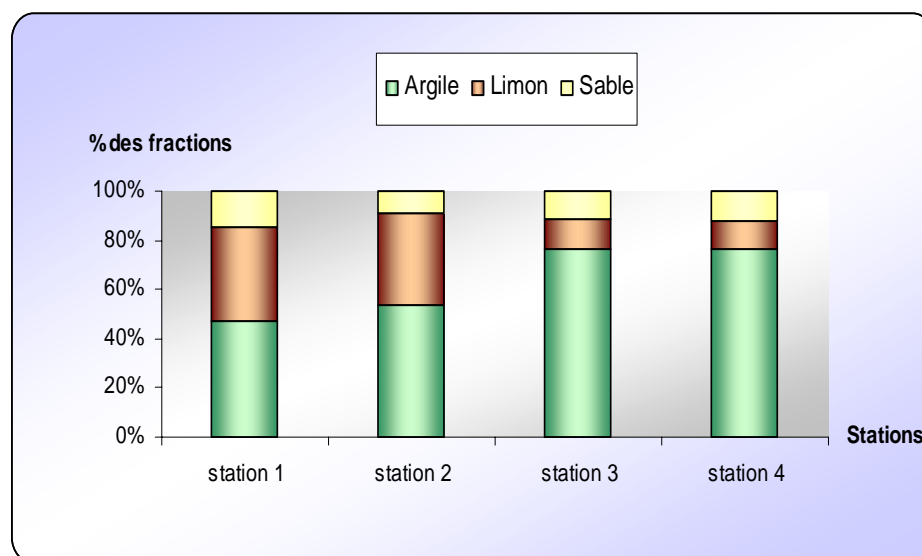


Figure 32: Répartition des fractions granulométriques dans les sols du marais.

La figure (32) montre une légère variabilité dans les différentes fractions. Une corrélation significative et négative a été enregistrée entre l'argile et le limon ($R^2 = -0,99$).

II-2- pH

L'analyse de la figure (33) montre que les valeurs moyennes du pH varient d'une station à une autre, le maximum est enregistré au niveau de la station 3 avec une valeur de 7,8 et le minimum est révélé au niveau de la station 1 avec une valeur de 5,94.

D'une manière générale, les valeurs moyennes du pH présentent une légère différence d'une station à une autre, la valeur du pH de la station 1 est la plus faible par rapport aux autres stations.

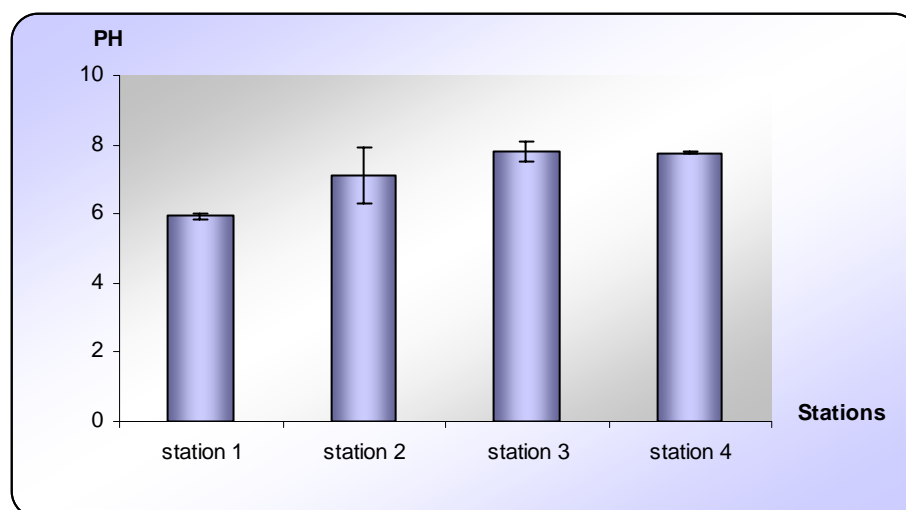


Figure 33: Variations du pH dans les sols du marais.

L'analyse de la variance montre que les valeurs moyennes du pH mesurées varient significativement d'une station à une autre ($F = 12.404$; $p < 0.002235$).

Le pH présente une corrélation significative et positive avec l'argile ($R^2 = 0,83$) et une corrélation significative et négative avec le limon ($R^2 = -0,76$).

II-3- Conductivité électrique CE

Les valeurs mesurées de la conductivité électrique aux différentes stations sont variables d'une station à une autre. La valeur minimale de la conductivité électrique ($272,33 \mu\text{s/cm}$) est signalée au niveau de la station 1, alors que la valeur maximale ($2006,66 \mu\text{s/cm}$) est celle enregistrée au niveau de la station 2.

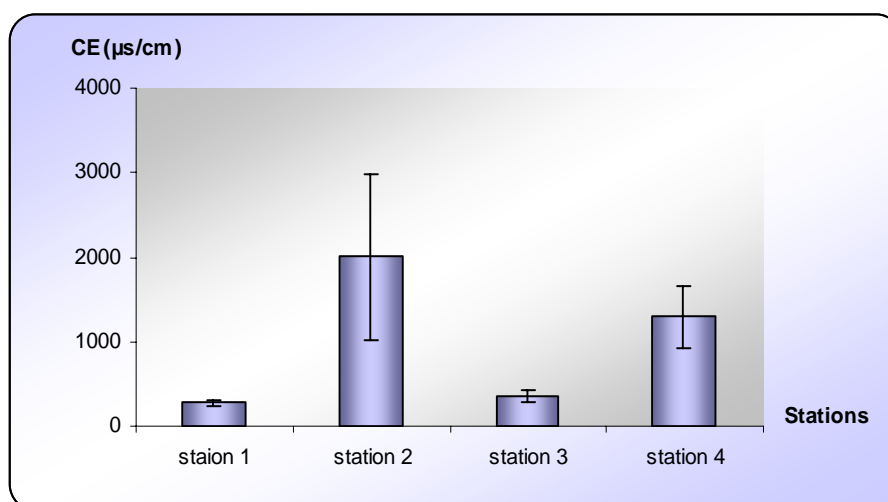


Figure 34: Variations de la conductivité électrique dans les sols du marais.

Une différence significative de la conductivité électrique entre les stations a été enregistrée ($F = 7.4051$, $p < 0.01073$). Cependant, nous avons remarqué une forte augmentation au niveau des stations 2 et 4 par rapport aux autres stations (Fig. 34).

Une corrélation significative et négative a été enregistrée entre la conductivité électrique et le sable ($R^2 = -0,71$).

II-4- La matière organique (MO)

Les teneurs moyennes en matière organique des sols sont plus ou moins variables d'une station à une autre (Fig.35), le maximum est enregistré au niveau de la station 2 avec une valeur de 6.27%, et un minimum de 5.7% marqué au niveau de la station 1.

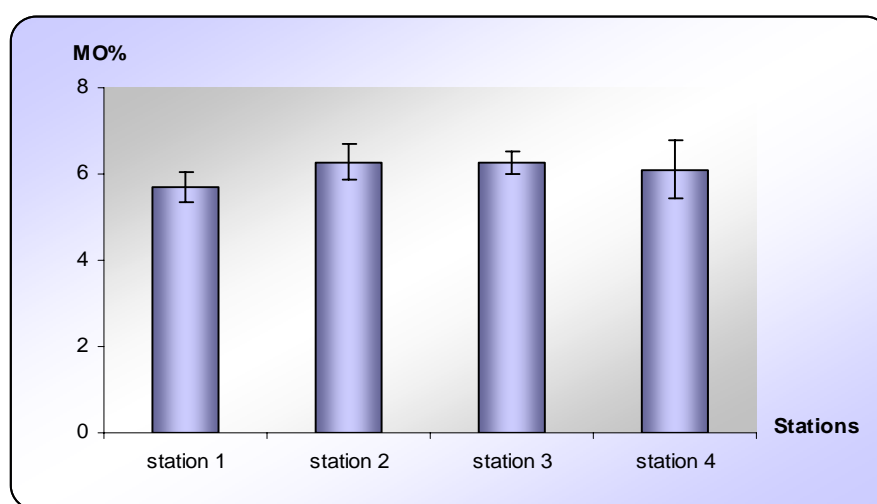


Figure 35: Variations de la matière organique dans les sols du marais.

L'analyse de la variance ne montre aucune différence significative entre les stations ($F = 1.0006$, $p < 0.4409$).

II-5- Le calcaire total (CaCO_3)

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs moyennes de CaCO_3 dans les sols du marais sont plus ou moins homogènes d'une station à une autre (Fig.36), le maximum est enregistré au niveau de la station 4 avec une valeur de (4.81 %), et le minimum est marqué au niveau de la station 1 avec une valeur de (2,51 %).

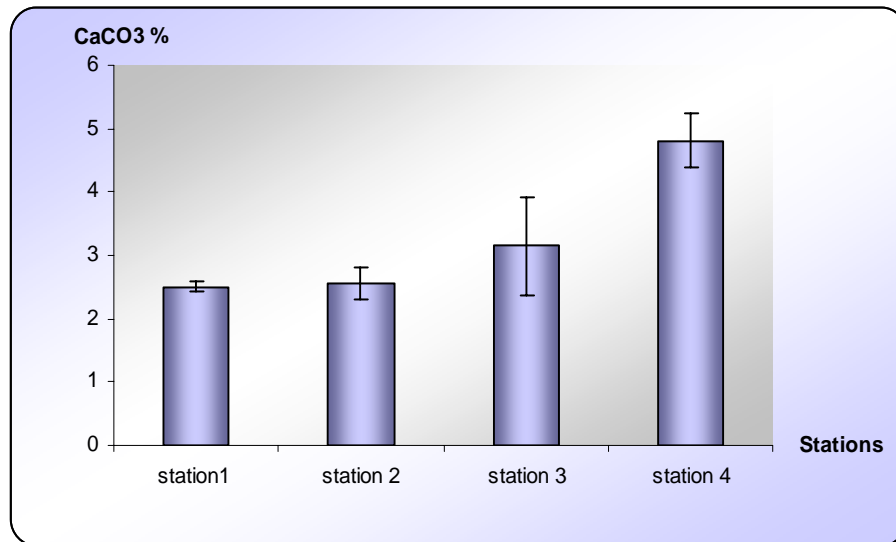


Figure 36: Variations du calcaire total dans les sols du marais.

La figure (36) montre que les teneurs en calcaire total des sols du marais augmentent progressivement de la station 1 à la station 4. L'analyse de la variance fait apparaître un effet station hautement significatif ($F = 16.275$, $p < 0.0009106$).

Le calcaire total présente une corrélation significative et positive avec l'argile ($R^2 = 0.71$), et avec le pH ($R^2 = 0.59$), cependant une corrélation significative mais négative a été enregistrée entre le calcaire total et le limon ($R^2 = -0.72$).

II-6- La capacité d'échange cationique (CEC)

La capacité d'échange cationique des sols varie d'une station à une autre (Fig.37), le maximum est enregistré au niveau de la station 4 avec une valeur de (50 meq/100g), et le minimum est marqué au niveau de la station 3 avec une valeur de (33.33 meq/100g).

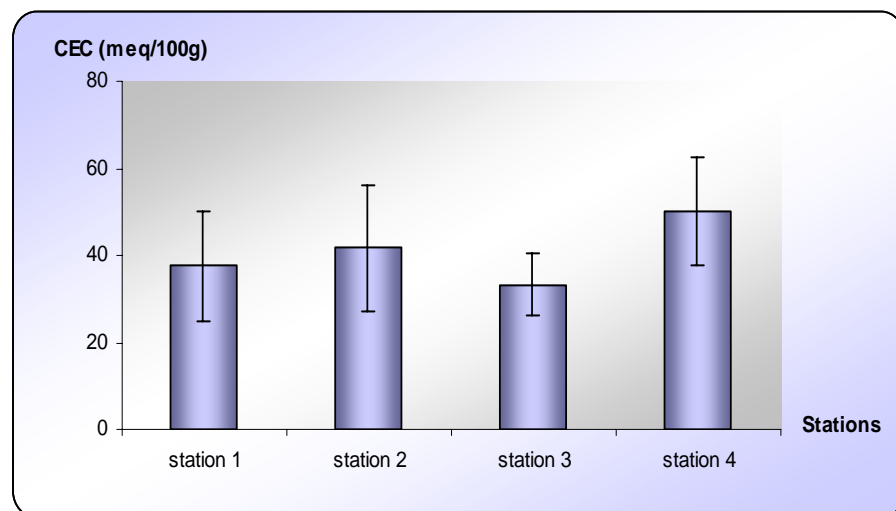


Figure 37: Variations de la capacité d'échange cationique dans les sols du marais.

La figure (37) montre une légère augmentation au niveau des stations 2 et 4 par rapport aux deux autres stations. Les différences entre les stations ne sont pas significatives ($F = 1.0606$, $p < 0.418$).

II-7- Les métaux lourds

II-7-1- Cadmium

Les résultats d'analyse du cadmium dans les sols du marais de Redjla montrent que les teneurs en cet élément sont relativement faibles et légèrement variables d'une station à une autre (Fig.40). Les teneurs varient entre un minimum de l'ordre de 1.3 ppm enregistré dans la station 2 et 1.79 ppm observé dans la station 1. Ces valeurs ne dépassent guère la norme AFNOR U44-041 qui est de 2 ppm.

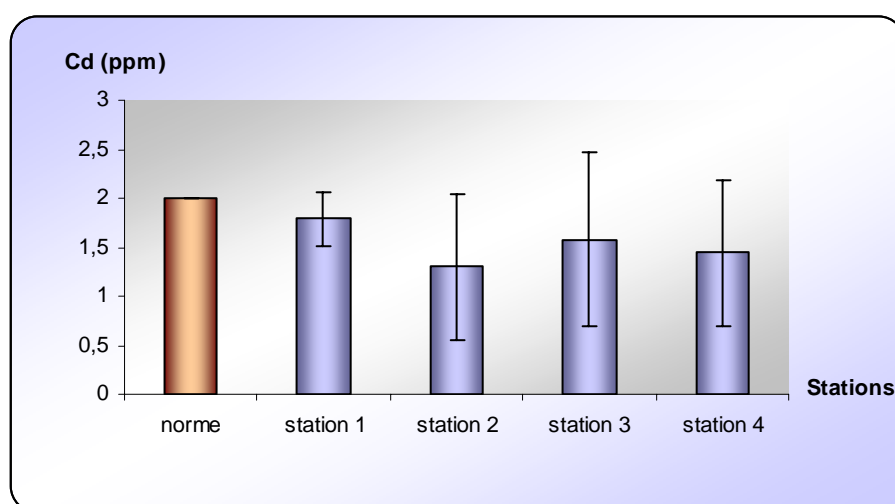


Figure 38: Variations des teneurs en cadmium dans les sols du marais.

Les teneurs en cadmium varient légèrement d'une station à une autre. L'analyse de la variance n'a fait apparaître aucun effet significatif de station ($F = 0.2705$, $p < 0.845$).

II-7-2- Chrome

Les teneurs en chrome obtenues au cours de notre étude semblent être variables ; mais ils n'indiquent pas des différences majeures entre les différentes stations (Fig.41). La plus forte teneur (35.3 ppm) a été enregistrée au niveau de la station 1, alors que la plus faible teneur (22.39 ppm) était enregistrée au niveau de la station 4.

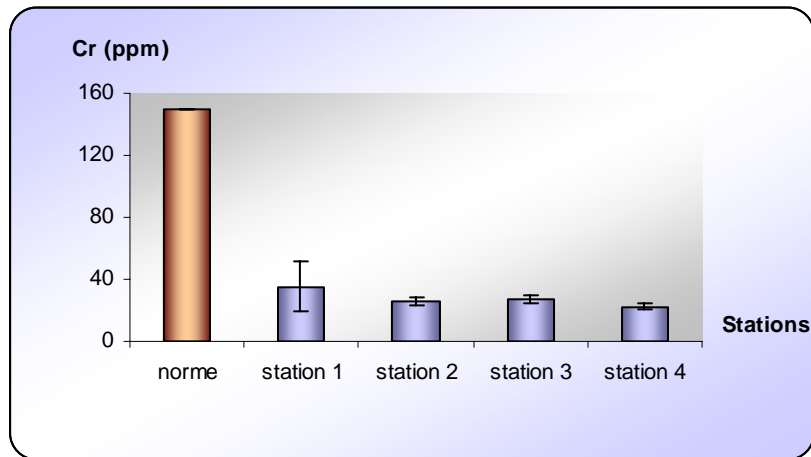


Figure 39: Variations des teneurs en chrome dans les sols du marais.

D'après la figure (39), les teneurs en chrome des différentes stations ne dépassent guère la valeur du seuil (AFNOR U44-041) qui est de 150 ppm. De même, on remarque une faible Variabilité entre les 04 stations ($F = 1.2298$, $p < 0.3606$). Néanmoins, nous avons observé des teneurs légèrement élevées dans la station 1.

II-7-3- Cuivre

Les résultats obtenus permettent de constater que les teneurs en cuivre dans les sols du marais sont généralement faibles et plus ou moins variables d'une station à une autre ($F = 0.8397$, $p < 0.5092$). Une diminution décroissante a été enregistrée de la station 4 à la station 1, les valeurs extrêmes sont 21.93 ppm dans la station 4, et 42.08 ppm dans la station 1 (Fig.40). Ces valeurs restent inférieures à la norme AFNOR qui est de 100 ppm.

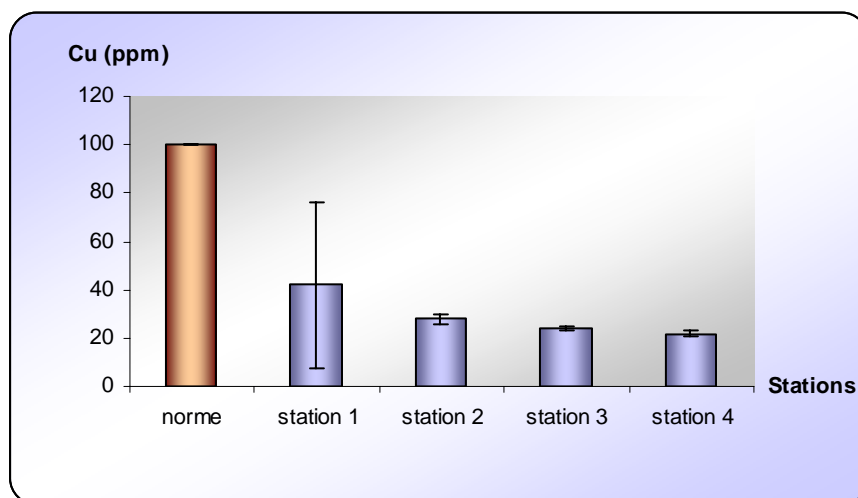


Figure 40: Variations des teneurs en cuivre dans les sols du marais.

Le cuivre présente une corrélation significative et positive avec le chrome ($R^2 = 0.96$).

II-7-4- Manganèse

Les teneurs en manganèse enregistrées dans les sols du marais présentent des fluctuations spatiales importantes (Fig.41). Elles s'échelonnent entre une valeur minimale de l'ordre de 111.6 ppm observée au niveau de la station 4 et une valeur maximale de l'ordre de 2085 ppm relevée au niveau de la station 2.

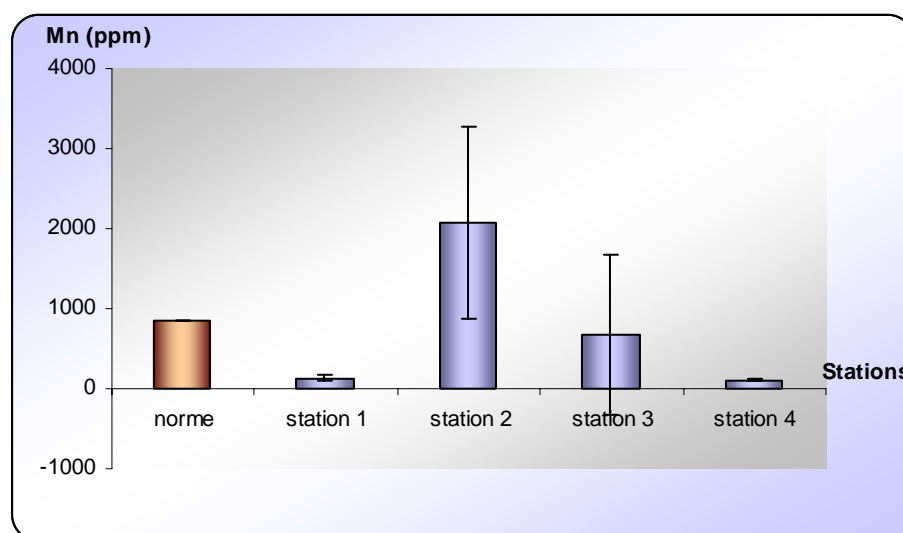


Figure 41: Variations des teneurs en manganèse dans les sols du marais.

La figure (41) montre que les concentrations moyennes en manganèse varient nettement d'une station à une autre. Ceci est bien démontré par l'analyse de la variance qui illustre bien cette variation ($F = 4.2354$, $p < 0.04553$).

Les teneurs en manganèse présentent un pic au niveau de la station 2, qui dépasse de loin la norme adoptée qui est de 850 ppm (Bowen, 1979), contrairement aux autres stations qui se trouvent en dessous de cette dernière.

Une corrélation positive a été enregistrée entre le manganèse et la conductivité électrique ($R^2 = 0.59$), cependant une corrélation négative a été enregistrée entre le manganèse et le sable ($R^2 = 0.69$).

II-7-5- Plomb

L'observation de la figure (42) montre que les teneurs en plomb sont généralement faibles. Ces teneurs varient entre une valeur minimale de l'ordre de 23.27 ppm, enregistrée au niveau de la station 4 et une valeur maximale de l'ordre de 42.09 ppm observée au niveau la station 1.

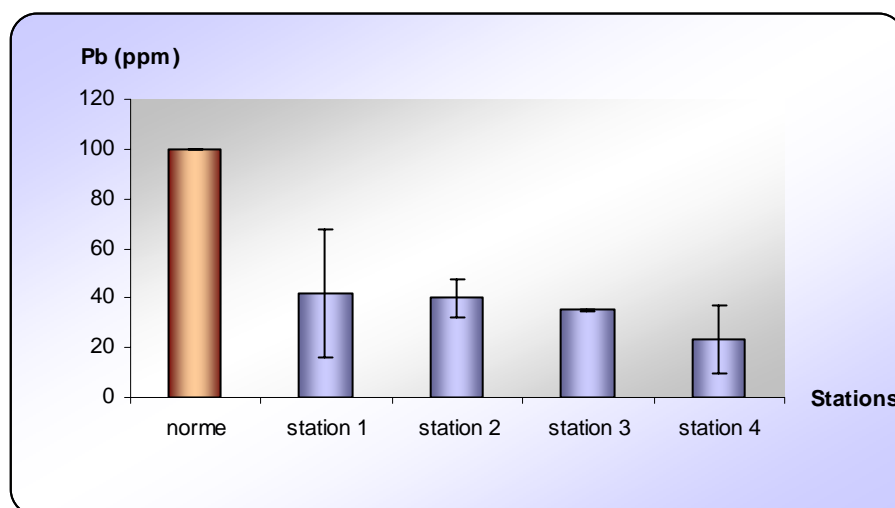


Figure 42: Variations des teneurs en plomb dans les sols du marais.

Les concentrations en plomb présentent une faible variation spatiale (Fig.42), ($F = 0.7776$, $p < 0.5387$). Cependant, nous avons observé une diminution graduelle de la station 1 à la station 4. Néanmoins ces valeurs sont en dessous la norme AFNOR qui est de 100 ppm.

II-7-6- Zinc

Les concentrations de zinc dans les sols du marais présentent des fluctuations plus ou moins importantes. Les teneurs varient entre un minimum de l'ordre de 93.15 ppm signalé au niveau de la station 3, et un maximum de l'ordre de 148.32 ppm relevé au niveau de la station 2. ces valeurs sont inférieurs à la norme AFNOR qui est de 300 ppm.

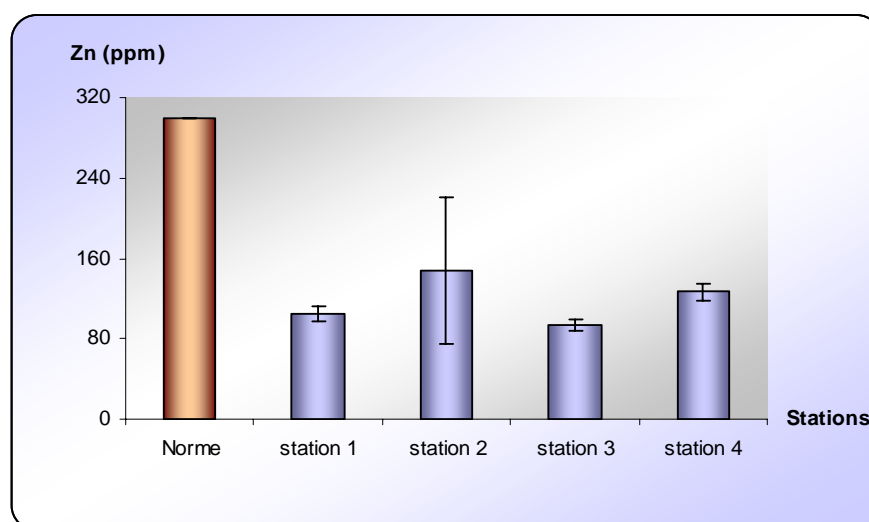


Figure 43: Variations des teneurs en zinc dans les sols du marais.

De faibles variations spatiales en cet élément sont constatées (Fig.43). Cependant nous observons une légère augmentation dans la station 2 par rapport aux autres stations, néanmoins les différences entre les stations ne sont pas significatives ($F = 0.2705$, $p < 0.845$). Une forte corrélation positive a été enregistrée entre la teneur en zinc et la conductivité électrique ($R^2 = 0.78$).

II-8- Analyse multivariée des données

L'analyse statistique multivariée des données réalisée par le biais de l'AFC nous présente dans le plan factoriel 1x2 de l'AFC qui rassemble plus de 97% de l'information une nette opposition entre la station 2 et la station 4 ; la station 2 est caractérisée par le taux le plus élevé de limon et les teneurs les plus importantes en Pb et en Mn, alors que la station 4 est caractérisée par les teneurs les plus élevées en CaCO_3 et la plus importante CEC. Les stations 1 et 3 formant un troisième groupe sont caractérisées par les teneurs les plus importantes en Cr et en Cu (Fig. 44)

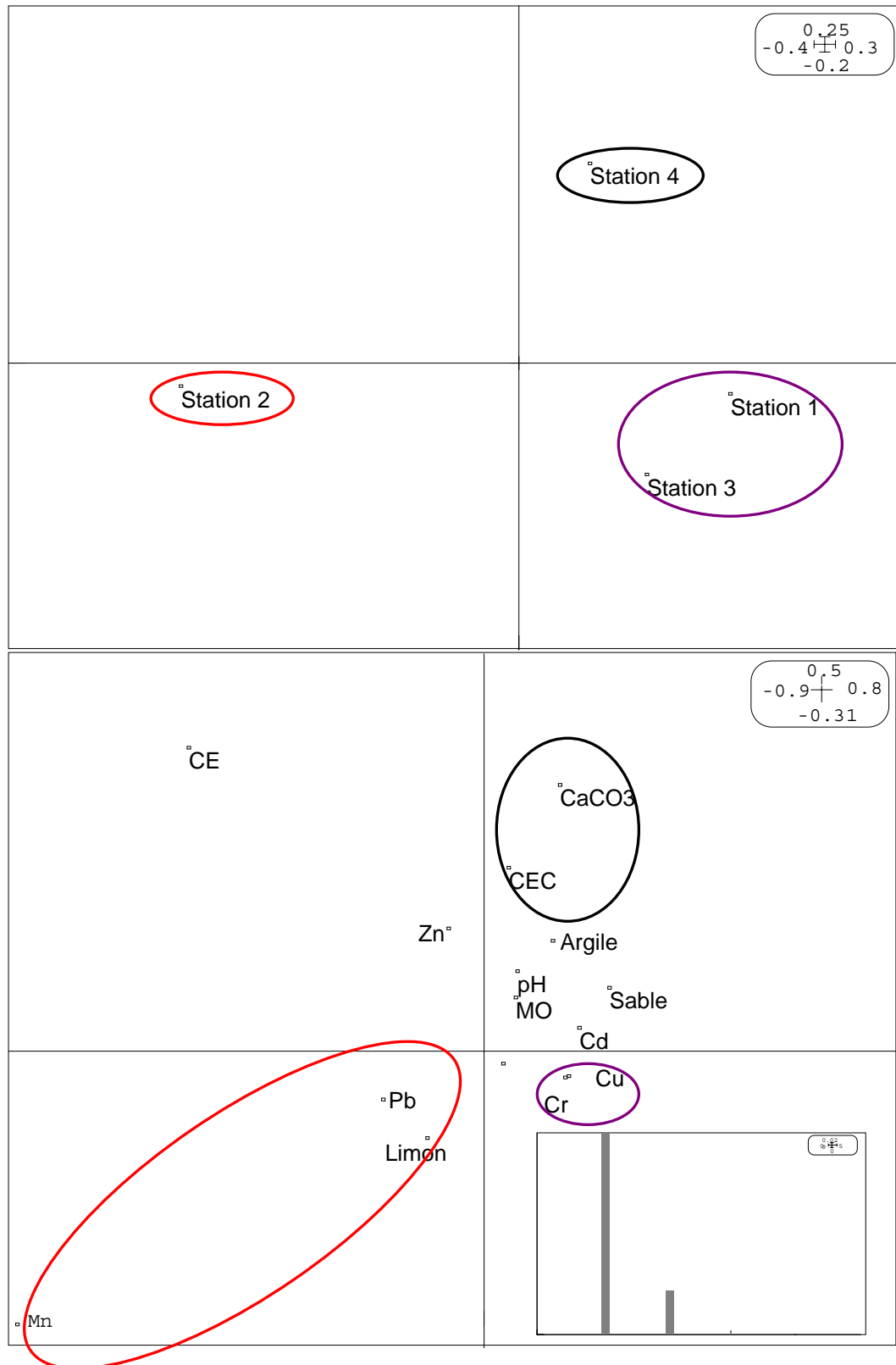


Figure 44: Plan factoriel 1x2 de l'AFC de l'évaluation des analyses physico-chimiques des sols du marais de Redjla, Taher (Jijel). Axes d'inerties: 0.80; 0.17; 0.01 (4 stations et 15 paramètres)

III- Compartiment plante

Les résultats des teneurs en métaux lourds détectés dans les racines et les parties aériennes des plantes sont représentés graphiquement par les figures (45) à (50).

III-1- Cadmium

L'observation de la figure (45) nous a permis de constater de légères différences intraspécifiques des teneurs en cadmium. Les teneurs en cadmium dans les racines s'échelonnent entre un maximum de 5,39 ppm chez *Phragmites australis*, et un minimum de 2,935 ppm chez *Juncus acutus L.* ; Cependant, dans les parties aériennes, les teneurs en cet élément oscillent entre un maximum de 5,81 ppm chez *Phragmites australis*, et un minimum de 3,175 ppm chez *Juncus acutus L.*

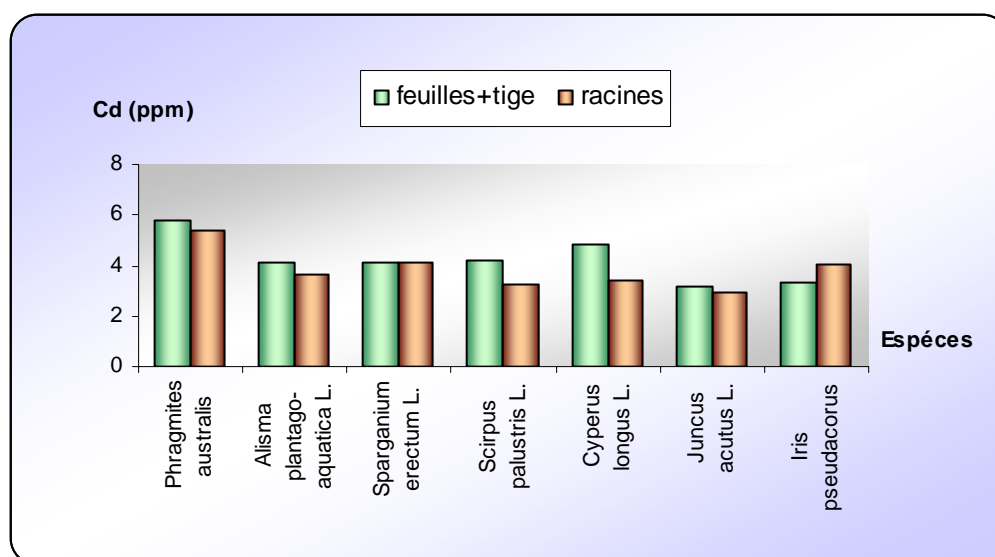


Figure 45: Concentration du cadmium en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

La figure (45) nous a permis de comparer les teneurs en cadmium dans les racines et les parties aériennes des plantes. En effet, nous avons constaté que l'accumulation est plus importante dans la partie aérienne chez le *Phragmites australis*, *Alisma plantago-aquatica L.*, *Scirpus palustris L.*, *Cyperus longus L.* et chez le *Juncus acutus L.* Au contraire chez l'*Iris pseudacorus L.* où la fraction la plus importante est enregistrée au niveau des racines. Alors que chez le *Sparganium erectum L.*, la même concentration à été enregistrée dans les deux compartiments.

L'analyse de la variance a révélé une différence significative entre les teneurs des espèces en cadmium ($F = 4.3676$, $P < 0.03728$).

III-2- Chrome

Les résultats montrent que les teneurs en chrome varient dans les racines des plantes entre un maximum de 15,885 ppm chez le *Scirpus palustris L.*, et un minimum de 1,325 ppm chez *Alisma plantago-aquatica L.* ; Cependant, les parties aériennes présentent des teneurs qui oscillent entre un maximum de 5,96 ppm chez *Phragmites australis*, et un minimum de 1,325 ppm chez *Juncus acutus L.*

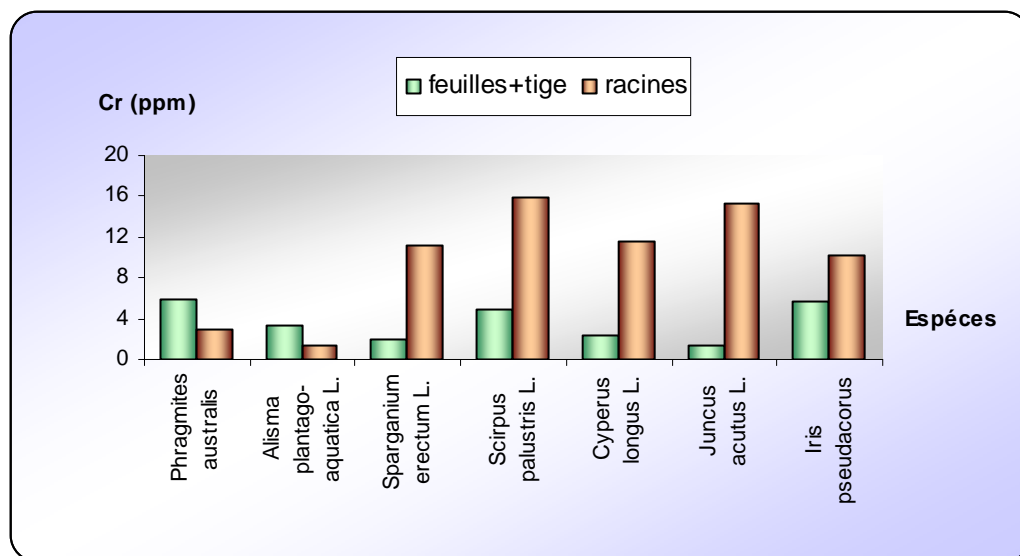


Figure 46: Concentration du chrome en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

Contrairement au cadmium, l'accumulation est plus importante au niveau des racines pour la majorité des espèces, elle est enregistrée chez le *Sparganium erectum L.*, le *Scirpus palustris L.*, le *Cyperus longus L.*, le *Juncus acutus L.* et chez l'*Iris pseudacorus L.* Ce qui n'est pas le cas pour le *Phragmites australis* et l'*Alisma plantago-aquatica L.* où l'accumulation la plus importante est enregistrée au niveau des parties aériennes (Fig. 46).

L'analyse de la variance montre une différence non significative entre les teneurs des espèces en chrome ($F = 0.3798$, $P < 0.8706$).

III-3- Cuivre

Les résultats d'analyse du cuivre dans les racines et les parties aériennes des plantes montrent que les teneurs en cet élément sont légèrement variables d'une espèce à une autre, cependant la variabilité entre les deux compartiments est importante dans chaque espèce (Fig.47).

Les teneurs varient dans les racines entre un minimum de l'ordre de 8.255 ppm chez *Phragmites australis* et un maximum de l'ordre de 16.72 ppm chez *Cyperus longus L.* ; dans les parties

aériennes les teneurs varient entre un minimum de 1.995 ppm chez *Juncus acutus L.* et un maximum de 7.5 ppm chez *Cyperus longus L.*

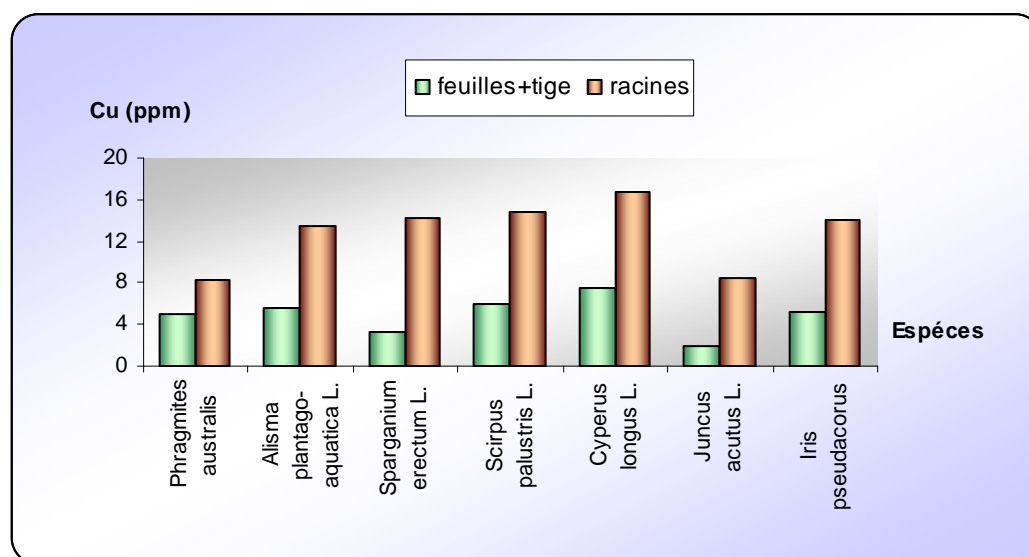


Figure 47: Concentration du cuivre en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

L'examen de la figure (47) nous a permis de constater que l'accumulation en cuivre est plus importante au niveau des racines pour toutes les espèces analysées. Le *Cyperus longus L.* présente les teneurs les plus élevées dans les deux compartiments par rapport aux autres espèces de plantes. De légères différences non significatives dans les teneurs des espèces en cuivre ont été enregistrées ($F = 0.3135$, $P < 0.9106$).

III-4- Manganèse

Les teneurs en manganèse enregistrées dans les racines et les parties aériennes des plantes présentent des fluctuations importantes (Fig.48). Elles s'échelonnent pour les racines entre une valeur minimale de l'ordre de 42.13 ppm observée chez *Phragmites australis* et une valeur maximale de l'ordre de 2242 ppm relevée chez *Sparganium erectum L.* ; pour les parties aériennes les teneurs oscillent entre un minimum de l'ordre de 34.36 ppm chez *Phragmites australis* ; et un maximum de l'ordre de 391 ppm chez *Scirpus palustris L.*

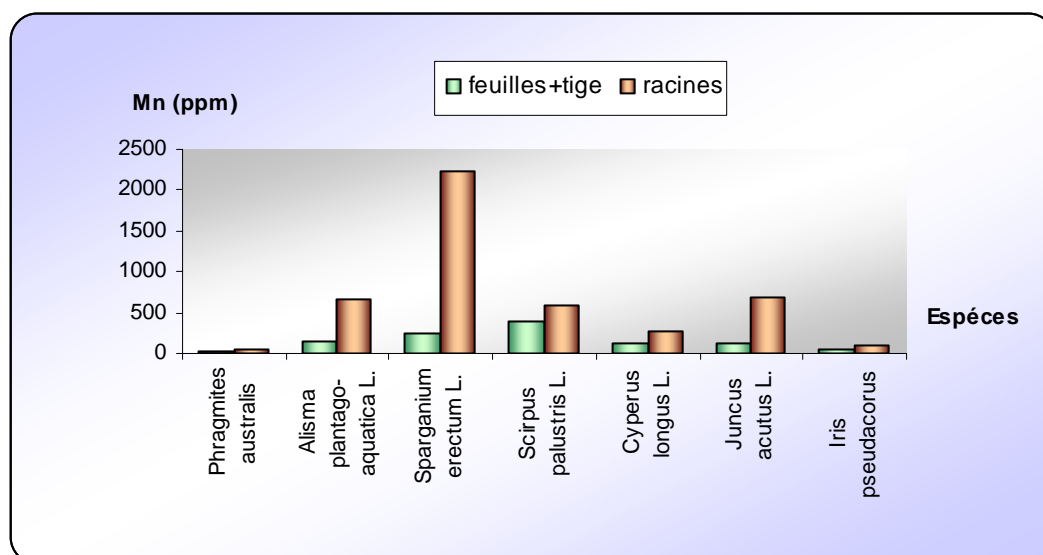


Figure 48: Concentration du manganèse en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

La figure (48) montre que l'accumulation en manganèse est importante au niveau des racines pour toutes les espèces analysées. Le *Phragmites australis* présente les teneurs les plus faibles dans les deux compartiments par rapport aux autres plantes. L'analyse de la variance montre une différence non significative entre les teneurs des espèces en manganèse ($F = 1.3114$, $P < 0.3621$).

III-5- Plomb

Les résultats montrent que les teneurs en plomb dans les racines s'échelonnent entre un maximum de 27.93 ppm chez *Cyperus longus L.*, et un minimum de 9.715 ppm chez *Phragmites australis* ; Cependant, dans les parties aériennes les teneurs en cet élément oscillent entre un maximum de l'ordre de 33.39 ppm chez le *Sparganium erectum L.*, et un minimum de l'ordre de 6.07 ppm chez le *Juncus acutus L.*

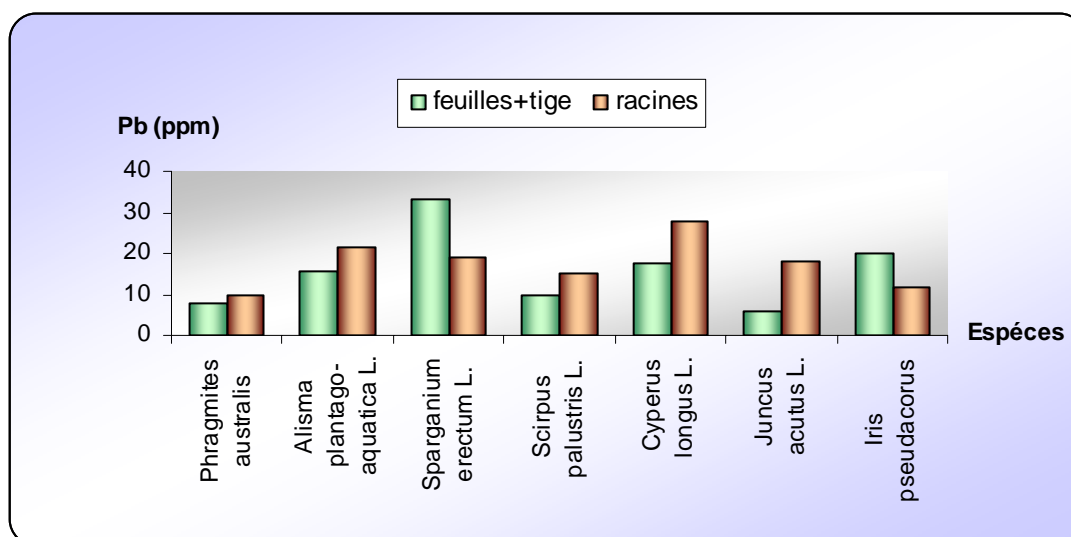


Figure 49: Concentration du plomb en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

L'accumulation du plomb est plus importante dans les racines chez le *Phragmites australis*, *Alisma plantago-aquatica L.*, *Scirpus palustris L.*, *Cyperus longus L.* et chez le *Juncus acutus L.* Au contraire chez le *Sparganium erectum L.* et l'*Iris pseudacorus* où la fraction la plus importante est enregistrée au niveau des parties aériennes (Fig. 49). Des différences non significative entre les teneurs des espèces en plomb ont été enregistrées ($F = 1.7884$, $P < 0.2321$).

III-6- Zinc

Les résultats montrent que les teneurs en zinc varient dans les racines des plantes entre une valeur maximale de l'ordre de 146.3 ppm observée chez *Scirpus palustris L.*, et une valeur minimale de l'ordre de 85.355 relevée chez *Juncus acutus L.*; Cependant, dans les feuilles et les tiges les teneurs en cet élément oscillent entre un maximum de 84.135 ppm chez *Scirpus palustris L.*, et un minimum de 68.01 ppm chez *Juncus acutus L.*

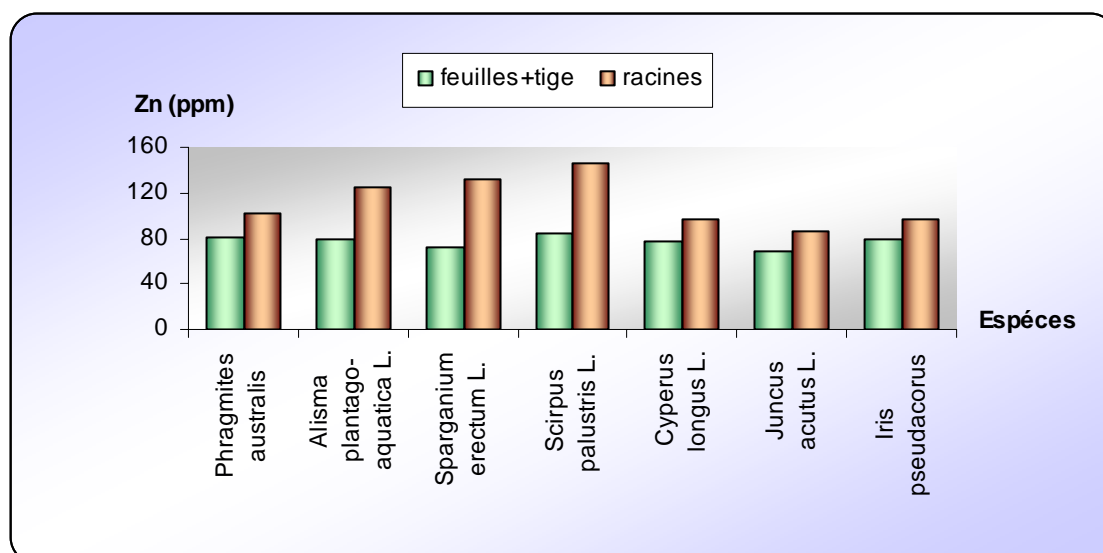


Figure 50: Concentration du zinc en ppm dans les racines et les parties aériennes (Feuilles + tiges) de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

L'examen de la figure (50) nous a permis de constater que l'accumulation est plus importante au niveau des racines pour toutes les espèces analysées. Le *Scirpus palustris L.* présente les teneurs en zinc les plus élevées dans les deux compartiments par rapport aux autres espèces. Cependant, les faibles teneurs ont été enregistrées chez le *Juncus acutus L.* L'analyse de la variance montre une différence non significative entre les teneurs des espèces en zinc ($F = 0.4017$, $P < 0.8567$).

III-7- Analyse multivariée des données

III-7-1- AFC des parties aériennes

L'analyse statistique multivariée réalisée par le biais de l'AFC et exprimé dans le plan factoriel 1x2 de l'AFC qui exprime 96% de l'information nous montre la formation de 3 groupes :

Groupe 1 : composé des espèces *Iris pseudacorus L.*, *Cyperus longus L.*, *Sparganium erectum L.* et *Alisma plantago-aquatica L.* caractérisées par les concentrations élevées du plomb.

Groupe 2 : composé de deux espèces, il s'agit de *Juncus acutus L.* et *Scirpus palustris L.* affichant des taux élevés du manganèse.

Enfin le groupe 3 composé du *Phragmites australis* caractérisée par la présence de concentrations du Cu, Cd, Zn et de Cr (Fig.51).

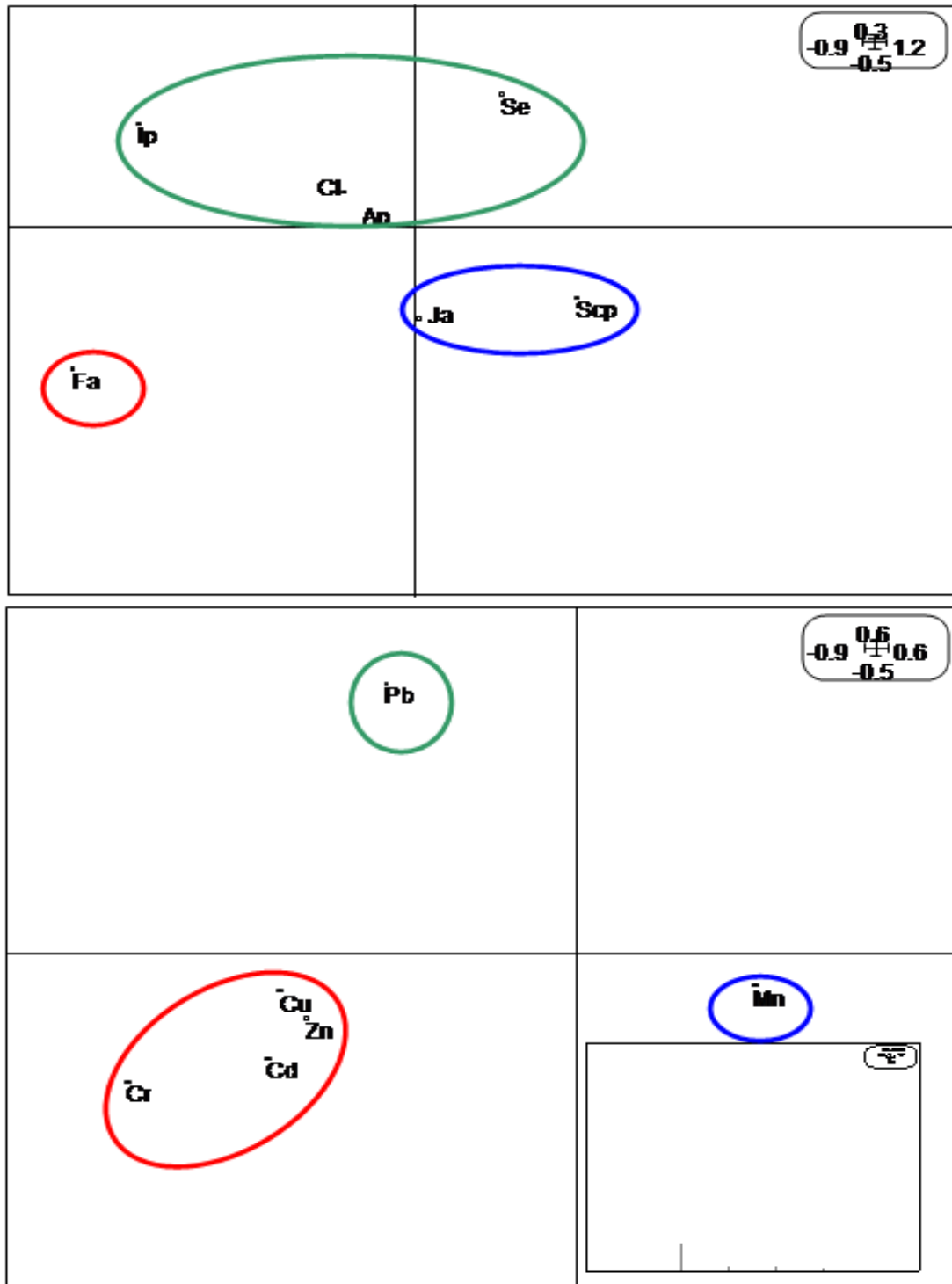


Figure 51: Plan factoriel 1x2 de l'AFC de l'évaluation de certains métaux lourds chez les parties aériennes (feuilles + tiges) de certaines espèces végétales du marais de Redjla, Taher.

(Sept espèces végétales et six métaux lourds). Axes d'inerties: 0.86, 0.10, 0.015 et 0.011.

Phragmites ausrtalis : **Fa** ; *Alisma plantago-aquatica* L.:**Ap**; *Sparganium erectum* L.: **Se**;
Scirpus palustris L.: **Sp**; *Cyperus longus* L. : **Cl** ; *Juncus acutus* L.: **Ja**; *Iris pseudacoru* L.s: **Ip**

III-7-2- AFC des racines

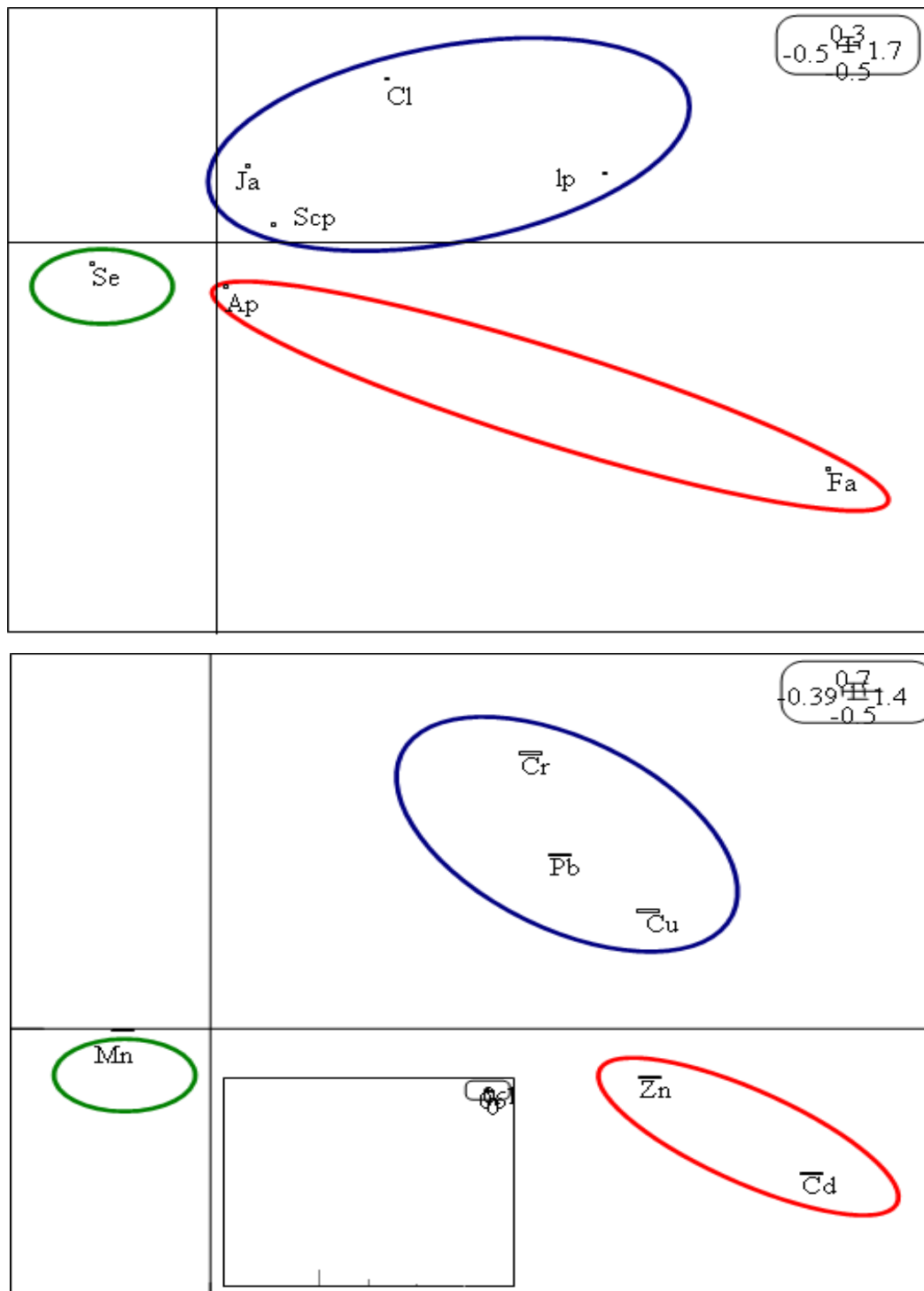


Figure 52: Plan factoriel 1x2 de l'AFC de l'évaluation de certains métaux lourds chez les racines de certaines espèces végétales du marais de Redjla, Taher.

(Sept espèces végétales et six métaux lourds). Axes d'inerties: 0.928; 0.045; 0.01

Phragmites australis : **Fa** ; *Alisma plantago-aquatica* L.:**Ap**; *Sparganium erectum* L.: **Se**;
Scirpus palustris L.: **Scp**; *Cyperus longus* L. : **Cl** ; *Juncus acutus* L.: **Ja**; *Iris pseudacorus* L.: **Ip**

L'analyse statistique multivariée des données réalisée par le biais de l'AFC nous présente dans le plan factoriel 1x2 de l'AFC qui rassemble plus de 97% de l'information la formation de trois groupes :

Groupe 1 : composé de *Juncus acutus L.*, *Cyperus longus L.*, *Scirpus palustris L.* et *Iris pseudacorus L.* caractérisées par les concentrations les plus importantes du chrome, du plomb et du cuivre.

Groupe 2 : constitué de *Alisma plantago-aquatica L.* et *Phragmites australis* caractérisées par des teneurs élevées du zinc et du cadmium.

Enfin le groupe 3 composé d'une seule espèce, il s'agit de *Sparganium erectum L.* qui est caractérisée par les taux élevés du manganèse.

IV- Dynamique des métaux lourds

En évaluation des risques pour la santé et en particulier les risques liés aux sites et sols pollués, le suivi de la dynamique des concentrations des métaux lourds entre les différents compartiments ; eau, sol et plantes et la voie d'exposition liée à l'ingestion de végétal contaminé est souvent prépondérant. C'est pourquoi une bonne caractérisation des transferts des substances polluantes depuis l'environnement vers les végétaux est essentielle pour réduire les incertitudes liées aux évaluations.

IV-1- Transfert eau-sol

Les concentrations moyennes en Cd, Cr, Mn, Pb et Zn dans l'eau et le sol des quatre stations étudiées sont récapitulés dans le tableau (05) et représentés graphiquement par les figures (53) à (57).

Tableau 05 : Concentrations en Cd, Cr, Mn, Pb et Zn dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm.

Les valeurs sont des moyennes de trois répétitions

Stations	Station 1		Station 2		Station 3		Station 4	
	Eau	Sol	Eau	Sol	Eau	Sol	Eau	Sol
Cd	0,03 ± 0,01	1,79 ± 0,27	0,03 ± 0,01	1,3 ± 0,75	0,04 ± 0,01	1,58 ± 0,89	0,02 ± 0,01	1,44 ± 0,75
Cr	0,06 ± 0,04	35,3 ± 16,46	0,09 ± 0,02	26,15 ± 2,32	0,11 ± 0,04	27,25 ± 2,89	0,12 ± 0,05	22,39 ± 1,82
Mn	0,27 ± 0,003	129,59 ± 35,05	0,76 ± 0,21	2085 ± 1200	0,14 ± 0,04	672,66 ± 997,96	0,26 ± 0,05	111,6 ± 6,65
Pb	0,18 ± 0,06	42,09 ± 25,63	0,2 ± 0,16	40,07 ± 7,58	0,17 ± 0,07	35,21 ± 0,61	0,23 ± 0,14	23,27 ± 13,79
Zn	0,11 ± 0,02	104,85 ± 7,79	0,12 ± 0,08	148,32 ± 73,31	0,13 ± 0,06	93,15 ± 5,54	0,15 ± 0,05	126,73 ± 7,98

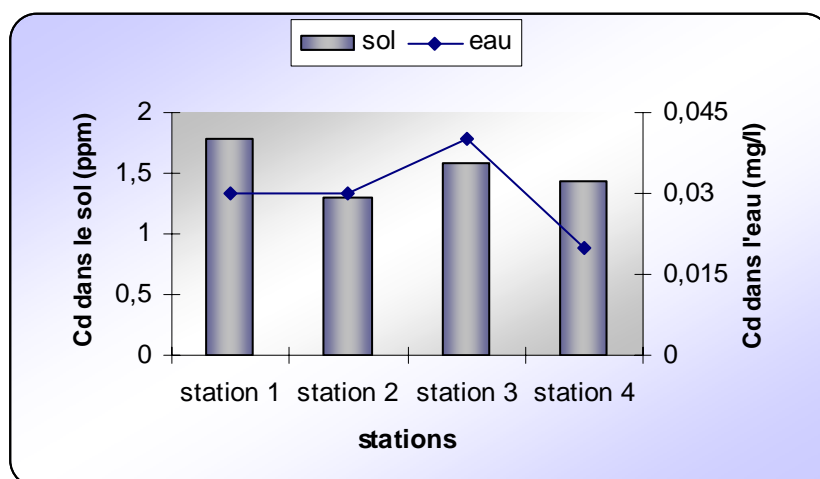


Figure 53: Concentrations du cadmium dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm.

Les valeurs sont des moyennes de trois répétitions

La figure (53) montre que les concentrations moyennes en cadmium dans le sol dépassent de loin celles dans l'eau, et varient considérablement entre ces deux compartiments. Ceci est bien démontré par l'analyse de la variance qui montre une différence hautement significative entre les compartiments eau et sol ($F = 66.8874$, $p < 1.206e-07$). Alors que la différence entre les stations des deux compartiments est non significative ($F = 0.9617$, $P < 0.4311$).

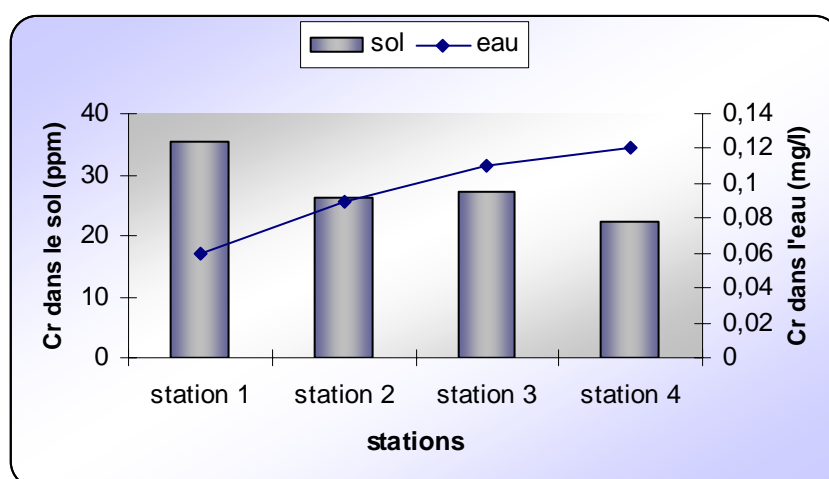


Figure 54: Concentrations du chrome dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm.

Les valeurs sont des moyennes de trois répétitions

Idem pour le chrome où nous avons enregistré des concentrations moyennes dans le compartiment sol qui dépassent largement celles enregistrées dans le compartiment eau et ceci pour les quatre stations (Fig. 54). Une différence hautement significative entre la teneur des eaux et celle du sol en chrome a été également démontrée par l'analyse de la variance à deux critères de

classification ($F = 124.6659$, $p < 4.807e-10$), cependant la différence entre les stations des deux compartiments est non significative ($F = 1.4176$, $P < 0.2656$).

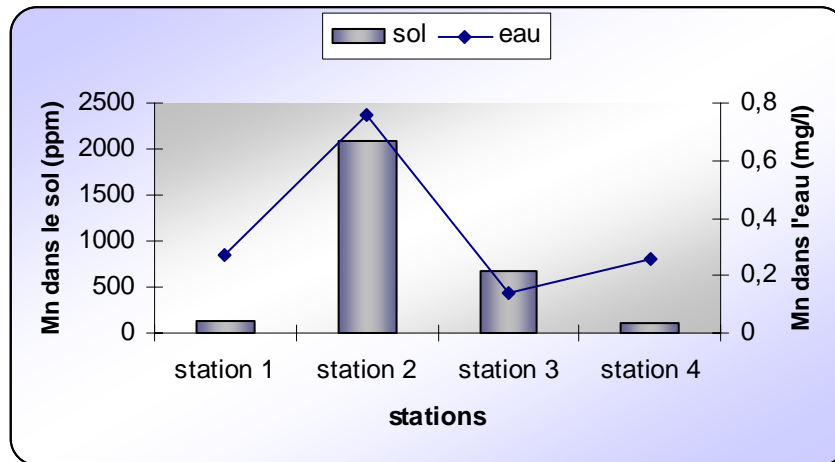


Figure 55: Concentrations du manganèse dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm.

Les valeurs sont des moyennes de trois répétitions

Les mêmes résultats ont été obtenus pour le manganèse (Fig.55), la différence était significative entre les deux compartiments ($F = 5.2206$, $p < 0.03338$), pour le plomb (Fig.56), ($F = 72.2829$, $p < 4.496e-08$), et pour le zinc (Fig. 57), ($F = 107.4657$, $p < 1.721e-09$).

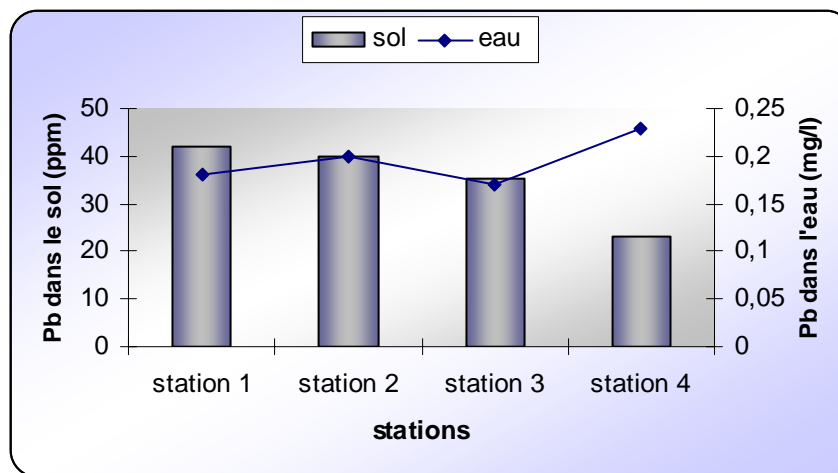


Figure 56: Concentrations du plomb dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm.

Les valeurs sont des moyennes de trois répétitions

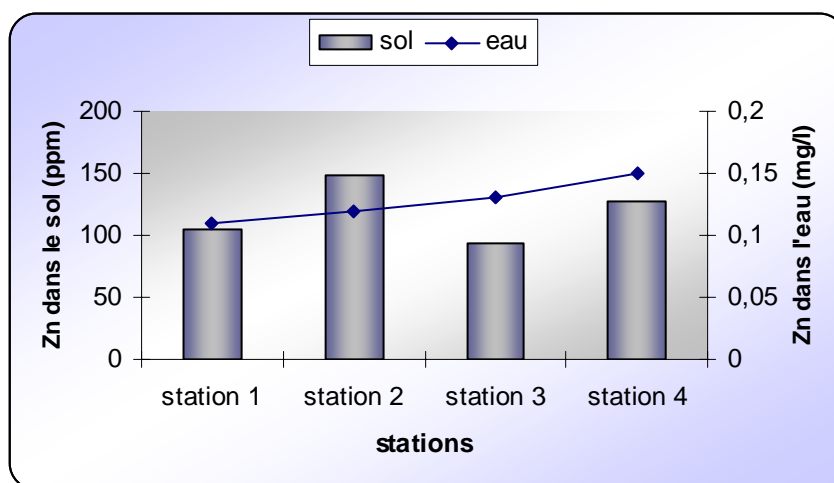


Figure 57: Concentrations du zinc dans l'eau en mg/l et dans le sol en ppm.

Les valeurs sont des moyennes de trois répétitions

IV-2- Transfert sol-plantes

Les transferts sol-plante des polluants dépendent non seulement des propriétés physico-chimiques des molécules considérées mais aussi des processus physiologiques impliquées dans le développement de la plante.

IV-2-1- Facteur de bioconcentration (FBC)

Désigne le ratio entre la concentration d'un composé donné dans les tissus d'un organisme et de sa concentration dans l'environnement qui l'entoure (Ait Ali et al., 2002; Zacchini et al., 2009).

Pour évaluer la capacité des plantes d'extraire et d'accumuler les ETM, le facteur de bioconcentration (FBC) a été calculé.

Les FBC du Cd, Cr, Cu, Mn, Pb et du Zn pour les racines et les parties aériennes des plantes sont rapportés dans le tableau (06), et représentés graphiquement par les figures (58) à (63).

Tableau 06: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cd, Cr, Cu, Mn, Pb et du Zn pour les racines et les parties aériennes des plantes.

Espèces	FBC													
	<i>Phragmites australis</i>		<i>Alisma plantago-aquatica L.</i>		<i>Sparganium erectum L.</i>		<i>Scirpus palustris L.</i>		<i>Cyperus longus L.</i>		<i>Juncus acutus L.</i>		<i>Iris pseudacorus L.</i>	
	P.A	R	P.A	R	P.A	R	P.A	R	P.A	R	P.A	R	P.A	R
Cd	3,25	3,01	2,87	2,54	3,18	3,18	2,91	2,25	3,07	2,16	2,01	1,86	1,84	2,25
Cr	0,17	0,08	0,15	0,06	0,08	0,43	0,22	0,71	0,09	0,43	0,05	0,56	0,16	0,29
Cu	0,12	0,2	0,26	0,62	0,12	0,51	0,27	0,67	0,31	0,7	0,08	0,35	0,12	0,33
Mn	0,27	0,33	1,32	5,98	0,12	1,08	3,5	5,37	0,18	0,42	0,19	1,01	0,38	0,84
Pb	0,19	0,23	0,68	0,91	0,83	0,47	0,42	0,65	0,5	0,79	0,17	0,52	0,48	0,27
Zn	0,77	0,98	0,62	0,99	0,49	0,89	0,66	1,15	0,83	1,04	0,73	0,92	0,76	0,93

P.A : parties aériennes, **R :** racines

L'examen du tableau (06) permet de constater que les facteurs de bioconcentration (FBC) présentent des fluctuations entre les FBC des parties aériennes et les FBC des racines plus ou moins importantes, pour le chrome et chez le *Sparganium erectum L.* le FBC de la partie aérienne représente que 18% du FBC de la racine, 20% chez le *Cyperus longus L.*, 30% chez le *Scirpus palustris L.* et seulement 8% chez le *Juncus acutus L.* Pour le plomb chez le *Juncus acutus L.* il est de l'ordre de 6%.

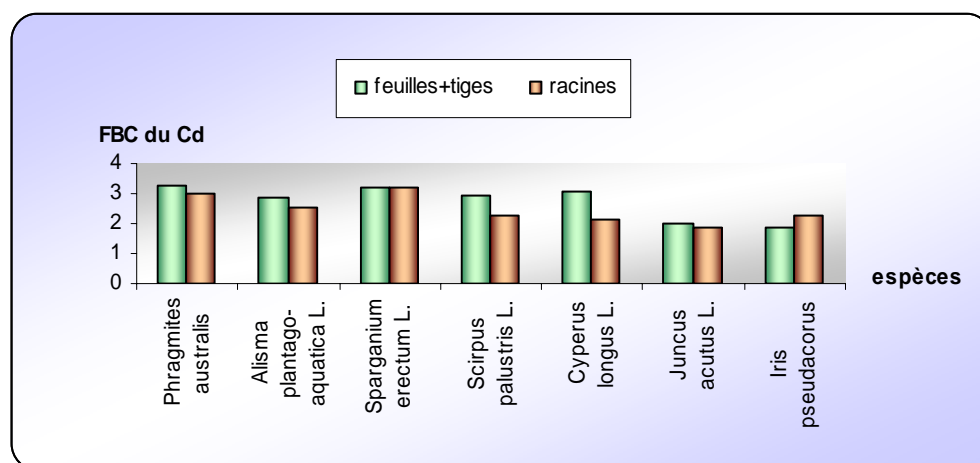


Figure 58: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cd dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

La figure (58) nous a permis de comparer les facteurs de bioconcentration (FBC) du Cd pour les racines et les parties aériennes des espèces de plantes étudiées. Chez le *Phragmites australis*, *Alisma plantago-aquatica L.*, le *Scirpus palustris L.*, le *Cyperus longus L.* et le *Juncus acutus L.*, les valeurs du FBC les plus élevées sont enregistrées au niveau des parties aériennes.

Au contraire chez l'*Iris pseudacorus L.* où nous avons enregistré un FBC des racines supérieur à celui calculé pour les parties aériennes. Il est toutefois à noter que chez le *Sparganium erectum L.*, la même valeur a été enregistrée dans les deux compartiments.

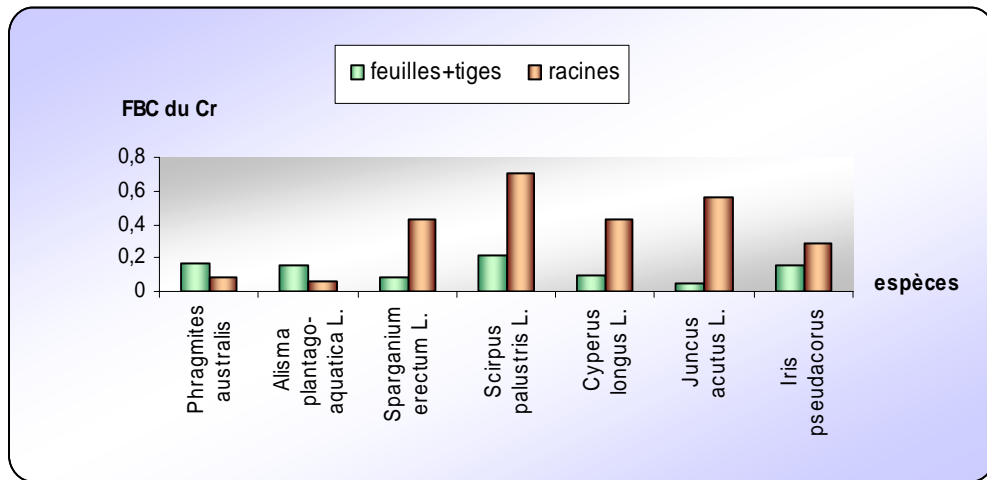


Figure 59: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cr dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

Contrairement au cadmium, les valeurs du FBC du chrome enregistrées pour les racines sont nettement supérieures à ceux calculées pour les parties aériennes (Fig.59), et ceci chez la majorité des espèces étudiées ; chez le *Sparganium erectum L.*, le *Scirpus palustris L.*, le *Cyperus longus L.*, le *Juncus acutus L.* et chez l'*Iris pseudacorus L.* Tandis que pour le *Phragmites australis* et l'*Alisma plantago-aquatica L.* les FBC constatés pour les parties aériennes sont supérieurs à ceux enregistrés pour les racines.

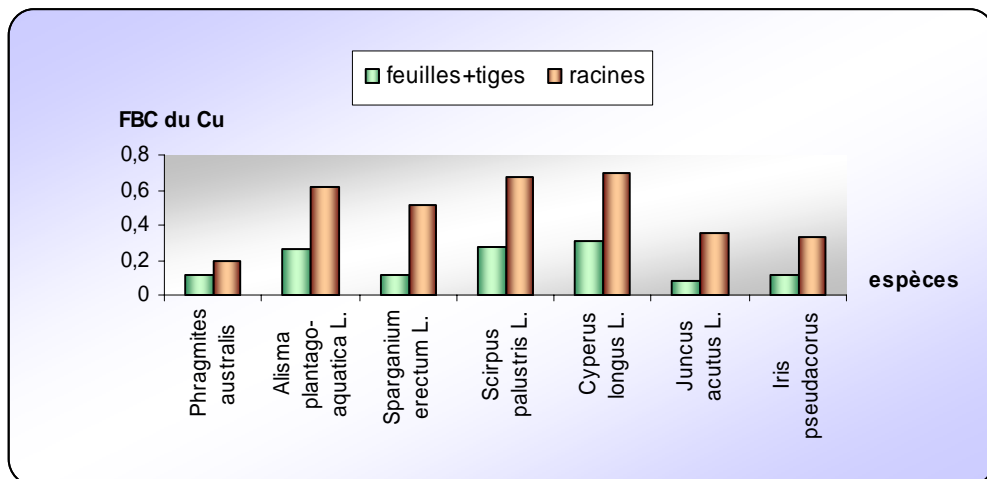


Figure 60: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Cu dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

Le cuivre, le manganèse et le zinc s'accumulent dans les tissus des racines à des taux supérieurs à ceux enregistrés au niveau des parties aériennes et ceci pour toutes les espèces étudiées (Fig.60, 61 et 62).

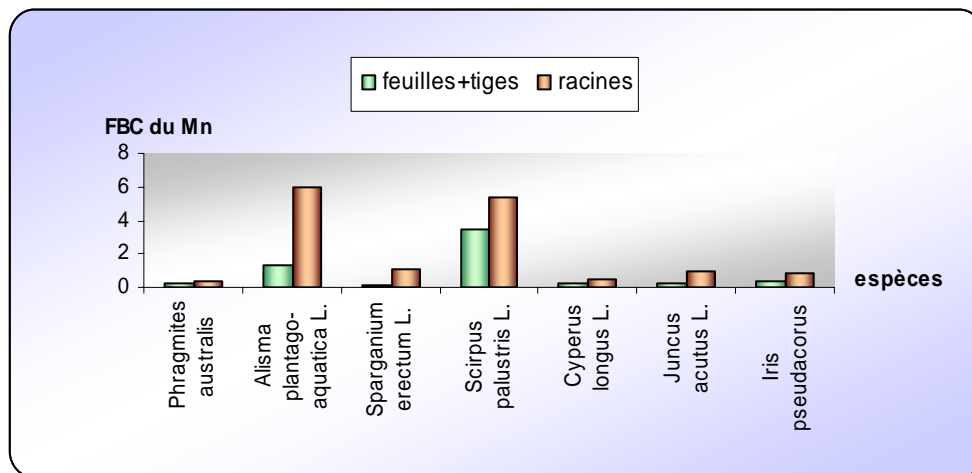


Figure 61: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Mn dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

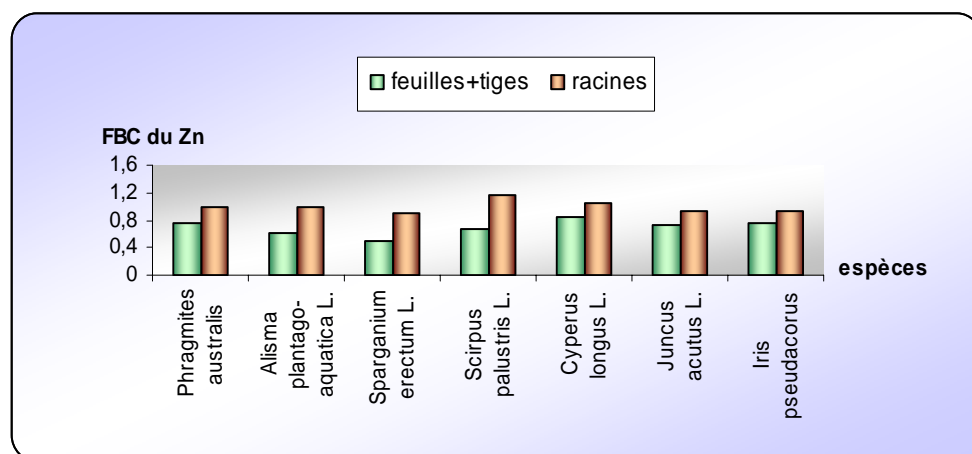


Figure 62: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Zn dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

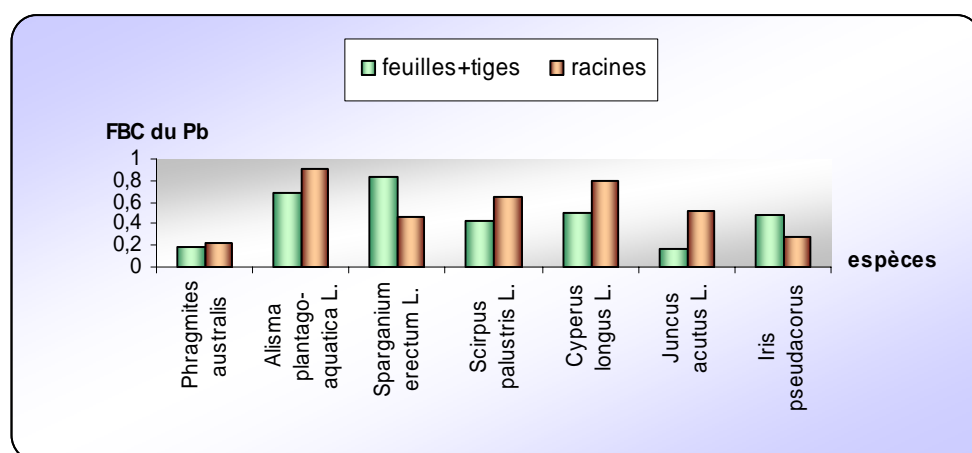


Figure 63: Facteurs de bioconcentration (FBC) du Pb dans les racines et les parties aériennes de différentes espèces de macrophytes aquatiques.

La figure (63) nous a permis de constater que les FBC du Pb pour les racines sont supérieurs à ceux calculés pour les parties aériennes chez le *Phragmites australis*, *Alisma plantago-aquatica L.*, *Scirpus palustris L.*, *Cyperus longus L.* et chez le *Juncus acutus L.* Au contraire chez le *Sparganium erectum L.* et l'*Iris pseudacorus* où les FBC pour les parties aériennes sont supérieurs à ceux calculés pour les racines.

IV-2-2- Facteur de translocation (Ft)

La capacité des plantes d'accumuler les métaux lourds dans les tissus des racines des plantes et ceux des parties aériennes est confirmée par le calcul du facteur de translocation (Ft), qui indique le pourcentage du métal absorbé par les racines et qui atteint les parties aériennes de la plante (Zacchini et al., 2009).

Les Ft du Cd, Cr, Cu, Mn, Pb et du Zn sont rapportés dans le tableau (07), et représentés graphiquement par les figures (64) à (69).

Tableau 07: Facteurs de translocation (Ft) du Cd, Cr, Cu, Mn, Pb et du Zn

Espèces	Ft						
	<i>Phragmites australis</i>	<i>Alisma plantago-aquatica L.</i>	<i>Sparganium erectum L.</i>	<i>Scirpus palustris L.</i>	<i>Cyperus longus L.</i>	<i>Juncus acutus L.</i>	<i>Iris pseudacorus L.</i>
Cd	1,08	1,13	1	1,29	1,42	1,08	0,82
Cr	2	2,49	0,18	0,31	0,20	0,09	0,55
Cu	0,61	0,42	0,24	0,40	0,45	0,24	0,37
Mn	0,82	0,22	0,12	0,65	0,43	0,18	0,45
Pb	0,81	0,74	1,77	0,64	0,63	0,33	1,74
Zn	0,79	0,62	0,55	0,58	0,80	0,80	0,82

La translocation du Cd, du Cr, du Cu, du Mn, du Pb et du Zn des racines vers les parties aériennes varie considérablement entre les éléments et entre les espèces (Tab. 07)

Les figures (64) à (69) permettent de comparer la capacité des espèces à accumuler les métaux lourds dans ses racines et à les transférer vers les parties aériennes.

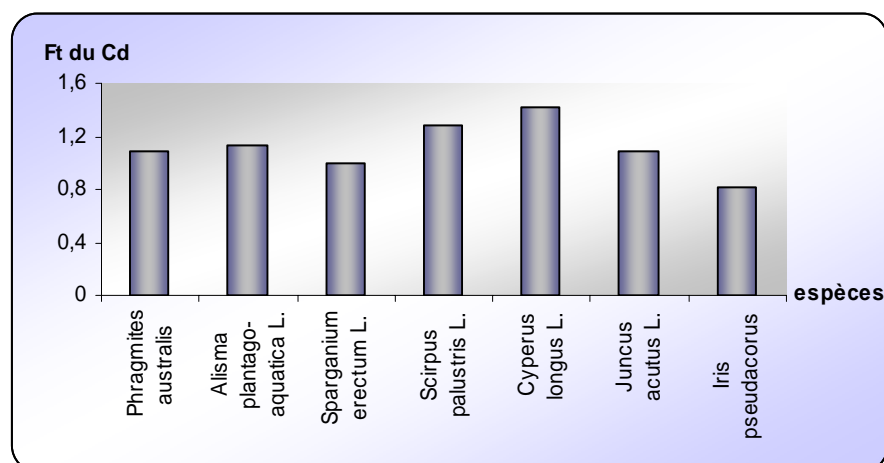


Figure 64: facteur de translocation du cadmium de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques

De faibles variations du facteur de translocation du cadmium entre les différentes espèces ont été représentées par la figure (64). La valeur la plus élevée du Ft du Cd est observée chez *Cyperus longus L.*, et la plus faible caractérise l'*Iris pseudacorus L.*

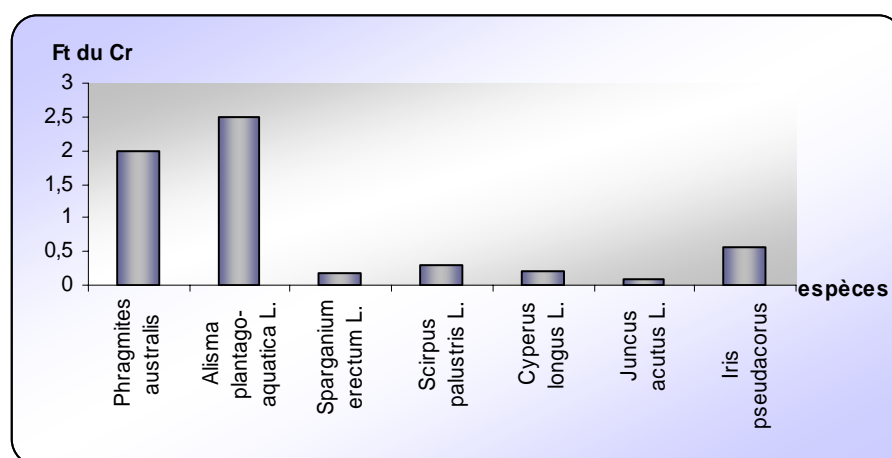


Figure 65: facteur de translocation du chrome de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques

Contrairement au Ft du cadmium, la figure (65) montre une importante variabilité du Ft du chrome des racines vers les feuilles et les tiges des plantes. Ici c'est l'*Alisma plantago-aquatica L.* qui présente le plus important Ft du Cr, et le *Juncus acutus L.* étant le plus faible.

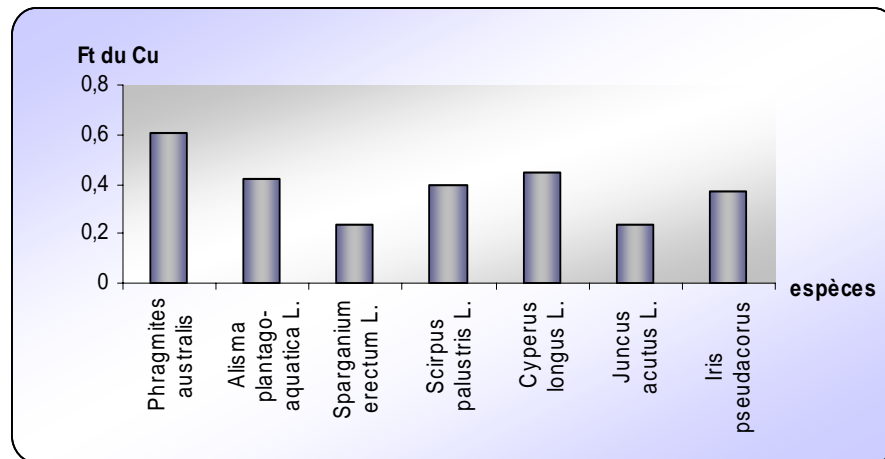


Figure 66: facteur de translocation du cuivre de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques

En ce qui concerne le Ft du Cu entre les différentes espèces, une légère variabilité a été démontrée par la figure (66). Le *Phragmites australis* présente le Ft du Cu le plus important, alors que le plus faible est constaté chez le *Juncus acutus L.* et le *Sparganium erectum L.*

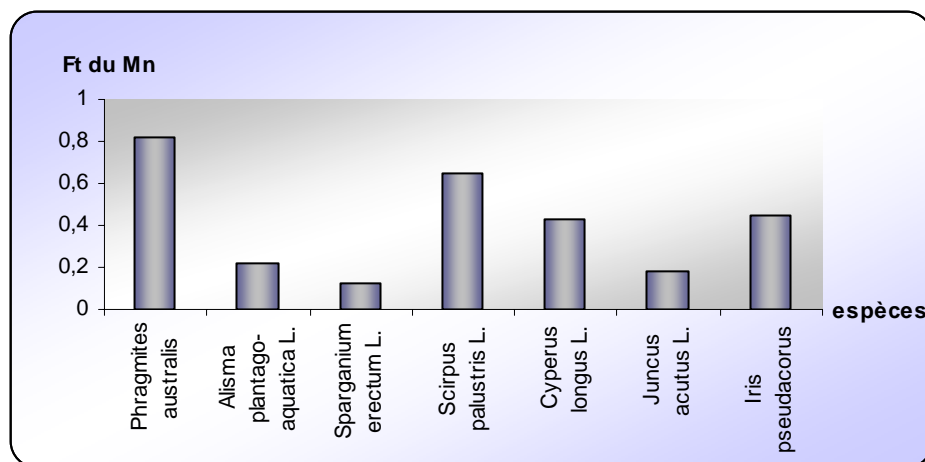


Figure 67: facteur de translocation du manganèse de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques

Le Ft du Mn et du Pb entre les différentes espèces montre une importante variabilité (Fig.67 et 68). Pour le premier, c'est le *Phragmites australis* qui possède la valeur la plus élevée et le *Sparganium erectum L.* la plus faible. Cependant, ce dernier présente le plus important Ft du Pb et le *Juncus acutus L.* étant le plus faible.

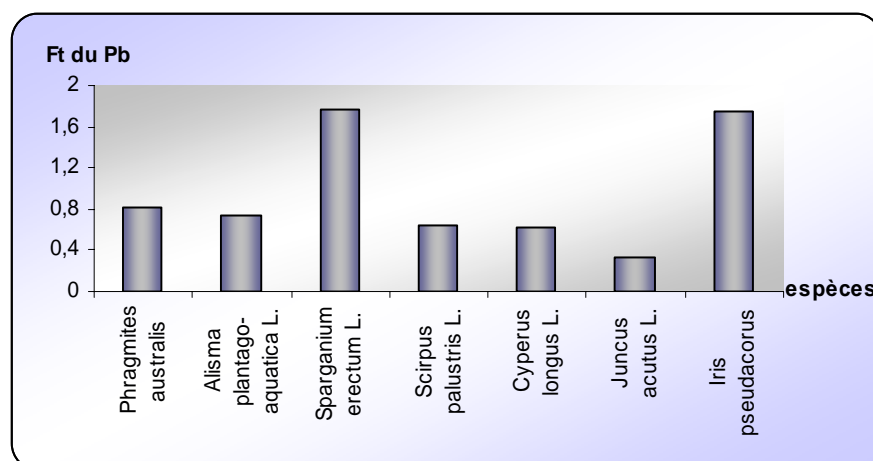


Figure 68: facteur de translocation du plomb de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques

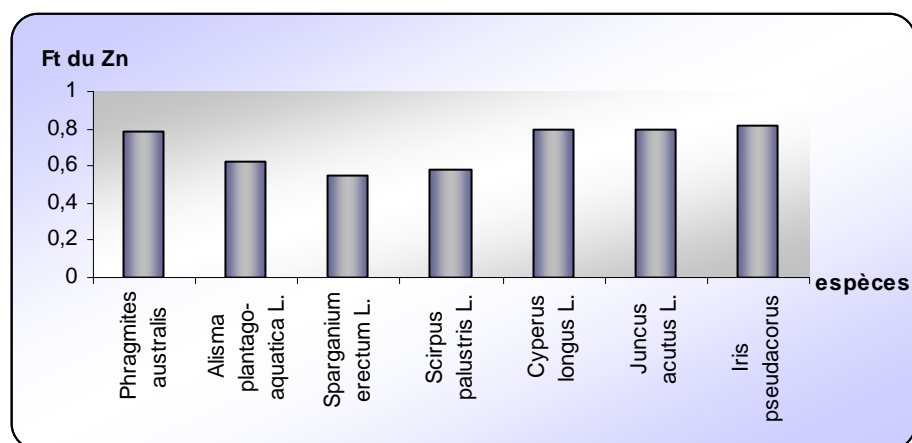


Figure 69: facteur de translocation du zinc de différentes espèces analysées de macrophytes aquatiques

Enfin, le Ft du Zn des racines vers les feuilles et les tiges des différentes plantes analysées présente une légère variabilité (Fig.69). Ici c'est l'*Iris pseudacorus L.* qui présente le plus important Ft du Zn et le *Sparganium erectum L.* étant le plus faible.

Discussion

I- Compartiment Eau

I-1- Température

La température est un facteur écologique important du milieu. Une évolution de la température peut perturber fortement le milieu (pollution thermique) mais peut aussi être un facteur d'accroissement de la productivité biologique (Gaujous, 1995).

La température de l'eau joue un rôle important par exemple en ce qui concerne la solubilité des sels et des gaz dont, entre autre, l'oxygène nécessaire à l'équilibre de la vie aquatique. Par ailleurs, la température accroît les vitesses des réactions chimiques et biochimiques d'un facteur de 2 à 3 pour une augmentation de température de 10°C (De Villers et al., 2005).

Un réchauffement entraîne l'apparition des algues flottantes et des organismes aquatiques indésirables (Belanger et al., 2005). Il peut également provoquer une absorption des métaux lourds par les plantes (Gaujous, 1995). La température de l'eau varie en fonction de la température extérieure (l'air), des saisons, de la nature géologique et de la profondeur du niveau d'eau par rapport à la surface du sol (Rodier, 1996).

L'élévation de la température de l'eau est considérée comme une pollution du fait qu'elle modifie le taux d'oxygène dissous. En effet l'eau dissout par contact, tous les gaz d'autant mieux que sa température est plus basse (Ramade, 1998), ce qui justifie la corrélation négative et hautement significative entre la température et l'oxygène dissous ($R^2 = -0.75$). Il est à noter qu'une augmentation de la température accélère la décomposition des matières organiques présentes dans l'eau, entraînant ainsi un déficit en oxygène (Leynaud et Verrel, 1980 ; Tuffery, 1980), et favorise une bonne minéralisation et une accumulation des matières nutritives (Hynes, 1970).

Les résultats obtenus dans les quatre stations de prélèvement permettent de constater une fluctuation importante des valeurs de la température dans l'espace. Les stations situées dans les zones à couvert végétal peu important ou nul, sont exposées tout le temps au soleil et présentent des valeurs importantes (station 03 et 04), alors que celles couvertes de végétation en particulier la strate arborée (station 02 et 01) présentent des températures moins élevées. Ainsi que la profondeur du marais au niveau de la station 01 est la plus importante.

Cette élévation au niveau des stations 04 et 03 s'accompagne d'une prolifération des algues, en effet nous avons remarqué ce phénomène dans toutes les stations puisque c'est la partie la plus active de leur cycle de vie grâce à la température et le taux élevé du phosphore. Ce qui justifie la corrélation positive et hautement significative entre la température et les orthophosphates ($R^2 = 0.61$).

L'étude faite par Villar et al., (1999) a montré que les valeurs moyennes de la température sont de $21^{\circ}\text{C} \pm 6$, $18^{\circ}\text{C} \pm 8$ et $22^{\circ}\text{C} \pm 7$; de 22°C et 24°C (Nassali et al., 2002) ; et entre $26,50^{\circ}\text{C}$ et 29°C (Fianko et al., 2007).

I-2- pH

Le pH présente le degré d'acidité ou d'alcalinité d'un milieu aquatique et conditionne l'équilibre physico-chimique de l'eau. Un pH compris entre 6 et 9 permet un développement à peu près correct de la faune et de la flore aquatique. Les organismes vivants sont très sensibles aux variations brutales même limitées du pH. L'influence du pH se fait également ressentir par le rôle qu'il exerce sur les équilibres ioniques des autres éléments en augmentant ou en diminuant leur toxicité (Gaujous, 1995). Il joue également un grand rôle dans l'absorption et l'accumulation des métaux. Plus le pH est acide, plus les plantes en accumulent.

Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique. Des pH élevés augmentent les concentrations d'ammoniac, toxique pour les poissons (De Villers et al., 2005).

Le pH d'une eau dépend de son origine qui peut être naturelle (nature géologique) ou artificielle ; provenant des rejets domestiques, des eaux résiduaires, des tanneries et des teintureries (Bremond et Nuichard, 1973). Il dépend aussi de la nature des terrains que l'eau traverse, des eaux issues de massifs cristallins auront un pH plutôt acide, à l'inverse, des eaux provenant de régions calcaires auront un pH plutôt basique (Savary, 2003). Ce paramètre peut être modifié par l'apport de substances humiques ou suite à un déséquilibre des teneurs en carbonates dues à la bio-activité ou aux sels hydrolysables.

D'une manière générale le pH des eaux du marais est neutre à légèrement alcalin. Ceci peut être expliqué par la nature géologique calcaire du terrain.

Les valeurs du pH sont influencées par la température, car l'augmentation de cette dernière conduit au déséquilibre et favorise la formation des carbonates sous l'effet de la photosynthèse qui provoque une élévation du pH (Vernaux et coll, 1982). Ceci se traduit par la forte corrélation ($R^2 = 0.60$) entre les deux paramètres.

Ces variations peuvent être aussi dues aux précipitations qui par phénomène de percolation, entraînent les nitrates et les nitrites des engrais chimiques causant ainsi une prolifération des algues dont l'activité augmente la valeur du pH (Barbe, 1984). Ce qui explique l'augmentation du pH au niveau de la station 03 par rapport aux autres stations. Des augmentations de pH peuvent se

produire suite à des phénomènes d'eutrophisation ou par des rejets d'eaux usées alcalines (De Villers et al., 2005).

Des études montrent que les valeurs moyennes du pH sont de 7 ± 0.7 , 6 ± 0.3 et 8 ± 0.9 (Villar et al., 1999) ; de 7.02 et 9.25 (Nassali et al., 2002); elles sont entre 6,8 et 7,7 (Fianko et al., 2007).

I-3- Conductivité électrique

La mesure de la conductivité de l'eau nous permet d'apprécier la quantité des sels dissous dans l'eau (chlorures, sulfates, calcium, sodium, magnésium...). Elle est proportionnelle au degré de minéralisation (Teneur globale en éléments minéraux généralement ionisées) et varié en fonction de la température (Savary, 2003). Elle est plus importante lorsque la température de l'eau augmente.

Une corrélation hautement significative a été enregistrée entre la température et la conductivité ($R^2 = 0.95$); effectivement la conductivité augmente avec la température.

Le lessivage des sols entraîne naturellement la dissolution des sels (Carbonates, chlorures, Sulfates, Nitrates, Calcium, Sodium, Potassium, Magnésium ...). Cependant, il est impératif de signaler que l'accroissement de la conductivité est aussi relatif aux quantités de rejet de sels suite aux activités agricoles et industrielles (Savary, 2003).

D'après Rodier, (1996), les valeurs supérieures à 1000 $\mu\text{g}/\text{cm}$ indiquent une très forte charge d'éléments minéraux. C'est ce que nous observons dans les stations 02, 03 et 04. Cette surcharge peut être expliquée d'une part, par la minéralisation de la matière organique (issue de déversement des eaux usées surtout au niveau de la 4ème station) qui s'accélère dans les eaux à température élevée, a tendance alcaline en présence d'ions calcium (Rodier, 2005), et d'autre part par le déficit de précipitation qui a permis de concentrer les sels minéraux des fertilisants (Région agricole).

La chute considérable observée dans la station 01 est probablement due à l'assimilation des sels minéraux par les êtres vivants qui sont plus nombreuses dans cette station.

Villar et al., (1999) ont montré que les valeurs moyennes de la conductivité sont de 12 ± 28 , 167 ± 58 et 443 ± 150 ; elles sont de 1220 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et 1470 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (Nassali et al., 2002); de 1800 $\mu\text{s}/\text{cm}$ et 2100 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (Debieche, 2002) ; et de l'ordre de 77 $\mu\text{s}/\text{cm}$ (Koné et al., 2009).

I-4- Oxygène dissous

L'oxygène est un élément indispensable pour la vie des micro-organismes, et favorise les réactions chimiques qui fournissent de l'énergie (Bounias, 1999). L'oxygène dissous dans les eaux de surface provient essentiellement de l'atmosphère et de l'activité photosynthétique des algues et des plantes aquatiques. La concentration en oxygène dissous varie de manière journalière et saisonnière car elle dépend de nombreux facteurs tels que la pression partielle en oxygène de l'atmosphère, la température de l'eau, la salinité, la pénétration de la lumière, l'agitation de l'eau et la disponibilité en nutriments. Cette concentration en oxygène dissous est également fonction de la vitesse d'appauvrissement du milieu en oxygène par l'activité des organismes aquatiques et les processus d'oxydation et de décomposition de la matière organique présente dans l'eau (De Villers et al., 2005).

Le taux de l'oxygène dissous est inversement proportionnel à la température, ainsi au fur et à mesure que la température augmente, la teneur en oxygène diminue en raison de sa plus faible solubilité (Rodier, 1996). Ce qui justifie la corrélation négative et hautement significative entre les deux paramètres ($R^2 = -0.75$). En effet, il y'a une corrélation négative et hautement significative entre l'oxygène dissous et la conductivité ($R^2 = -0.74$). C'est-à-dire si la conductivité augmente, la teneur en oxygène dissous diminue.

Le taux élevé en oxygène dissous dans la première station peut être expliqué par l'activité chlorophyllienne des végétaux aquatiques dans cette station (Eckenfelder, 1982). Le taux d'oxygène dissous diminue d'une façon importante dans les stations 02, 03 et 04, ceci est dû probablement à l'élévation de la température et à l'activité biologiques des microorganismes auxotrophes à la consommation d'oxygène afin de dégrader les matières organiques. Cela signifie que l'oxydation biologique des matières organiques diminue le taux d'oxygène dissous dans l'eau (Eckenfelder, 1982).

Des études similaires présentent des valeurs de l'oxygène dissous nettement supérieures de celles de notre étude (Villar et al., 1999 ; Nassali et al., 2002).

I-5- Nitrates

Les nitrates constituent le stade final d'oxydation de l'azote organique. C'est une forme très soluble. Ils sont abondamment répandus dans les sols, dans la plupart des eaux et dans les plantes où ils sont nécessaires à la synthèse végétale (Savary, 2003). La présence de nitrate dans l'eau est souvent attribuable aux activités humaines.

L'utilisation de fertilisants synthétiques et de fumiers, associée aux cultures et à l'élevage intensif favorise leur apparition dans l'eau. Les rejets des eaux usées, de même que la décomposition de la matière végétale et animale peuvent aussi être une source de nitrates dans l'eau (Levallois et Phaneuf, 1994).

Lors du rejet d'azote organique (protéines, acides aminés, urée...), les molécules sont tout d'abord transformées en ammonium (NH_4^+) qui est ensuite oxydé en nitrites puis en nitrates sous l'action de bactéries nitrifiantes. Ces processus d'oxydation, également appelés « nitrification », sont très sensibles à la présence de matières toxiques (métaux, pesticides) et aux températures basses (De Villers et al., 2005). Des teneurs élevées en nitrates provoquent une prolifération algale qui contribue à l'eutrophisation du milieu.

Les teneurs en nitrates sont nettement faibles et loin de dépasser la norme provisoire algérienne, ceci peut être expliqué par l'action de la flore aquatique qui les utilise pour la synthèse des molécules organiques (Amoros et Petts, 1993).

La diminution des teneurs en nitrates enregistrées peut être due à leur réduction en nitrites par les bactéries dénitrifiantes. Ceci peut aussi être justifié par l'apport assez important de précipitation pendant la période de prélèvement dont la conséquence est la dilution des nitrates dans l'eau. Les plus fortes concentrations sont enregistrées dans la 4^{ème} station, ceci peut être expliqué par sa situation à proximité des serres et reçoit régulièrement les eaux d'égout de la région.

Les faibles concentration en oxygène dissous et les fortes concentrations des nitrates dans cette station est due principalement à la décomposition de la matière organique (Villar et al., 1999). On sait que les nitrates (azote) stimule l'activité des plantes ce qui provoque la consommation de l'oxygène dissous. Le graphique des nitrates montre des valeurs élevées dans la station 04 qui sont la conséquence de cette activité.

L'étude menée par Villar et al., (1999), a montré que les valeurs moyennes des nitrates sont de 212 ± 64 , 27 ± 19 et 426 ± 184 ($\mu\text{g/l}$) ; de 5mg/l (Debieche, 2002); et inférieures à 10mg/l (Somé et al., 2008).

I-6- Nitrites

Les nitrites ou azote nitreux (NO_2^-) provient d'une oxydation incomplète de l'azote ammoniacal ou par une réduction des nitrates par dénitrification. Les nitrites sont instables et sont rapidement transformés en nitrates. Les nitrites constituent un poison dangereux pour les organismes aquatiques, même à de très faibles concentrations. Sa toxicité augmente avec la température.

Selon Potelon, (1998), les nitrites sont répons dans le sol, les eaux et dans les plantes mais en quantités relativement faibles. Dans les eaux de surface leurs teneurs excèdent rarement 0.1 mg/l. Il est toute fois important de signaler que les eaux de contact avec certains terrains peuvent contenir des nitrites indépendants de toute souillure.

Des concentrations élevées en nitrites témoignent souvent de la présence de matières toxiques. Les nitrites sont surtout nuisibles pour les jeunes poissons. On considère que la situation est très critique à partir d'une concentration de plus de 3 mg NO₂-/l (Lisec 2004 in De villers et al., 2005).

Les teneurs élevées des nitrites proviennent d'un coté du lessivage des terrains agricoles drainés, et de l'autre coté, des eaux de pluies qui peuvent contenir les nitrites à cause de la pollution atmosphérique (oxyde d'azote) (Potelon, 1998).

Les valeurs légèrement élevées dans la station 03 peuvent être dues à une forte accélération des processus d'eutrophisation, additionnée à l'effet des apports de la matière organique apportée par les eaux usées et de la matière fécale du troupeau en pâturage sur les terrains avoisinant.

De même, les nitrites constituent une étape importante du métabolisme des produits azotés (Verneaux et coll, 1982). Ils s'incèrent dans le cycle de l'azote entre l'ammonium et les nitrates (Newbold et Holmes, 1987). Donc la formation des nitrites dans le milieu aquatique indique la réduction de celles des nitrates suite à une diminution du taux d'oxygène et à une augmentation du nombre de bactéries dénitrifiantes (Entérobactéries, coliformes ...). Ce qui justifie la corrélation positive et significative entre les nitrites et la DBO5 ($R^2 = 0.72$).

Pour la station 02, les teneurs en nitrites sont faibles, cela peut être due sans doute à la réduction des nitrites en ammonium ($\text{NO}_2^- + 8 \text{H}^+ + 6 \text{e}^- \rightarrow \text{NH}_4^+ + 2(\text{H}_2\text{O})$); En effet les concentrations en nitrites évoluent en sens inverse des concentrations des nitrates.

I-7- Orthophosphates

Le phosphore est l'un des composants essentiels de la matière vivante. Le phosphore est naturellement présent dans les eaux superficielles en faible quantité, il est déterminant de la productivité des écosystèmes aquatiques (Ramade, 2002).

Le phosphore est présent dans les eaux sous forme de sels minéraux (ortho et poly phosphates) et/ou sous forme organique d'origine biologique (Cardot, 1999 ; Bechac et al., 1983). Sous l'action des micro-organismes, le phosphore organique et les polyphosphates peuvent être hydrolysés plus ou moins rapidement en orthophosphates (Bechac et al., 1983). Les ions phosphates

contenus dans les eaux de surface ou de profondeur peuvent être d'origine naturelle (produit de décomposition de la matière organique et lessivage des minéraux). Leur présence dans ces eaux est essentiellement due aux rejets industriels (agroalimentaire, laveries...), domestiques (polyphosphates des détergents) ou agricoles (le lessivage de terres cultivées renfermant des engrais phosphatés) (Savary, 2003).

Selon Rodier, (2005), les phosphates font partie des anions facilement fixés par le sol, leur présence naturelle dans l'eau est liée aux caractéristiques des terrains traversés et à la décomposition de la matière organique. Des teneurs supérieures à 0.5 mg/l constituer un indice de pollution. Dans les eaux usées, la part des rejets humains ne représente que 30 à 50 % du phosphore total, le reste provient souvent des produits de nettoyage (Rodier et al., 2009).

En 2004, d'après les estimations du ministère de l'écologie et du développement durable, l'activité agricole comptait pour 25% du phosphore rejeté, l'activité humaine pour 50%, le reste étant réparti entre l'activité industrielle et les sources naturelles. Les apports de phosphore d'origine chimique, liés à la fertilisation des sols, ont diminué de près de 50% en 20 ans. Il faut toutefois noter que, au niveau régional ou local, ces proportions varient fortement en fonction de l'activité et du degré d'urbanisation. Le phosphore des eaux domestiques provient essentiellement des déjections humaines, des détergents et des déchets et additifs alimentaires.

En effet, la part des apports de phosphore d'origine domestique calculée dans de nombreux cours d'eau dépasse les trois quarts (Rejsek, 2002). Dans les eaux de surface, la teneur naturelle en orthophosphates est de l'ordre de 0,1 à 0,3 mg/l (Potelon, 1998).

Nemery et Garnier, (2007), de même que Diallo et al., (2002), rapportent que dans le bilan du phosphore agricole, les apports en engrais minéraux phosphatés, qui représenteraient 58% sont largement supérieurs aux autres apports atmosphériques, effluents d'élevage, résidus de cultures (Lamizana et al., 2008).

Le rejet de phosphore dans le milieu récepteur est une cause essentielle de son eutrophisation du fait que ce phosphore est le facteur limitant de la croissance végétale responsable de ce phénomène (Rejsek, 2002). L'eutrophisation peut déjà se manifester à des concentrations relativement basses en phosphates (50 µg P/l) (De Villers et al., 2005).

Des concentrations de nitrates et de phosphates trop importantes peuvent l'accélérer surtout lorsque la température de l'eau de surface est relativement élevée et qu'il y'a un manque d'oxygène dissout dans les couches d'eau profondes du lac. Ces substances sont normalement générées par la minéralisation de la matière organique (De Villers et al., 2005).

Ce qui justifie les corrélations significatives et positives entre la température et les orthophosphates ($R^2 = 0.61$), et entre ces derniers et la conductivité ($R^2 = 0.76$), ainsi que celle entre les orthophosphates et les nitrates ($R^2 = 0.84$), et la corrélation significative mais négatives entre les orthophosphates et l'oxygène dissous ($R^2 = -0.60$).

Les résultats obtenus au cours de notre étude indiquent que les eaux du marais ne présentent que des concentrations très faibles en orthophosphates. Cependant le phénomène d'eutrophisation est observé dans toutes les stations.

Somé et al., (2008), notent également pour des eaux de surface, des valeurs très inférieures aux normes en ce qui concerne les ortho-phosphates, suffisantes cependant pour induire avec les nitrates des risques d'eutrophisation des plans d'eau concernés.

Les faibles teneurs des phosphates enregistrées dans les quatre stations sont dues aux phénomènes de dilution suites aux précipitations enregistrées dans la période de prélèvement. Pour la station 01, la faible teneur en phosphates peut être expliquée par le stockage du phosphore dans les sédiments (décantation des algues mortes dans le fond). Les valeurs de la quatrième station dépassent celles des autres stations, ceci peut être expliqué par la présence de serres, des eaux usées et des rejets domestiques au secteur de cette station.

L'étude menée par Debieche, (2002), a montré que la moyenne des phosphates est de 0.4 mg/l et 2.4 mg/l ; de 1.1 mg/l et 2.4 mg/l (Nassali et al., 2002). Ces moyennes dépassent de loin celles obtenues au cours de notre étude.

I-8- Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène DBO₅, permet l'évaluation des matières organiques biodégradables dans les eaux (Bontoux, 1993). Plus précisément, ce paramètre mesure la quantité d'oxygène nécessaire à la destruction des matières organiques grâce aux phénomènes d'oxydation par voie aérobie.

Ce prélèvement d'oxygène se fait au détriment des autres organismes vivants du milieu aquatique. Plus la DBO₅ est élevée, plus la quantité de matières organiques présentes dans l'échantillon est élevée (De Villers et al., 2005). La DBO₅ est utilisé pour établir un classement qualitatif des eaux et définir l'altération du milieu par les matières organiques biodégradables (Rodier et al., 2009).

Selon Rodier et al., (2009), la réglementation actuelle (européenne et française) indique pour les eaux superficielles destinées à la production d'eau destinée à la consommation humaine, les limites de qualité que doivent respecter les eaux selon leur qualité et le traitement qui sera mis en œuvre. Pour un traitement physique simple suivi d'une désinfection, la valeur guide est de 3 mg/L d'O₂. Dans le cas d'un traitement physique et chimique précédant une désinfection, la valeur guide est portée à 5 mg/L d'O₂ et elle peut s'élever jusqu'à un maximum de 7 mg/L d'O₂ si le traitement mis en œuvre est encore plus poussé et fait intervenir une étape d'affinage.

Il est admis qu'une DBO₅ inférieure à 1 mg/l d'O₂ peut être considérée comme normale, entre 1 et 3 comme acceptable et au-delà de 3, comme douteuse ou anormale (Gaujous, 1995).

Pour nos résultats, la DBO₅ moyenne des eaux dépasse largement la valeur guide fixé par l'OMS (3-5 mg/l). La charge de ces eaux en matières organiques est vraisemblablement due à la baisse du niveau d'eau du marais, aux fortes masses bactériennes et planctoniques observées au cours de cette période de prélèvement, ainsi qu'à la proximité de la conduite d'assainissement qui est probablement détériorée libérant ainsi des polluants. Les faibles teneurs en oxygène dissous ainsi que les grandes valeurs obtenues pour l'oxydabilité sont témoin de la grande consommation de l'oxygène par la matière oxydable des déchets organiques (Nassali et al., 2002).

La valeur élevée est remarquée au niveau de la station 03, ce qui peut être expliqué d'une part par l'accumulation de la matière organique issue des eaux usées et d'autre part, par la biomasse excessive suite à l'eutrophisation. Pour la station 01, sa faible DBO₅ par rapport aux autres stations est probablement dû à l'absence des apports organiques, et au taux d'oxygène dissous plus élevé.

I-9- Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique, effectuée à l'aide d'un oxydant puissant, des composés organiques présents dans l'eau.

Elle permet de mesurer la teneur en matières organiques totales (excepté quelques composés qui ne sont pas dégradés), y compris celles qui ne sont pas dégradables par les bactéries. Il s'agit donc d'un paramètre important permettant de caractériser la pollution globale d'une eau par des composés organiques (De Villers et al., 2005). Ce paramètre offre une représentation plus ou moins complète des matières oxydables présente dans l'échantillon. Les eaux des égouts, les eaux résiduelles industrielles et les eaux polluées en général consomment de l'oxygène par des actions réductrices sans intervention des micro-organismes (Rejesk, 2000).

Pour nos résultats les valeurs de DCO observées, nous permettent de conclure qu'elles dépassent largement la norme adoptée, de ce fait on peut dire que la charge polluante est très élevée avec la présence des matières non biodégradables car la DCO est supérieure à la DBO₅.

La DCO est distribuée de la manière suivante dans le milieu étudié : station 02, 03, 04 et 01. Cette distribution ne reflète pas une cinétique de la pollution mais une distribution anarchique qui est le résultat d'apport en produits chimiques divers par le biais des déversements des eaux de la station de lavage automobile qui déverse ses rejets au niveau de la station 1 en plus d'une quantité apportée par les eaux usées domestiques et des déchets urbains dans les différentes stations. Selon Gaid, (1984) un simple rejet temporaire contiendrait probablement des substances toxiques (ions métalliques, produits organiques.....) inhibe l'activité bactérienne d'où une DCO assez élevée.

I-10- Rapport (DCO/ DBO₅)

La différence entre la DCO et la DBO est due aux substances qui ne peuvent pas être décomposées biologiquement (De Villers et al., 2005). Le rapport entre la DBO et la DCO constitue une mesure indicative de la «dégradabilité » biochimique des composés présents dans l'eau. Le rapport DCO/ DBO évolue d'environ 2,5 (eau résiduaire récemment déversée) à 10-20 après décomposition totale (Lisec, 2004 in De Villers et al., 2005). Dans ce dernier cas, on parle d'une eau bien minéralisée. Cependant, lorsque des composés toxiques sont présents, l'activité biologique est ralentie et, de ce fait, la quantité d'oxygène consommée après 5 jours est moindre. Ceci se traduit également par un rapport DCO/DBO élevé (De Villers et al., 2005).

Dans le cas d'une eau résiduaire urbaine qui contient une majorité de composés organiques biodégradables, on considère que la DBO ultime représente environ 80 à 90 % de la DCO et le rapport DCO/DBO₅ est généralement compris entre 1,5 et 2,5. Pour les effluents industriels, qui peuvent contenir une fraction notable de composés non biodégradables, on pourra considérer selon le rapport DCO/DBO₅ que l'aptitude à la biodégradation est plus ou moins favorable à un traitement biologique, les règles suivantes étant généralement retenues:

- DCO/DBO₅ < 3 : effluent facilement biodégradable ;
- 3 < DCO/DBO₅ < 5 : effluent moyennement biodégradable ;
- DCO/DBO₅ > 5 : effluent difficilement biodégradable, voire non biodégradable.

Cet indice de biodégradabilité (DCO/DBO₅) s'avère également très utile pour le suivi de l'efficacité de traitements biologiques, le rapport augmentant d'autant plus que le traitement biologique est plus poussé (Rodier et al., 2009).

Les rapports (DCO/DBO₅) des eaux du marais sont des rapports élevés qui se situent dans l'intervalle ($3 < \text{DCO/DBO}_5 < 5$) pour les stations 02, 03 et 04 et ($\text{DCO/DBO}_5 > 5$) pour la station 01. De ce fait ils sont moyennement à difficilement biodégradables à cause de la présence de substances chimiques. Ces dernières sont issues dans leur totalité des déversements de la station de lavage automobile implantée à proximité de la station 1, les rejets d'eaux usées domestiques ainsi que le lessivage des terres agricoles après utilisation intensive d'engrais chimiques (azotés en particulier).

Notre étude fournit un bon exemple d'une pollution intense occasionnée par des conditions hydrochimiques sérieusement influencées par les rejets domestiques et industriels très chargés en polluants organiques et minéraux dans des conditions de climat méditerranéen.

I-11- Métaux lourds

I-11-1- Cadmium

Le cadmium est un métal relativement rare dans la nature. Sa stabilité dans l'eau est fonction du pH et du potentiel d'oxydoréduction. Son origine, d'un point de vue industriel, est liée aux matières plastiques, huiles de moteurs, piles et dans les produits de stabilité thermique (Debieche, 2002).

La combustion des fuels et de la gazoline, l'industrie métallurgique et les rejets urbains constitue une source potentielle du Cd dans l'environnement (Elisabeth et al., 2007). Les sources probables du Cd dans les estuaires sont des sources dues à la géologie des sols et à des écoulements de captation des sols agricoles où des engrais de phosphate ont été souvent employés puisque le Cd est une impureté commune en engrais de phosphate (Fianko et al., 2007). D'une façon générale les eaux ne contiennent que quelques microgrammes de cadmium par litre (Rodier et al., 2009).

Pour l'ensemble des stations, les teneurs de cadmium obtenues au cours de notre étude dépassent largement la norme fixée par l'OMS (0.01 mg/l). Un tel résultat peut être attribué aux divers rejets domestiques et industriels déversés dans les eaux du marais, auxquels s'ajoutent les apports dus au lessivage des terres agricoles traitées par les engrais (Bisson et al., 2011). L'hydrolyse du cadmium commence à des pH élevés. La concentration de cet élément dans un milieu aqueux est limitée par différentes phases solides stables en fonction du pH, du potentiel rédox et de la composition de l'eau (Burnol et al., 2006).

Les résultats montrent une augmentation des teneurs de cadmium dans les eaux des stations 01, 02 et les eaux de la station 03. Pour cette dernière la teneur élevée en cadmium peut être expliquée par la conduite d'assainissement qui passe à côté de cette station et qui est probablement

détériorée libérant ainsi des polluants, aux quelles s'ajoutent les apports issus du lessivage des terrains agricoles.

En ce qui concerne la station 01, l'augmentation de la teneur en cadmium peut être expliquée par le déversement des eaux de la station du lavage automobile qui déverse ses rejets au niveau de cette station. L'élévation des teneurs en cadmium est due à un effet de salinité qui provoque la désorption du Cd fixé sur les particules solides (La compétition entre les sels et le cadmium sur les sites d'adsorption).

L'étude menée par Idlafkih et al., (1995) a montré que la moyenne des concentrations en cadmium est de 0.027 µg/l ; < 0.025 mg/l (Debieche, 2002) ; de 0.9 µg/l et 5.2 µg/l (Nassali et al., 2002) ; entre 0,011 mg/l et 0,041 mg/l (Fianko et al., 2007) ; et < 0.5µg/l (Afri-Mehennaoui et al., 2009).

I-11-2- Chrome

Dans la nature, le chrome se retrouve dans les roches basiques avec des teneurs plus importantes et sous forme de traces dans les silicates (pyroxène et grenat). Son origine industrielle est liée à la galvanoplastie, tannerie, raffinerie, métallurgie, colorants, textile et peinture. Dans les eaux, le chrome se présente sous deux formes chimiques : la forme hexavalente (Cr VI) et la forme trivalente (Cr III) (Debieche, 2002).

Le chrome (III) est très stable. Il forme des complexes hydroxyles dans les eaux naturelles : $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$, $\text{Cr}(\text{OH})_3$ et $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$. Le chrome trivalent est moins mobile et les espèces hydroxylées peuvent précipiter à des pH comprises entre 4 et 5, une précipitation totale peut se produire pour un pH de 5,5 (Burnol et al., 2006). A l'état naturel il est hautement insoluble (Potelon, 1998). Sa solubilité est faible vis-à-vis des phénomènes de lessivage des sols. De ce fait, les eaux brutes n'en contiennent que de faibles quantités (de 5 à 15 µg/l) (Rodier et al., 2009).

Les teneurs en chrome montrent des teneurs légèrement supérieures à la norme fixée par l'OMS (0.05 mg/l). Un tel résultat peut être attribué aux divers rejets domestiques et industriels déversés dans les eaux du marais. La distribution spatiale montre une augmentation progressive des concentrations du chrome de la station 01 à la station 04. Les teneurs élevées enregistrées pour cette dernière sont probablement liés à la charge polluante industrielle et domestique, au relargage du chrome stocké dans les sédiments et au lessivage des terres contaminées après forte précipitation.

La diminution des teneurs de chrome au niveau de la station 01, est probablement due à la complexation par les matières en suspension qui est favorisé par l'augmentation de pH, et à son

assimilation par les algues. Ce qui justifie la corrélation positive et hautement significative entre le Cr et les nitrates ($R^2 = 0.59$) et entre cet élément et les orthophosphates ($R^2 = 0.71$).

Villar et al., (1999) ont enregistré des concentrations moyennes en chrome dans les eaux superficielles variant entre 11 ± 2 , 7 ± 1 et 22 ± 2 ; elles sont de $26 \mu\text{g/l}$ et $92 \mu\text{g/l}$ (Nassali et al., 2002).

I-11-3- Manganèse

Le manganèse est un élément très réparti dans la nature, les concentrations dans l'écorce terrestre peuvent varier de 500 à 900 mg/kg (Rodier, 2005). Par contre, la présence du manganèse, du point de vue industriel, est liée à la métallurgie, l'industrie électrique et l'industrie chimique. Dans les eaux bien aérées, la concentration de cet élément est souvent faible. En revanche dans les eaux peu aérées (nappe captive), on observe de fortes concentrations (Debieche, 2002).

Le manganèse présent dans l'eau de surface peut subir une oxydation, s'adsorber sur les particules en suspension et sédimenter ensuite. Certains dérivés de cet élément sont très solubles dans l'eau lorsque le milieu est acide.

Les résultats obtenus au cours de notre étude montrent que les teneurs en manganèse sont largement supérieures à celles de la norme (OMS) (0.05 mg/l) indiquant une pollution de ces eaux. La variation du manganèse dans les eaux du marais est en ordre aléatoire elle peut être attribuée aux divers rejets diffus. Les concentrations élevées observées dans la station 02 sont probablement dues à la solubilisation du manganèse sous l'effet de la diminution du pH. Pour la station 03, la diminution de concentration du manganèse dans l'eau peut être due à sa rétention par les sédiments qui est favorisée par l'augmentation du pH ou par son absorption par les plantes.

Nassali et al., (2002), ont montré que la moyenne des concentrations en manganèse dans les eaux de surfaces est de $102 \mu\text{g/l}$ et $342 \mu\text{g/l}$.

I-11-4- Plomb

En dehors des zones de gisement plombifère, le plomb est un constituant naturel, largement réparti dans la croûte terrestre à des teneurs de l'ordre de 13 à 16 mg/kg (Baize, 1997a). Généralement la concentration dans les eaux de surface non contaminées ne dépasse pas une dizaine de microgrammes par litre.

De même, les sources possibles du Pb dans les estuaires peuvent être des eaux d'égout domestiques, de la décharge effluente rurale, des routes et l'infiltration des emplacements d'évacuation des déchets (Fianko et al., 2007).

Dans l'ensemble des stations, notre étude a montré des teneurs en plomb plus élevées que les limites internationales (0.1mg/l). Un tel résultat peut être attribué aux différents rejets urbains (déchets ménagers, capsules de bouteilles et aux tuyaux pour la canalisation d'eau) (Di Benedetto, 1997), aux eaux de ruissellement (essence), et à la corrosion des canalisations (Gaujous, 1995), ce qui explique les fortes teneurs enregistrées au niveau de la station 04 d'une part et d'autre part par la remise en solution sous l'effet de la diminution de pH. La station 03 montre des faibles teneurs en plomb, ceci peut être expliqué par la rétention par les sédiments sous l'effet d'un pH basique.

L'étude menée par Idlafkih et al., (1995) a montré que la moyenne des concentrations en plomb dans les eaux de surfaces est de 0.5 µg/l ; de 7, < 5 et 8 ± 2 (Villar et al., 1999) ; de 16 et 24 µg/l (Nassali et al., 2002) ; de 0,020 mg/l à 0,075 mg/l (Fianko et al., 2007) ; et dans l'intervalle : moins de 1 à 21 µg/l, de 7 µg/l, et 3 µg/l (Afri-Mehennaoui et al., 2009).

I-11-5- Zinc

Le zinc est un métal très répandu sur le globe. La teneur moyenne en zinc de la croûte terrestre serait comprise entre 70 et 132 mg/kg (Burnol et al., 2006). Il entre dans les alliages, la galvanisation des pièces métalliques et dans la fabrication des pigments pour la teinture (Debieche, 2002).

Les teneurs du zinc augmentent progressivement de la station 01 à la station 04, cela est dû à la désorption du zinc stocké dans les sédiments sous l'influence de la salinité élevée progressivement de la station 01 à la station 04. Les teneurs importantes dans la quatrième station peuvent être les résultats de lessivage des différents terrains agricoles riches en zinc, de la remise en solution du zinc stocké dans les sédiments sous l'influence du pH et également aux eaux usées domestiques suite à la corrosion de la canalisation et des rejets urbains dans cette station (Gaujous, 1995). Pour la première station, nos résultats ont montré des faibles teneurs en zinc, un tel résultat peut être attribué à l'assimilation accrue par les algues, et la rétention du zinc par les sédiments.

Etant donnée que notre milieu d'étude se caractérise par une richesse en formations carbonatées, d'où l'effet tampon que procure ces dernières, on aboutit à des conditions de pH qui varie entre 7 et 8, ceux-ci facilitent le phénomène de complexations du zinc par les matières solides.

L'étude menée par Idlafkih et al., (1995) a montré que la moyenne des concentrations en zinc dans les eaux de surfaces est de 9.2 µg/l ; de 25 ± 6 , 20 ± 9 et 31 ± 5 (Villar et al., 1999) ; et de 10 à 920 µg/l (Khamar et al., 2000). Nassali et collaborateurs, (2002), ont montré que les teneurs en zinc dans les eaux de surface sont de 102 µg/l et 402 µg/l ; varient entre 7.1 ± 5.6 et 12.3 ± 9 ppb

(Kruk et Podbielska, 2005) ; de 0,041 à 2,45 mg/l (Fianko et al., 2007) ; et de 21 à 353 µg/l, de 183 µg/l, 97 µg/l, et 132 µg/l (Afri-Mehennaoui et al., 2009).

II- Compartiment sol

II -1- Texture du sol

La granulométrie fournit un renseignement précieux sur la pédogénèse (Duchaufour, 2001), les constituants du sol sont essentiellement le sable, le limon et l'argile. Du calcaire et de l'humus s'y rencontrent presque toujours, mais en petite quantité. Dans une terre bien équilibrée, les éléments solides comprendraient, très schématiquement : 60% de sable, 30% d'argile et de limon, 5% de calcaire et 5% d'humus. Si l'un des éléments dépasse nettement des proportions et rompt l'équilibre, on parlera de sols sablonneux, argileux, calcaires ou humiques (Paccaud, 1993).

L'étude granulométrique réalisée sur les sols des quatre stations de prélèvement montre que la répartition des fractions granulométriques est légèrement hétérogène d'une station à une autre. D'une manière générale, il apparaît que la fraction argile constitue la plus grande partie des sols du marais dans l'ensemble des stations, cependant, la station 3 et la station 4 semblent être les plus riches en ces particules fines.

La projection des résultats de l'analyse granulométrique sur le triangle textural américain (Duchaufour, 1997) pour chacune des 4 stations, nous révèle la présence de deux classes texturales :

- Station 1 : argilo-limoneuse ;
- Station (2, 3 et 4) : argileuse.

La présence de l'argile dans les quatre stations a trouvé sa justification dans la nature géologique du marais.

Les teneurs en ETM dans les sols dépendent des caractères du sol (Colinet, 2003). Globalement, il y'a une forte corrélation entre la granulométrie de l'échantillon étudié et les teneurs en ETM. Les matériaux et horizons très sableux ou très limoneux sont naturellement les plus pauvres (Baize, 1997b).

Albain, (2002) montre que 60% des teneurs des sols en ETM sont principalement stockés dans les fractions fines (sédiments argileux) et seulement 10% dans les fractions grossières. Mais, en ce qui concerne les échantillons des catégories argileuse ou argileuse lourde (plus de 35% d'argile), il demeure une très grande incertitude.

Pour un même taux d'argile, les teneurs en ETM peuvent varier très largement, en fonction de la nature lithologique de la roche-mère mais également et surtout en fonction de l'histoire pédologique du sol ou d'anomalies pédo-géologiques (Baize, 1994b).

D'après Webber et Sing, (1999) in Laib, (2003), les concentrations des éléments traces métalliques dans le sol varient selon la texture de ce dernier, elles sont plus élevées dans les argiles, puis dans les limons argileux, les limons et les sables. Donc, les stations 2, 3 et 4 sont susceptibles de retenir les métaux plus que la station 1.

Les teneurs en ETM peuvent être très variables au sein d'un même sol, d'un horizon à un autre, tout particulièrement dans le cas de sols à forte différenciation texturale, et ce en dehors de toute contamination anthropique. Les teneurs en ETM sont en effet fortement corrélées aux teneurs en argile et en fer, tous les horizons éluviaux de sub-surface (horizons E) étant nettement plus pauvres que les horizons plus profonds S ou BT (Baize, 1994b). Selon Baize, (1997b), dans de nombreux types de sols, les horizons supérieurs sont plutôt appauvris en argile, en fer et en la plupart des éléments traces.

Ainsi, les sols possédant une texture argileuse avec des argiles à charge permanente (smectites) et un pH neutre à alcalin ou avec des quantités importantes (> ou = 10 %) de carbonates et de matière organique favoriseraient la rétention des ETM (Citeau, 2006).

L'étude faite par Villar et al., (1999), a montré que le % des fractions granulométriques est de 8, 40, 39 pour l'argile, de 34, 36, 45 pour limon et 58, 24, 16 pour le sable ; Remon et al., (2005), ont montré une texture sableuse de tout les échantillons analysés dont le % des différentes fractions sont de 2.9 % à 5 %, de 5.2 % à 8.3 %, de 3.3 % à 6.1 %, de 12.5 % à 39.9 % et de 41.8 % à 72.9 % respectivement pour l'argile, limon fin, limon grossier, sable fin et sable grossier ; Kao et al., (2007), ont montré que le % des fractions granulométriques varie de 50 à 58.33 et de 35.33 à 60.33 pour l'argile, de 5.90 à 8.90 et de 4.33 à 14.53 pour limon, de 7.60 à 9.93 et de 4.07 à 7.77 pour le sable grossier et de 26.73 à 34.17 et de 23.90 à 51.63 pour le sable fin.

II-2- pH

Le pH est un élément de grande importance car il contrôle la mobilité des métaux lourds dans le sol. Il résulte essentiellement d'un équilibre entre les ions libérés dans la solution du sol et ceux qui sont fixés par les colloïdes. Pour Tietgen, (1975), la mobilité des métaux lourds dans les sols contaminés augmente avec l'augmentation de l'acidité.

La solubilité d'un élément trace dépend tout d'abord du pH. Un pH bas augmente généralement la phytodisponibilité des éléments traces, car l'ion H^+ a une plus grande affinité pour les charges négatives sur les colloïdes, et rentre alors en compétition avec les ions métalliques vis-à-vis de ces sites, ce qui induit un relâchage des éléments traces dans l'eau des pores du sol (Loué, 1986).

Inversement, la rétention des ETM par les constituants du sol est favorisée avec une augmentation du pH. Ceci est dû d'une part à l'augmentation de la densité de charge négative à la surface des constituants du sol tels que la matière organique et les oxyhydroxydes. D'autre part, cette augmentation de la rétention peut être liée à la formation des premiers produits d'hydrolyse des ETM (MOH^+) à pH neutre ou basique, qui sont préférentiellement adsorbés à la surface des constituants du sol par rapport aux formes libres (M^{2+}) (Citeau, 2006).

D'une façon générale, Notre étude a révélé que les valeurs moyennes du pH présentent une certaine hétérogénéité entre les stations. Le pH des sols du marais est acide (station 01), neutre (station 02) à légèrement alcalin (stations 03 et 04).

L'acidification des sols peut avoir lieu du fait des précipitations atmosphériques acides mais aussi suite à l'oxydation de composés sulfurés, à la décomposition de la matière organique ou encore au lessivage des bases cationiques (Citeau, 2006). Cependant, la station 01 reçoit les rejets de la station de lavage automobiles qui les déverse dans ce secteur.

Les ions: Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ et Na^+ qui sont au nombre de quatre augmentent les valeurs du pH. Lorsque l'ensemble du complexe est « saturé » par ces ions, le milieu devient neutre ou même légèrement alcalin. La dilution des ions H^+ des solutions en période pluvieuse a tendance d'élever les valeurs du pH (Ducchaufour, 1997). Nos prélèvements ont été effectués après une période pluvieuse.

Le pH présente de faibles fluctuations spatiales dans les stations 3 et 4, ce qui rend compte du pouvoir tampon du sol dans ces derniers. Selon Baize et Jabiol, (1995), les sols calcaires ont un pH varie entre 7,30 et 8,50 et c'est le cas de ces deux stations. Ce caractère basique reflète clairement la nature des sols dominés par les terrains calcaires et argileux, Selon Eliard, (1979), les sols calcaires sont basiques. Cette basicité au niveau de ces deux stations peut être attribuée à la présence de carbonates, et à une activité maximale des bactéries qui font réduire les sulfates en sulfure (Forstner and Whittmann, 1979). Le pH présente des corrélations significatives et positives avec la teneur des sols en calcaire totale ($R^2=0,59$) et l'argile ($R^2=0,83$) et une corrélation significative et négatives avec le limon ($R^2=-0,76$).

Villar et al., (1999), ont montré que les pH des sols sont de 6.4 à 7, de 5.5 à 6.6 et de 6.2 à 6.6 ; de 8,45 et 7,70 (Nassali et al., 2002) ; de 7.7 à 9.6 (Remon et al., 2005) ; de 8,36 à 8,59 et de 8,29 à 8,84 (Kao et al., 2007).

II-3- Conductivité électrique

La conductivité électrique est une mesure qui donne une approximation de la concentration des sels solubles présents dans l'échantillon. La conductivité du sol nous renseigne sur l'activité des espèces présentes dans la solution du sol, c'est-à-dire sur la capacité de la matrice à fournir des espèces chargées, mobiles en solution (Durin, 2006).

Les mesures de la conductivité électriques au cours de notre étude révèlent un taux plus important de sels solubles dans le sol de la station 02 que ceux des stations 01, 03 et 04.

Cette charge en sels est sans doute due à l'enrichissement des sols du marais en ions monovalents et divalents apportés par les rejets d'eau usées (Nassali et al., 2002). Au lessivage ou de l'érosion des sols. Tous ces sels sont transportés par l'eau jusqu'à ce qu'ils se déposent par sédimentation conduisant ainsi à des phénomènes de concentration (Rodier, 2005).

D'après les résultats obtenus, et par rapport à l'échelle de salure européenne (annexe: tableau 78) proposé par (Gros, 1979) notre sol est considéré comme :

- non salé pour la station 01 et la station 03 ;
- Salé pour la station 02 et la station 04.

L'étude faite par Nassali et al., (2002), a montré que la conductivité des sols est de 1688 et 1016 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

II-4- Matière organique

Pour Singh et al., (1997) la matière organique joue un rôle important dans la mobilité des métaux lourds dans le sol. En effet, elle est considérée comme un support préférentiel des éléments traces au sein d'un système aquatique (Singer, 1977).

Il y'a une grande liaison entre le taux de matière organique et la teneur totale d'éléments traces métalliques qu'un sol peut contenir, puisque ces ETM sont adsorbés par la matière organique ce qui réduit leur mobilité vers les plantes et la nappe phréatique. Ben Achiba et al., (2009), ont également montré que la richesse du sol en matière organique favorise la fixation des métaux lourds par la formation des complexes organométalliques insolubles.

Aussi, d'après Choudhry, (1994), la matière organique des sols se caractérise comme les argiles par une grande surface spécifique et par son pouvoir gonflant permettant la pénétration de l'eau et la diffusion de molécule de petites tailles qui peuvent ainsi se lier avec les substances humiques.

Le taux de matière organique est considéré comme normal lorsqu' il est inférieur à 4 %, lorsque le sol dépasse un taux de 4 %, il est considéré comme humifères (Duthil, 1970), c'est justement le cas de nos stations.

Le taux de matière organique dans les quatre stations varie de 5.7 % à 6.27 %, et par rapport à la classification des sols en fonction des taux de la matière organique (annexe : tableau 79) proposée par (Schaefer, 1975 in Roula, 2005) on constate que le sol du marais est riche en matière organique. Les stations 02 et 03 possèdent plus de matière organique que les deux autres stations. La matière organique provient des résidus végétaux et animaux à divers degrés de décomposition, des produits de synthèse biologiques ou de réactions chimiques à partir des produits de dégradation (Mathieu and Pieltain, 2003).

Plusieurs études montrent des variations de la matière organique des sols des milieux aquatiques ; 3.45 ± 1.97 % (Cao et al., 2011), de 78.71 % à 85.8 % (Zhao et Cheng, 2011), elle est de 3.9 et de 3.2 % (Dai et al., 2011).

II-5- Calcaire total (CaCO_3)

En sol calcaire les carbonates de calcium sont les constituants majeurs qui interviennent dans la fixation des éléments traces, soit par absorption ou par précipitation d'hydroxyde ou de carbonates, ou encore par insertion dans le réseau de CaCO_3 (Perrono, 1999).

Le calcaire total joue un rôle important dans les sols, son équilibre de dissolution contrôle partiellement le pH et une teneur élevée en carbonates rend le sol alcalin, favorisant, ainsi l'ensemble des méthodes de fixations; de plus la surface de CaCO_3 est le siège de précipitation, d'adsorption et d'absorption (Plassard, 1999).

Lorsqu'il y'a dilution de la solution du sol après une pluie ou une irrigation, l'activité des cations bivalents augmente plus vite que celles des monovalents. La dilution favorise donc la fixation des ions Ca^{++} et Mg^{++} (Gallali, 2004). Ce qui provoque l'augmentation du calcaire.

Les résultats obtenus dans les quatre stations montrent une variation importante entre la station 04 et les autres stations. D'après les teneurs en calcaire total dans les quatre stations, et par rapport à la classification des sols en fonction des teneurs en calcaire total (annexe : tableau 80)

proposée par (Baize, 1988) on constate que le sol de notre site d'étude est considéré comme peu calcaire.

L'étude faite par Remon et al., (2005), a montré des teneurs en calcaire total de 3.8 à 8.53%.

II-6- Capacité d'échange cationique CEC

La capacité maximale d'éléments traces métalliques qu'un sol peut renfermer devrait être en fonction de sa capacité d'échange cationique c'est-à-dire de sa capacité de retenir des ions des métaux lourds (Webber et Seigh., 1999 in Laib, 2003). En effet, la teneur de ces métaux augmente avec cette capacité (Bounit et al., 2004).

Les valeurs de la CEC dépendent de la charge superficielle des argiles, des oxydes, mais aussi de celle des matières organiques. Les contributions sont additive de sorte que:

$$\text{CEC sol} = \text{CEC argile} + \text{oxyde} + \text{CEC M.O}$$

Donc plus un sol est riche en matière organique stable, plus son pouvoir tampon est fort et plus sa capacité d'échange est élevée. La capacité d'échange cationique dépend principalement de la texture du sol. Elle est 30.4 cMol.kg⁻¹ pour les sols purement argileux, de 46.1 cMol.kg⁻¹ pour les sols argileux limoneux, de 10.4 cMol.kg⁻¹ pour les sols limoneux, de 1.4 cMol.kg⁻¹ pour les sols sablonneux limoneux et de 5.9 cMol.kg⁻¹ pour les sols sablonneux limoneux (EUROSOILS, 1999 in Thomas et al., 2009).

Pour nos résultats, nous avons remarqué une faible variation de la CEC d'une station à une autre, ce qui est peut être lié à l'origine des sols qui sont issues de la même région, les valeurs sont trop élevées et dépassent 20 meq/100g (annexe : tableau 81), ce qui permet de les classer en tant que sol à CEC très élevée. Selon (Webber et Seigh., 1999 in Laib, 2003), La CEC augmente avec la teneur en argile du sol. Ce qui explique les valeurs très élevées de la CEC dans les différentes stations étudiées.

Cependant, nous observons une augmentation de CEC dans les stations 02 et 04 ce qui peut être lié à l'augmentation de taux de matière organique dans ces deux stations. Les constituants minéraux ou organo-minéraux contribuent pour une part importante aux « charges variables » ; la capacité d'échange cationique augmente avec le pH (Baize et Girard, 1998), la capacité d'échange varie avec le pH ; lorsqu'un sol acide est progressivement neutralisé, l'alcalinité favorise la capacité d'absorber de nouvelles quantités de calcium (Ducchaufour, 1997). Sachant que les valeurs du pH

obtenues sont relativement élevées, ce qui permet de justifier les fortes valeurs enregistrées dans le site.

L'ordre de classement par stations d'étude est le suivant : station 04 > station 02 > station 01 > station 03. Donc, la station 02 à un sol qui est plus favorable à retenir les métaux lourds.

L'étude faite par Remon et al., (2005), a montré que la CEC est de 11.3 meq/100g à 20.6 meq/100g.

II -7- Métaux lourds

II-7-1- Cadmium

Le cadmium (Cd) est parmi les polluants trace métalliques qui provoque des sérieux dommages pour la nature en raison de leur toxicité, persistance et bioaccumulation. Les éléments minéraux se trouvent naturellement dans la croûte terrestre. Toutefois, les activités humaines ont introduit des charges élevées de ces constituants dans l'environnement, ce qui rend difficile de différencier entre les contributions naturelles et anthropiques. L'impact de la perturbation anthropique est le plus fortement ressenti par les milieux humides adjacents les zones urbaines, car les activités humaines ont augmenté au cours des dernières décennies dans ces domaines (Ennouri et al., 2010).

Des études ont montré que les mécanismes d'adsorption peuvent être considérés comme le plus important processus de rétention du cadmium dans les sols. Comme pour tous les métaux cationiques, le comportement du cadmium dans le sol est fortement contrôlé par le pH. Dans des conditions acides, la solubilité du cadmium augmente et une légère adsorption de ce métal par des colloïdes du sol, des hydroxydes ou de la matière organique peut se produire. A des pH supérieurs à 6, le cadmium est adsorbé par la phase solide ou précipite et les concentrations en solution du cadmium sont fortement diminuées (Burnol et al., 2006).

En effet selon (Martin-Garin et Simon, 2004), les carbonates constituent la phase majoritaire d'adsorption du cadmium dans les sols calcaires.

Le Cd est fortement adsorbé par les argiles, les matières organiques, les boues et les acides humiques avec lesquels il forme des complexes. Sa rétention par la phase solide croît exponentiellement avec le pH croissant (Halen, 1993 ; Alloway, 1995). La mobilité du Cd dépendrait du pH et du Eh, plusieurs exemples de migrations en profondeur même en sols à pH neutre ou alcalin ont été constatés (Baize, 1997a).

Le Cd est plus mobile dans le sol que Cu et Pb, donc plus disponible pour les plantes. $Cd > Cu > Pb$, de plus l'absorption du Cd peut être inhibée par Cu et Pb (Kadem, 2005).

A partir des résultats obtenus au cours de notre étude, nous pouvons constater que les concentrations du cadmium dans le sol des quatre stations sont tous inférieures à la norme AFNOR établis par Baize, (1994a). Ces teneurs indiquent l'absence de contamination notable des sols.

Ce résultat confirme que les concentrations en cadmium trouvées dans nos sols sont essentiellement d'origine naturelle. Néanmoins nous avons enregistré une augmentation des teneurs du Cd au niveau des stations 01, 03, et 04, par rapport à la station 02. Pour cette dernière, ces faibles teneurs enregistrées par rapport aux autres stations, peuvent être expliquées par l'augmentation du taux de la matière organique dans cette station.

Pour la station 01, les teneurs enregistrées peuvent avoir comme origine la faible teneur en matière organique ainsi que le pH acide dans cette station. Pour la station 03 et la station 04 les teneurs élevées en Cd peuvent trouver une explication dans leur situation géographique, dont elles reçoivent la charge polluante apportée par le lessivage des sols fertilisés. Ainsi le lessivage des sols fertilisés peut aussi constituer une source d'apport en cadmium, en effet les analyses des métaux sur les fertilisants phosphatés et potassés ont révélé des teneurs allant jus qu'à 6.3 mg de Cd/kg (Raven et Leoppert, 1997). Selon He et al., (2005), les superphosphates et les phosphates calciques et magnésiques, selon leur origine sont fortement charger en cadmium. D'après Duchaufour, (1997), en France, les engrais phosphatés représentent 60% des apports en cadmium.

Les teneurs des sols en cadmium sont instables est varient en fonction de la source de pollution, elles sont généralement de l'ordre de mg/kg. Azzoug, (2004) a enregistré des teneurs variant entre 1,05 et 15,62 mg/kg avec une moyenne de $4,21 \pm 3,03$ mg/kg et entre 0,81 et 5,03 mg/kg avec une moyenne de $3,07 \pm 1,19$ mg/kg. Kao et al., (2007), a également enregistré des teneurs de $0,26 \pm 0,08$ et $0,21 \pm 0,05$; Afri-Mehennaoui et collaborateurs, (2009) ont enregistré des teneurs en cadmium dans les sols de $2,7 \pm 0,7$ mg/kg et $2,4 \pm 0,5$ mg/kg ; Dans les sédiments, la teneur moyenne enregistrée est de 0.27 ± 0.15 mg/kg (Ennouri et al., 2010).

II-7-2- Chrome

Dans le cas du chrome, la capacité de rétention des constituants du sol dépend de l'état d'oxydation du Chrome (Cr(III)/Cr(VI)). L'espèce cationique Cr(III) est adsorbée ou précipitée à la surface des oxyhydroxydes de Fe (Gong and Donahoe, 1997 in Citeau, 2006). Cr(III) est également adsorbés préférentiellement par les carbonates. En revanche, 95 % du chrome hexavalent (CrO₄²⁻) en solution est adsorbé ou réduit par la matière organique ainsi que par les oxyhydroxydes de Fe

(Dudka and Chlopeka, 1990 in Citeau, 2006 ; Pantsar-Kallio et al., 2001 in Citeau, 2006). Par conséquent, le chrome va être très sensible aux conditions d'oxydo-réduction du sol (Citeau, 2006).

D'après Juste et collaborateurs, (1995), le Cr est réputé comme présentant une très faible mobilité, qu'il ait une origine naturelle ou anthropique. La concentration du Cr dans les sols varierait de l'état de traces à 2.4 % (Sittig, 1975 in Levesque, 1978). D'après Rousseaux, (1988), le maximum "normal" dans les sols est de 150 ppm ; la moyenne est de 100 ppm (Kadem, 2005). Néanmoins le cadmium est un métal qui présente des indices de risque écologique modéré comme le Zinc (Yu et al., 2010).

Notre étude a montré des concentrations faibles du chrome dans les sols des quatre stations qui sont loin de dépasser la norme internationale. Ces teneurs indiquent l'absence de contamination notable du sol du marais. Ce résultat confirme que les concentrations du chrome trouvées dans le sol sont essentiellement d'origine naturelle. Cette faible teneur est liée à la faible mobilité de ce métal et à son origine naturelle. Selon Boust et al., (1999) et Dassenakis et al., (1995), le chrome est généralement associé aux réseaux cristallins des aluminosilicates et est caractérisé par une faible mobilité, et par conséquent il est peu biodisponible pour les êtres vivants.

On remarque une légère augmentation dans la station 01, ce qui est probablement due aux rejets diffus issus de la station de lavage, Ce qui peut être expliqué par la diminution de pH et le faible taux de la matière organique enregistrées dans la cette station. Nos résultats sont semblables à ceux trouvé dans le fleuve français qui varie de 29 à 66 mg/kg (Thieffry, 1992).

Les résultats de la bibliographie sont assez contrastés. Le comportement des métaux dans les sols est fonction de l'état de l'élément, de la source de pollution, des teneurs très variable ont été enregistrées ; 31 ± 9 , 59 ± 19 et 90 ± 9 (Villar et al., 1999); 68.6 (Wang et al., 2003) ; 1058 mg/kg à 2488 mg/kg (Remon et al., 2005) ; $4,81 \pm 3,06$ et $5,25 \pm 4,25$ (Kao et al., 2007) ; elle varie entre 7.08 et 9.98 mg/kg (Yu et al., 2010) ; elle est de 139 mg/kg (Milacic et al., 2010) et de $28.83 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ (Ikem et Adisa, 2011).

II-7-3- Cuivre

Le cuivre est un métal largement répandu dans la nature sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70 mg/kg selon les auteurs (Baize, 1997a) ; elle est de l'ordre de 50 ppm (Sittig, 1975 in Levesque, 1978). Les teneurs moyennes en Cu d'un sol non contaminé, sont comprises entre 13 et 24 ppm (Coullery, 1997). Rousseaux, (1988) donne une concentration maximale "normale" de 100 ppm et une moyenne dans les sols de 20 ppm (Kadem, 2005).

Aux teneurs naturelles, les sols se trouvent également enrichis par l'utilisation excessive de fertilisants et de produits agro sanitaires tels que les insecticides, les fongicides, les algicides qui sont à la base de sels de cuivre, notamment les sulfates de cuivre, l'utilisation directe des boues d'épuration sans oublier l'activité industrielle (bains de décapage et bains de plaquage dans l'industrie du cuivre et de ses alliages) ; les eaux de drainage des régions minières ; l'industrie électrique, les activités urbaines (ordures ménagères, brûlage de comestibles, circulation automobiles salage des routes, etc (Kadem, 2005).

Le comportement du cuivre dans le sol dépend de nombreux facteurs : le pH du sol, son potentiel redox, sa capacité d'échange cationique, le type et la distribution de matières organiques, la présence d'oxydes, la vitesse de décomposition de la matière organique, les proportions d'argiles, de limons et de sables, le climat, le type de végétation présente... (Adriano, 1986 ; Dameron et Howe, 1998).

Le cuivre forme des liaisons avec les composants du sol plus fortes que les autres cations divalents et la distribution du cuivre dans la solution de sol est moins affectée par le pH que celle des autres métaux (Adriano, 1986 ; ATSDR, 1990 ; Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Baker et Senft, 1995). Néanmoins, les grandes tendances suivantes peuvent être mises en évidence : le cuivre est plus soluble et plus mobile à des pH inférieurs à 5 (Adriano, 1986) ; l'adsorption du cuivre par les sols est en général le processus dominant aux $5 < \text{pH} < 6$; au delà de $\text{pH} = 6$, la précipitation devient la réaction prépondérante (ATSDR, 1990) ; au-delà de $\text{pH} = 7$, le cuivre n'est pratiquement plus mobile (Adriano, 1986 ; Ikem et Adisa, 2011).

Dans les sols, le cuivre se fixe préférentiellement sur la matière organique (cela concerne de 25 à 50 % du cuivre), les oxydes de fer, de manganèse, les carbonates et les argiles minéralogiques (Adriano, 1986 ; Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Baker et Senft, 1995 ; Juste et al., 1995 ; HSDB, 2002). De fait, la plus grande partie du cuivre reste fortement adsorbée dans les quelques centimètres supérieurs du sol, spécialement sur les matières organiques présentes (Adriano, 1986 ; ATSDR, 1990 ; Dameron et Howe, 1998). Le cuivre migre donc peu en profondeur, sauf dans des conditions particulières de drainage ou en milieu très acide (Adriano, 1986 ; ATSDR, 1990 ; Juste et al., 1995 ; Dameron et Howe, 1998). Par exemple, une mobilisation significative du cuivre ne se produit qu'après une lixiviation prolongée à un pH inférieur à 3 (HSDB, 2002). Inversement, la formation de complexes avec la matière organique augmente pour des pH supérieurs à 7, à cause de la plus grande solubilité de la matière organique du sol aux pH élevés (Adriano, 1986).

Le cuivre est retenu dans les sols par des mécanismes d'échanges et d'adsorption. Aux concentrations retrouvées dans les sols naturels, les précipités de cuivre sont instables. Cavallaro et McBride (1978), ont suggéré qu'une phase minérale argileuse pouvait servir de stock au Cu dans des sols non calcaires (Burnol et al., 2006). Dans des sols calcaires, l'adsorption spécifique du cuivre sur des surfaces de CaCO₃ peut contrôler les concentrations en cuivre en solution (Cavallaro et McBride, 1978 in Burnol et al., 2006 ; Dudley et al., 1988, 1991 in Burnol et al., 2006).

Le cuivre est adsorbé généralement de manière spécifique à la matière organique du sol. Cependant, lorsque la teneur en carbone organique dans le sol est faible, les oxyhydroxydes sont les phases qui prédominent dans la rétention de Cu (Gong et Donahoe., 1997 in Citeau, 2006). Cet élément du fait de sa forte affinité pour la matière organique, peut être mobilisé en solution suite à une augmentation de la concentration en ligands organiques en solution, qui peut résulter de l'apport d'amendements organiques (liquides ou solides) ou encore de la biodégradation de la matière organique du sol. En revanche, à teneur en carbone organique élevée, la matière organique et les argiles sont les phases qui contrôlent la rétention de Cu.

Les résultats montrent que la station 01 présente la valeur la plus élevée par rapport aux autres stations. Ces résultats peuvent être justifiés par les déversements des eaux de la station de lavage dans ce secteur. Nous remarquons une diminution des teneurs en Cu de la station 01 à la station 04 et cela tout en s'éloignant de la source génératrice de pollution. En effet le cuivre s'associe principalement avec la matière organique et les argiles du sol. En conséquence, il est peu mobilisable lors des variations du pH et de salinité (Perrono, 1999).

Pour les autres stations, les résultats obtenus peuvent se justifier par le taux élevé de la matière organique dans la station 02, et la grande capacité d'échange cationique dans la station 04. En théorie il a été démontré que plus la capacité d'échange cationique augmente plus la mobilité du métal diminue (Baize, 1997a). Pour la station 03, les concentrations en cuivre peuvent être le résultat de lessivage des terrains agricoles traités par les engrais chimiques et les pesticides (sulfate de cuivre).

Cette exception notable des horizons très argileux qui s'avèrent très pauvres en cuivre a été observée par de nombreux auteurs : Selim et al., (1995) ; Lena et al., (1997) ; travaillant sur des sols américains (Kadem, 2005) ; Baize, (1997a) et Coullery, (1997) ; travaillant respectivement sur des sols français et suisses.

Les auteurs, sus cités, ont démontré que les teneurs élevées en cuivre dans ces sols sont dues à des taux élevés en matières organiques. De l'avis de la plupart des auteurs, le cuivre a une

réputation de grande affinité pour les matières organiques. Selon Hodgeson et al., (1966), 98% du cuivre soluble du sol se trouvent complexés par les matières organiques (Kadem, 2005). Kabata-Pendias et Pendias, (1986) estiment que seulement 80% du cuivre soluble est sous forme chélatée.

Plusieurs chercheurs ont enregistré des teneurs en cuivre très variables des sols qui dépendaient de plusieurs facteurs ; 12 ± 3 , 29 ± 4 et 36 ± 6 (Villar et al., 1999) ; 462 mg/kg (Wang et al., 2003) ; 160 mg/kg à 304 mg/kg (Remon et al., 2005) ; $10,91 \pm 4,37$ (Kao et al., 2007) ; 44.9 mg/kg (Milacic et al., 2010) ; 29.28 mg.kg^{-1} (Liu et al., 2011) et $14,32 \pm 3,34$, 31.40 mg.kg^{-1} (Bai et al., 2011).

II-7-4- Manganèse

Pour le Mn dans les sols du marais, notre étude a montré des teneurs faibles enregistrées au niveau de toutes les stations exceptionnellement la station 02. Un tel résultat peut être expliqué par la nature lithologique des terrains lessivés d'un coté, et les différents rejets diffus d'un autre coté.

Pour la station 04, ses faibles teneurs en Mn peuvent se justifier par l'augmentation de la CEC. En théorie il est démontré que la mobilité du manganèse est freinée par l'augmentation de taux la matière organique et de la capacité d'échange cationique (Adam et Beaugelin-Seiller., 2005).

Le sol de la station 02 se caractérise par une salinité élevée ce qui augmente la biodisponibilité de cet élément. Les données théoriques ont démontré que 70 % du manganèse liées aux sédiments serait échangeable et biodisponible en condition de forte salinité (Ciffroy et al., 2001). Deux sources potentielles de la pollution par le Mn ; les engrais phosphatés d'une part et les retombées atmosphériques d'autre part (Ramade, 2005), ce qui explique d'autre part les teneurs élevées en cette station dues au lessivage des engrais utilisés dans l'agriculture locale.

Nos résultats concordent avec ceux enregistrés par Wang et al., (2003) et Remon et al., (2005).

II-7-5- Plomb

Le Pb dans le sol provient essentiellement en système non anthropisé de la roche mère. A l'heure actuelle la concentration de Pb des souches pédologiques mondiales est estimée en moyenne à 25 ppm (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Le comportement du plomb dans un sol dépend de différents facteurs comme sa dynamique propre mais également des caractéristiques pédologiques et physico-chimiques du sol (Baize, 1997a). Le Pb est l'élément le plus fortement retenu par les différents constituants du sol. C'est

pourquoi il est généralement considéré comme étant peu mobile dans les sols. La mobilité d'un élément dans le sol est son aptitude à passer d'un compartiment où il est retenu à un compartiment où il est retenu avec une énergie moindre, le compartiment ultime étant la phase liquide ou éventuellement l'atmosphère du sol (Juste, 1988).

La mobilité du plomb est principalement contrôlée par sa spéciation en phase aqueuse et par des processus d'adsorption/désorption ainsi que de dissolution/précipitation. Le rôle de certains paramètres tels que le pH, le potentiel redox, la composition minéralogique du sol ou du sédiment et la présence de ligands ou de colloïdes dans la phase va être déterminant. Le plomb étant en général considéré comme un élément peu mobile dans les milieux naturels, il a donc tendance à s'accumuler dans les horizons superficiels des sols (Cecchi, 2008). Cependant, plusieurs études ont montré ou suggéré que Pb pouvait être de manière importante mobilisé sous forme colloïdale et migré en profondeur, en particulier à travers les chemins d'écoulement préférentiel (Citeau, 2006).

Ainsi dans la gamme de pH de 5 à 9 et à concentration totale identique Pb serait 100 fois moins mobile que Cd. La grande affinité de la matière organique vis-à-vis de ce métal expliquerait l'accumulation préférentielle de ce métal dans les horizons de surface (Juste et al., 1995).

Le Pb est préférentiellement adsorbé par les oxyhydroxydes de Fe. Les réactions impliquant la matière organique des sols peut jouer également un rôle prédominant dans l'adsorption de Pb par les sols. Dans les sols calcaires, la précipitation de Pb sous forme carbonatée pourrait être importante (Citeau, 2006).

Dans notre étude nos résultats font apparaître des teneurs en plomb dans le sol du marais de Redjla inférieurs à la norme internationale. Ce qui peut être expliqué par l'origine naturel de ce métal dans le sol du marais, donc le plomb est intégré dans les réseaux cristallins ce qui freine sa mobilité. Les sols prélevés présentent des teneurs du Pb plus ou moins homogènes d'une station à une autre.

Le Pb est à 90% d'origine atmosphérique et provient des gaz brûlés émis par certains moteurs. La teneur du sol en Pb est particulièrement élevée le long des autoroutes et dans les parcs urbains (Ramade, 2005). Ce qui explique la teneur en Pb plus ou moins élevée enregistrée au niveau de la station 01 qui est la plus proche de la route reliant Taher et Bazoul d'une part, et à la nature des sols de cette station qui est moins riche en matière organique par rapport aux autres stations.

Le Pb est peu ou pas mobile dans les sols, il a une faible association avec la fraction des « matières organiques » comparativement au Cu et dans une moindre mesure au Zn (Colin, 2004 ; Ben Achiba et al., 2009), également cela revient aussi à une teneur en Pb plus élevée dans les eaux

de cette station. Cependant, nous avons observé une diminution progressive des teneurs de plomb tout en s'éloignant de la source génératrice de pollution. Les sols acides sont généralement moins riches en plomb que les sols alcalins (Rodier et al., 2009).

Le plomb était connu pour sa variation spatiale considérable dans les sols, sa teneur est de 29 ± 10 , 31 ± 10 et < 20 (Villar et al., 1999) ; de 75.3 (Wang et al., 2003) ; de 660 mg/kg à 8640 mg/kg (Remon et al., 2005) ; de $7,39 \pm 3,81$ et $29,66 \pm 39,36$ (Kao et al., 2007) ; de 104 ± 36 mg/kg et 68 ± 10 mg/kg (Afri-Mehennaoui et al., 2009) ; et de 41.2 ± 0.9 (Milacic et al., 2010).

II-7-6- Zinc

La concentration du Zn de la croûte terrestre serait comprise entre 70 et 132 mg/kg (Baize, 1997a). La teneur totale moyenne est de l'ordre de 50 ppm (Lindsay, 1979 ; in Abdul-Rida, 1992). Coullery, (1997) donne une moyenne mondiale en Zn de 64 ppm. Rousseaux, (1988) trouve un maximum "normal" de 300 ppm avec une moyenne de 50 ppm (Kadem, 2005).

Le zinc est facilement adsorbé par les minéraux argileux, les carbonates ou hydroxydes. Hickey et Kittrick, (1984) ; Kuo et al., (1983) et Tessier et al., (1980), ont montré que la plus grande proportion de zinc dans des sols et sédiments contaminés était associée aux oxydes de fer et de manganèse (Burnol et al., 2006). Selon Kabata-Pendias and Pendias, (1986) ; Zn est lié dans le sol aux oxydes de fer hydratés et Aluminium (14 à 38 % de Zn total) et aux argiles (24 à 63 %).

La précipitation n'est pas un mécanisme majeur de rétention de Zn dans les sols à cause de la solubilité élevée des composés de Zn. En tant que métal cationique, l'adsorption de Zn augmente avec le pH. Le zinc s'hydrolyse à $\text{pH} > 7,7$ et les espèces hydrolysées sont fortement adsorbées sur les surfaces du sol. Cependant, le zinc peut également former des complexes avec les ligands organiques et inorganiques ce qui diminue les réactions d'adsorption (Burnol et al., 2006).

En dehors des sources naturelles les teneurs en zinc peuvent avoir différentes origines : les ordures ménagères ; en effet le zinc forme de 44 à 47 % des piles et accumulateurs, 12 à 13% des produits ferreux protégés par le zinc contre la corrosion, 11 à 13% des caoutchoucs, 8 à 9% de la papiers-carton, etc (Rousseaux et al., 1991), les déversements d'eaux usées domestiques notamment le lessivage des terrains agricoles traités par les engrais. Les travaux de Mermut et al., (1996), ont montré que les fertilisants azotée-phosphatée peuvent contenir jusqu'à 83.3 mg de zinc /kg de fertilisant. L'application du compost d'ailleurs augmente la quantité de Zn liée au Fe et au manganèse (Albain, 2002).

Les résultats de dosage du Zn dans les sols du marais ont révélé des taux moyens inférieurs à la norme, ce qui traduit l'absence totale de pollution du sol par ce métal dans les quatre stations.

Cependant nous observons une légère augmentation dans la station 02 et 04 par rapport à la station 01 et 03. Ceci peut s'expliquer par le fait que la station 02 et 04 avec des sols à pH basique immobilise le Zn. Sachant que la station 02 se caractérise par une forte salinité chose qui favorise la mobilité de ce métal. Une forte corrélation positive a été enregistrée entre la conductivité électrique et le Zn ($R^2 = 0.78$). Il a été démontré dans la littérature qu'une augmentation de la salinité du milieu entraîne la désorption du zinc des sédiments (Pichard et al., 2005c).

L'étude faite par de Villar et al., (1999), a montré que les teneurs en zinc dans les sols sont de 46 ± 4 , 84 ± 14 et 113 ± 18 ; de 679.6 (Wang et al., 2003) ; de 245 mg/kg à 640 mg/kg (Remon et al., 2005) ; de $15,82 \pm 10,78$ et $20,12 \pm 15,20$ (Kao et al., 2007) ; elles sont de 148 ± 53 mg/kg et 124 ± 75 mg/kg (Afri-Mehennaoui et al., 2009) ; et de 140 ± 0.2 (Milacic et al., 2010).

III- Compartiment plante

Les plantes utilisent une variété de mécanismes pour faire face aux métaux lourds. Ils peuvent les séquestrer dans leurs parois cellulaires, les chélater dans le sol sous des formes inactives utilisant des composés organiques sécrétés ou les complexer dans leurs tissus après leur transport vers les cellules spécialisées et les compartiments cellulaires. Certaines plantes sont capables d'accumuler une très grande quantité de métaux lourds toxiques, cependant les mécanismes impliqués dans l'assimilation des métaux peuvent être très nombreux : prélèvements des éléments minéraux par les racines, mécanismes de stockage dans certains organes, souterrains ou aériens (vacuoles des cellules racinaires et des cellules des tissus photosynthétiques).

Une fois entré dans la plante, l'élément (ou l'espèce chimique) est soit stocké dans les racines, soit redistribué dans d'autres organes (tiges, feuilles, grain) en fonction d'une "stratégie" propre à chaque plante, en fonction du caractère utile (nutritif) ou toxique de l'élément (Baize, 1994a). Les teneurs en métaux lourds peuvent varier selon la variété, l'écotype, la race, et même l'individu. Elles sont aussi fonction de l'âge et de l'organe végétal (Shallari, 1997).

III-1- Cadmium

Le cadmium n'est pas essentiel au développement des organismes animaux ou végétaux et ne participe pas au métabolisme cellulaire. En revanche, ses propriétés physiques et chimiques, proches de celles du calcium, lui permettent de traverser les barrières biologiques et de s'accumuler dans les tissus (Martin-Garin et Simon, 2004).

Bien qu'étant un élément non essentiel pour la croissance végétale, le cadmium est facilement absorbé par les racines et transporté vers les parties aériennes (Wagner, 1993 in Aoun, 2009). L'étude de la distribution du métal dans les racines et la partie aérienne des différentes plantes, révèle une hétérogénéité dans la capacité d'accumulation et du stockage du cadmium. On a pu démontrer que l'absorption du Cd est plus ou moins importante suivant le genre ou la variété considérée. (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Il ressort des résultats que toutes les teneurs sont supérieures au seuil limite estimé naturel proposé par Kabata-Pendias et Pendias, (1986) (0.05 - 0.2 ppm) et à la gamme normale proposée par Reeves et Baker, (2000) (0.1 - 3 ppm). Ainsi l'accumulation du Cd s'effectue dans un ordre décroissant dans les racines, puis la partie aérienne (les tiges et les feuilles) dans la majorité des espèces, Ce qui nous permet de suggérer une accumulation par translocation à partir de l'environnement immédiat de la plante.

La translocation du cadmium n'est pas universelle parmi les plantes; des études ont révélé une accumulation de cadmium dans les racines chez certaines plantes (Mench et al., 1992) et dans les feuilles chez d'autres (Kim et al., 1999).

Nous notons que le *Phragmites australis* présente les teneurs en cadmium les plus élevées dans les racines et la partie aérienne. Cependant, les teneurs les plus bas dans ces deux parties se trouvent chez le *Juncus acutus L.* Selon Clemens, (2006), l'absorption du cadmium semble être en compétition avec des éléments tels que Mg, Fe, Zn, Cu pour les mêmes transporteurs transmembranaires, ce qui se traduit par une inhibition partielle de l'absorption du cadmium par le système racinaire. Par ailleurs, chez l'*Iris pseudacorus L.* l'accumulation dans les racines est plus importante que celle enregistrée dans la partie aérienne, et égale chez le *Sparganium erectum L.*

En règle générale, les concentrations les plus élevées se trouvent dans les racines et les plus faibles dans les organes de réserve (graines, fruits, tubercules) avec les séquences suivantes: [Cd] racines > [Cd] tige > [Cd] feuilles > [Cd] graine (Diserens, 1996).

Généralement les racines contiennent 10 fois plus de Cd que les tiges. Les racines jouent en sorte le rôle de barrière (Jarvis et al., 1976 in Kadem, 2005).

Les taux d'absorption du cadmium varient énormément en fonction de l'espèce considérée, de la concentration du cadmium biodisponible dans le sol et de nombreux facteurs bio-physico-chimiques (pH notamment).

Cependant, l'absorption du cadmium par les racines est déterminée par la concentration en cadmium du sol et par sa disponibilité biologique. La plus grande partie du cadmium accumulé reste dans les racines, seules de petites quantités sont transportées vers les parties aériennes (Sauvé et al., 2000 ; in Aoun, 2009). Ainsi, 78 % du cadmium sont retenus dans les racines chez le blé (Zhang et al., 2000 ; in Aoun, 2009). En général, la teneur en cadmium des plantes diminue dans l'ordre suivant : racines > tiges > feuilles > fruits > graines. L'accumulation du cadmium dans les fruits reste controversée. Bien que le cadmium soit facilement transporté vers les parties aériennes des plants de tomate, aucune teneur du Cd n'a été détecté dans les fruits (Moral et al., 1994 ; in Aoun, 2009).

Les résultats rapportés par Thompson et collaborateurs, (1997), montrent que les concentrations en Cd dans les différentes parties anatomiques de *Nuphar variegatum* étaient de l'ordre de 0.3 à 1.56 mg/kg MS. Les concentrations en Cd dans les racines sont environ deux fois plus élevées que dans les tiges et les feuilles.

L'étude faite par Mench et collaborateurs, (1992), a montré que l'accumulation du cadmium dans les différents organes du maïs (mg/kg de MS) est de 130 mg/kg dans les racines, 18 mg/kg dans les feuilles et 0,75 mg/kg dans les grains.

III-2- Chrome

La toxicité des composés du chrome dépend principalement de leur valence et de leurs propriétés physico-chimiques (Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1994). Le chrome hexavalent, beaucoup plus soluble et assimilable, représente un polluant potentiellement plus nocif que le chrome trivalent plus stable (Jeannot et al., 2001). Les manifestations toxiques du chrome sont généralement attribuées aux dérivés hexavalents (Pichard et al., 2005a ; Lachambre et Fisson, 2007).

Sous une forme adsorbée sur les hydroxydes métalliques, le Cr est peu disponible aux végétaux. La concentration en Cr des végétaux est donc principalement contrôlée par la concentration du Cr en solution dans le sol. Le Cr dans un sol neutre ou basique sera donc plus disponible vis-à-vis des plantes que dans un sol acide (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

L'étude comparative de la distribution du métal dans les racines et la partie aérienne fait ressortir une importante différence en matière d'accumulation du chrome, également une différence entre les différentes espèces végétales. Contrairement au cadmium, l'accumulation la plus importante en chrome a eu lieu au niveau des racines pour la majorité des plantes. Ce qui n'est pas

le cas chez le *Phragmites australis* et l'*Alisma plantago-aquatica* L. où l'accumulation s'effectue au niveau de la partie aérienne.

Il ressort des résultats que toutes les teneurs sont supérieures au seuil limite estimé naturel proposé par Kabata-Pendias et Pendias, (1986) (0.1 - 0.5 ppm).

Habituellement, une quantité plus importante en chrome est observée dans les racines, plutôt que dans les feuilles, tandis que la concentration la plus faible se trouve dans les graines (Kabata-Pendias et al., 1992).

Les taux d'absorption du chrome varient en fonction de l'espèce et de l'organe de stockage considérée (Remon et al., 2005). Un potentiel fort intéressant d'accumulation de certaines plantes macrophytes du chrome a été enregistré ; le lentille d'eau (Ater et al., 2006)

III-3- Cuivre

Le Cu est un des éléments les plus essentiels pour les plantes et les animaux. En effet l'organisme ne peut croître complètement en son absence. Il ne peut être remplacé par un autre élément, il a une influence directe sur l'organisme et le bon fonctionnement de son métabolisme. Par contre, il est toxique pour les champignons et les algues. Les teneurs en cuivre des plantes sont en général comprises entre 2 et 20 mg/kg de matière sèche.

Le cuivre est assimilé par les plantes sous forme de Cu^{++} et vraisemblablement aussi sous forme de complexes organiques contenant peu de molécules, et en partie à partir de complexes inorganiques. L'assimilation du cuivre n'est donc souvent pas ou peu influencée par le pH du sol dans les terres agricoles non polluées. Les sols contenant du CaCO_3 sont donc rarement carencés en cuivre. La solution de ces sols à pH élevés contient en effet du cuivre sous forme de complexes organiques ou de complexes d'hydrogène et de carbone.

Le cuivre joue un rôle déterminant dans la formation des protéines. Il régule différents processus enzymatiques des tissus végétaux, principalement l'oxydase, qui influence à son tour le métabolisme de l'azote. On peut donc dire que le cuivre a un rôle très important dans le métabolisme de la plante. Une carence en cuivre de la plante conduit à un excédent d'azote soluble, permettant ainsi le développement de maladies (Chaignon, 2001).

L'étude de la distribution du métal dans les racines et la partie aérienne des différentes plantes, révèle une hétérogénéité dans la capacité d'accumulation et du stockage du cuivre. Il en ressort des résultats que toutes les teneurs sont supérieures au seuil limite estimé naturel proposé par Kabata-Pendias et Pendias, (1986) (5 - 30 ppm) et à la gamme normale proposée par Reeves et

Baker, (2000) (5 – 25 ppm). L'accumulation la plus importante en cuivre a eu lieu au niveau des racines pour toutes les espèces. Cependant, le *Cyperus longus L.* présente les teneurs en cuivre les plus élevées dans les racines et la partie aérienne.

L'absorption du cuivre par les plantes est fonction du pH du sol qui contrôle l'activité des ions Cu^{2+} contenus dans la solution du sol en contact avec les racines. Cependant, l'absorption du cuivre sous forme anionique n'est pas à exclure (Juste et al., 1995). Le zinc, le calcium, le potassium et l'ammonium exercent un effet antagoniste sur l'absorption du cuivre par les racines (Baker et Senft, 1995 ; Juste et al., 1995).

La plus grande partie du cuivre présent dans les racines n'a pas été transféré vers les parties aériennes (Adriano, 1986 ; Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Baker et Senft, 1995 ; Juste et al., 1995).

Le cuivre présent dans les racines est entièrement sous forme complexée, mais la pénétration racinaire doit quand même se réaliser à l'état de formes dissociées. La vitesse de pénétration dans les racines est très faible. Elle diffère en fonction de la spéciation du métal (Coullery, 1997).

Nombreuses études ont montré l'absorption et l'accumulation du cuivre au niveau des parties souterraines, (Mench et al., 1992 ; Villar et al., 1999 ; Remon et al., 2005 ; Reboreda et al., 2008 ; et Likentso et al., 2011). D'autres recherches présentent des teneurs plus importantes au niveau des parties aériennes (Xue et al., 2010).

III-4- Manganèse

Les plantes absorbent le manganèse principalement sous sa forme divalente. En conséquence, le manganèse est plus biodisponible dans les sols acides que dans les sols alcalins. En revanche, l'absorption du manganèse par les végétaux est favorisée par la présence de microorganismes (Smith et Paterson, 1995 ; Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Adriano, 1986 ; OMS IPCS, 1981).

L'étude comparative de la distribution du métal dans les racines et les parties aériennes, révèle une distribution hétérogène dans l'accumulation et du stockage du manganèse. En effet, l'accumulation en manganèse s'effectue en grande quantité au niveau des racines qu'au niveau de la partie aérienne pour l'ensemble des espèces. Les teneurs les plus faibles en manganèse dans les racines et les parties aériennes sont relevées chez le *Phragmites australis*.

Il ressort des résultats que presque toutes les teneurs en cet élément dépassent la norme internationale (OMS IPCS, 1988) (100 mg/kg). Cependant, on a relevé des teneurs de l'ordre de 2242 ppm dans les racines de *Sparganium erectum L.*

L'accumulation du manganèse dans les différents organes dépend de l'espèce considérée (Mench et al., 1992 ; Juarez-Santillan et al., 2010).

III-5- Plomb

Les macrophytes aquatiques sont des filtres biologiques, ils purifient l'eau en accumulant les métaux dissous et les toxines dans leurs tissus. Ces plantes peuvent absorber du plomb à partir des racines, mais également à partir des organes aériens, ou bien par l'intermédiaire des deux. Les quantités de métal absorbées par les racines dépendent de la concentration et de la spéciation du métal dans la solution du sol, mais également de ses capacités de migration du sol vers la surface des racines. Ensuite, la quantité de plomb présente dans les divers organes d'une plante dépend du transport de l'extérieur des racines vers l'intérieur, puis de sa translocation des racines vers les feuilles (Patra et al., 2004).

L'étude comparative de la distribution du métal dans les racines et les parties aériennes, révèle une distribution hétérogène dans l'accumulation et du stockage du plomb. En effet, c'est au niveau des racines que l'accumulation en plomb s'effectue en grande quantité pour la majorité des espèces analysées sauf pour le *Sparganium erectum L.* et l'*Iris pseudacorus L.* où l'accumulation est plus importante au niveau de la partie aérienne. Il ressort des résultats que presque toutes les teneurs en cet élément sont supérieures au seuil limite estimé naturel proposé par Kabata-Pendias et Pendias, (1986) (5 - 10 ppm).

La comparaison des teneurs métalliques entre différentes espèces provenant de divers sites n'est pas aisée car le cycle biologique des végétaux ne peut pas être le même, ni le niveau de contamination. En revanche, les tendances dans la répartition des métaux peuvent être analogues. Ainsi les teneurs en Pb des différentes parties anatomiques de plusieurs espèces végétales aquatiques sont dans la majorité plus élevées dans les racines.

Pour la plupart des espèces, la majorité du plomb absorbé par les plantes réside dans les racines, et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes (Vardanyan et Ingole., 2006).

Ce transport limité des racines vers les feuilles peut être expliqué par la barrière formée par l'endoderme des racines. Les bandes de Caspary peuvent en effet être un facteur majeur limitant le

franchissement de l'endoderme jusqu'au cylindre central (Peltier et al., 2003 ; Seregin et al, 2004 ; Sharma et Dubey, 2005 ; Cecchi, 2008).

En règle générale, les concentrations en Pb d'une plante sont étroitement corrélées aux concentrations en Pb du sol, mais cette corrélation doit être nuancée et tenir compte en particulier de l'organe (racines, tiges, feuilles, etc.). La translocation de Pb vers les parties épigées d'une plante est un phénomène très limité. Ce qui fait que le Pb n'est pas un toxique systématique en ce sens qu'il ne diffuse pas dans le système vasculaire de la plante (Kabata-Pendias and Pendias, 1992).

Ce qui reflète les faibles valeurs des facteurs de translocation, indiquant que les plantes séquestrent le plomb dans les parties racinaires et limitent le transport interne, des racines vers les parties aériennes. De même, il était démontré qu'au moins 50% du plomb accumulé dans les parties aérienne est d'origine atmosphérique. En effet le plomb est un élément toxique, notamment pour l'activité photosynthétique, pour la synthèse de chlorophylle ou encore pour la synthèse d'enzymes anti-oxydantes (Kim et al., 1999). Ceci n'est cependant pas vrai pour les espèces hyperaccumulatrices, qui ont la capacité de transloquer une grande quantité du plomb vers les parties aériennes (Seregin et Ivanov, 2001).

Les teneurs des plantes en plomb dépendent de la famille et de l'espèce (Remon et al., 2005 ; Vardanyan et Ingole, 2006).

III-6- Zinc

Le Zn est considéré comme un élément essentiel aux organismes animaux et végétaux. Sa teneur dans les plantes reflète souvent la quantité disponible dans le sol. Les formes solubles de Zn sont facilement assimilables par les plantes. La vitesse d'absorption dépend largement du genre, de l'espèce et de la variété (450g de Zn/ha/an pour une culture de maïs, 670g Zn/ha/an pour une hêtraie de 130 ans) et même des conditions édaphiques (Kadam, 2005).

Le zinc se concentre préférentiellement dans les feuilles matures de la plante. Dans les écosystèmes où le zinc est un polluant atmosphérique, il se concentre plutôt au sommet des plantes. Par contre, les plantes ayant poussé dans un sol contaminé par du zinc accumulent du métal dans les racines (Kabata-Pendias et Pendias, 1992).

Toutefois, le Zn s'accumule dans la partie racinaire plus que dans la partie aérienne, surtout dans les sols riches en Zn (Fritioff et Greger, 2006).

L'absorption de Zn peut être influencée par l'interférence entre Zn et les autres métaux lourds, surtout avec Cd aux effets antagonistes (Lagerwerff et Biersdorff, 1972 ; in Abdul-Rida,

1992). Des effets dépressifs ont été remarqués entre Zn d'une part et Cu, Fe, Cr et Mn d'autre part (Pergaud, 1971 ; in Abdul-Rida, 1992).

L'étude comparative de la distribution du métal dans les racines et les parties aériennes fait ressortir une importante différence en matière d'accumulation du zinc, également une différence entre les différentes espèces végétales. Les teneurs en Zn déterminées dans toutes les plantes indiquent des valeurs plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes (les tiges et les feuilles).

Cependant, le *Scirpus palustris* L. présente les teneurs en zinc les plus élevées dans les racines et la partie aérienne par rapport aux autres espèces. En revanche, le *Juncus acutus* L. présente les faibles valeurs.

Nous notons que ces teneurs sont comprises dans le seuil limite estimé naturel proposé par Kabata-Pendias et Pendias, (1986) (27 - 150 ppm) et la gamme normale proposée par Reeves et Baker (2000) (20 - 400 ppm). Les teneurs de Zn dans les plantes varient entre 25 - 200 ppm. D'après Rousseaux, (1988) le maximum "normal" est de 150 mg/kg MS. L'excès de Zn peut provoquer une toxicité (coton sur sol acide) (Kadem, 2005).

Marcato, (2007), dans l'étude de la mobilité du cuivre et du zinc, a montré que ce dernier est plus mobile au sein de la plante, cependant, les racines contiennent de plus grandes quantités que les parties aériennes, en particulier lorsque les apports sont importants. En effet, ces résultats coïncident avec les nôtres, où les teneurs moyennes en zinc dans toutes les plantes suit l'ordre décroissant suivant : racines > partie aérienne (tiges + feuilles). De plus, l'augmentation des teneurs en zinc dans les racines par rapport à celles dans les parties aériennes, suggérera que les plantes adoptent des mécanismes physiologiques de résistance vis-à-vis du zinc au niveau des racines.

Des teneurs très importantes du Zn de certaines macrophytes aquatiques ; *Typha* et *Phragmites* qui peuvent atteindre des concentrations de 1100 mg/kg ont été enregistrées (AfriMehennaoui et al., 2009). En général le taux d'accumulation et l'organe cible du Zn dans les plantes dépend de l'espèce considérée, (Mench et al., 1992 ; Villar et al., 1999 ; Remon et al., 2005).

IV- Dynamique des métaux lourds

IV-1- Transfert eau-sol

L'utilisation de plantes pour éliminer les métaux toxiques dans le sol (phytoremédiation) est en train de devenir une alternative rentable aux méthodes conventionnelles. Parce que les contaminants comme le plomb ont une biodisponibilité limitée dans le sol, des méthodes pour faciliter son transport vers des parties aériennes et vers les racines de plantes sont nécessaires à la réussite de la phytoremédiation (Baize, 1997a).

L'étude de la relation eau-sol montre la possibilité de transfert des métaux lourds entre les deux compartiments. Les résultats montrent une forte concentration du Cd, Cr, Cu, Mn, Pb et Zn dans les sols en fonctions de leurs teneurs dans les eaux indiquant une contamination notable de ces sols. Ce qui permet de suggérer la rétention de ces métaux par les sols du marais et leur accumulation dans ce compartiment.

La rétention des métaux lourds est favorisée par le taux élevé de la matière organique dans les sols du marais. La matière organique joue un rôle important dans la mobilité des métaux lourds dans le sol (Singh et al, 1997). En effet, elle est considérée comme un support préférentiel des éléments traces au sein d'un système aquatique (Singer, 1977).

Ainsi, les sols possédant une texture argileuse avec des argiles à charge permanente (smectites) et un pH neutre à alcalin ou avec des quantités importantes (> ou = 10 %) de carbonates et de matière organique favoriseraient la rétention des ETM (Citeau, 2006).

IV-2- Transfert sol-plantes

IV-2-1- Facteur de bioconcentration (FBC)

Nos résultats montrent (figures (58) à (63)), que chez la majorité des espèces l'accumulation du Cd dans les racines et les parties aériennes est plus importante que celle du Cr, Cu, Mn, Pb et Zn chez le *Phragmites australis*, le *Cyperus longus L.*, le *Juncus acutus L.*, l'*Iris pseudacorus L.* et le *Sparganium erectum L.* à l'exception de l'*Alisma plantago-aquatica L.* et le *Scirpus palustris L.*, où le Mn est le plus accumulé.

les plus forts FBC du Cr, Cu, Mn, Pb et Zn ont été enregistrés au niveau des racines, ceux calculés pour les parties aériennes étant les plus faibles. Au contraire, les FBC du Cd dans les parties aériennes étant les plus fort. Ces FBC sont élevés, certainement due aux fortes concentrations du cadmium trouvées dans les plantes par rapport aux concentrations trouvées dans le sol.

Plusieurs facteurs influencent les transferts des métaux sol-plantes, à savoir, le pH, la teneur en matière organique, la teneur en argile, le comportement du métal, l'influence de l'espèce végétale, de la variété et de l'âge (Marseille et Denot, 2007).

En outre, nos résultats expérimentaux indiquent que les facteurs de transfert (FBC) chez le *Phragmites australis*, le *Cyperus longus L.*, le *Juncus acutus L.*, l'*Iris pseudacorus L.*, le *Sparganium erectum L.*, l'*Alisma plantago-aquatica L.* et le *Scirpus palustris L.* diminuaient avec l'augmentation des niveaux de Cr, Cu, Mn, Pb et Zn dans le sol. Ceci est en accord avec les résultats rapportés par : De Casabianca et al., (2004) dans la zostère marine où les FBC du Zn, Cr, Cu et Pb pour les racines sont de l'ordre de 0.5, 0.08, 0.5 et 0.1 respectivement et de 2.3, 0.01, 0.5 et 0.1 pour les feuilles ; Cecchi, (2008) dans les tomates et les fèves où les FBC varient entre 0.05 et 0.53.

L'étude faite par Ait Ali et al., (2002) a montré des FBC du Cu chez le *Phragmites australis* et *Zea mays* respectivement de 10.9 à 24.7, et de 28 à 43.4 pour les parties aériennes, de 348.6 à 1931, et de 612 à 1592 pour les racines ; d'après Zacchini et al., (2009), les FBC du Cd chez le peuplier et la saule sont respectivement 9962, 4296 pour les racines et 293, 651 pour les parties aériennes.

Les données rapportées dans la littérature concernant la concentration du cadmium et de l'allocation entre les organes sont souvent contradictoires et c'est principalement en raison des conditions expérimentales adoptées. En fait, la concentration en métal, type et la durée d'exposition (si la solution du métal est renouvelée au fil du temps ou non) et le type de substrat peuvent sensiblement modifier la disponibilité des métaux pour les plantes. En outre, les procédures de lavage à la fin de l'expérience peuvent affecter la quantité de métal mesurée dans les racines. Ce qui pourrait expliquer pourquoi l'accumulation du cadmium diffère de celle trouvée par ces auteurs. Néanmoins, nos résultats sont conformes à ceux précédemment rapportés par Zacchini et al., (2009), montrant une capacité des saules d'accumuler le cadmium dans les parties aériennes.

Le facteur d'accumulation est affecté par le pH, la concentration du métal dans le milieu, la morphologie de l'espèce végétale comme la surface du système racinaire, cependant la plante s'adapte au milieu et peut neutraliser une solution acide (Cordes et al., 2000)

Les résultats obtenus permettent de suggérer que les fortes concentrations de métaux dans le sol empêchent le transfert des métaux du sol vers les plantes. Ceci pourrait être lié à la saturation des sites d'adsorption dans les racines ou pourrait indiquer le développement par les plantes d'un certain degré de tolérance à la toxicité des métaux lourds. Les plantes sont capables de restreindre

l'absorption de métaux par la séquestration phytochélatine ou l'accumulation des métaux dans les cellules de certains compartiments (Patra et al., 2004).

IV-2-2- Facteur de translocation (Ft)

La capacité d'accumuler les métaux dans les parties aériennes à l'égard des racines a été mieux illustrée par le calcul des facteurs de translocation (Ft). Dans ce travail, on a pu constater que la capacité de translocation du Cr chez le *Phragmites australis* et l'*Alisma plantago-aquatica L.* est plus importante par rapport aux autres métaux, celle du Cd est plus importante chez le *Scirpus palustris L.*, le *Cyperus longus L.* et le *Juncus acutus L.*, enfin chez l'*Iris pseudacorus L.* et le *Sparganium erectum L.*, c'est le Pb qui est le mieux transféré vers les parties aériennes.

Une étude antérieure Welsh et Denny (1979), a également montré que le Pb est resté immobile dans les plantes et les faibles valeurs des facteurs de translocation montrent la faible mobilité du métal d'un compartiment à un autre. Les différences des valeurs des Ft, indiquent que chaque métal a un effet phytotoxique différent sur chaque plante.

Les Ft supérieurs à 1.0 ont été déterminés chez les espèces accumulatrices des métaux, tandis que les Ft généralement inférieurs à 1.0 chez les espèces ayant une stratégie d'exclusion des métaux c'est-à-dire l'immobilisation des métaux dans les racines avec une translocation limitée vers les parties aériennes et si les Ft sont égales à 1.0, les plantes se comportent indifféremment aux métaux (Baker, (1981) in Sasmaz et al., 2008 ; Zu et al., (2005) in Sasmaz et al., 2008).

Les Ft supérieurs à 1.0 indiquent une efficacité dans la capacité à transporter le métal de la racine vers la feuille, probablement en raison de l'efficacité des systèmes transporteurs des métaux (Zhao et al., 2002, in Sasmaz et al., 2008) et probablement la séquestration des métaux dans les vacuoles des feuilles et des apoplastes (Lasat et al., 2000 in Sasmaz et al., 2008). Ce mécanisme permet la croissance et la propagation des espèces végétales dans des sites contaminés.

Les Ft mesurés dans notre travail, sont comparables avec ceux rapportés par Sasmaz et al., (2008) chez le *Typha latifolia L.* qui montrent des Ft variant de 0.45 à 1.01 pour le Zn, de 0.52 à 0.83 pour le Cu, de 0.33 à 1 pour le Pb, de 0.81 à 1.58 pour le Mn, et de 0.15 à 0.92 pour le Cr et supérieurs à ceux pour le Cd qui varient de 0.21 à 0.70 (Sasmaz et al., 2008). Cependant, ils sont inférieurs à ceux trouvés par Zacchini et ses collaborateurs, (2009) chez le peuplier et la saule (10 et 23 respectivement). Néanmoins, il est difficile de comparer les résultats en raison des différentes conditions expérimentales.

Ces résultats contradictoires sont probablement dus aux différences entre les espèces dans la translocation des métaux.

D'une manière générale, l'évaluation des FBC et Ft chez les différentes espèces ci-dessus dans la présente étude confirme que les plantes du marais ont une potentialité considérable pour éliminer le cadmium à partir d'un milieu contaminé par l'amélioration de la translocation du métal dans les feuilles et les tiges.

Le transfert des métaux vers les organes-dessus du sol est un crucial processus biochimique des plantes pour assainir les sites pollués. En fait, une mobilisation efficace des métaux à partir des racines vers les organes-dessus du sol pourrait réduire les effets néfastes exercés par ces polluants sur la physiologie et la biochimie des racines. Cela permettrait d'améliorer l'efficacité de l'absorption des métaux par les plantes permettant l'enlèvement des métaux du substrat contaminé au cours du temps. Par conséquent, la bioaccumulation et la translocation doivent être considérés ensemble pour évaluer les espèces ayant des perspectives intéressantes dans la phytoremédiation, afin de caractériser les traits biochimiques et moléculaires impliqués dans ces processus (Zacchini et al., 2009).

Conclusion et perspectives

Conclusion et perspectives

Le marais de Redjla (Taher), zone humide à la wilaya de jijel, dispose de plusieurs atouts naturels : des sols de bonne valeur pour l'agriculture, des disponibilités hydriques et hydrauliques, une absence d'obstacle naturel, des terrains favorables à la construction, ont favorisé le processus d'installation des populations, ce qui rend ses écosystèmes plus sensibles aux problèmes de pollution.

Pour déterminer la dynamique de la pollution par les métaux lourds dans de cette zone humide, des échantillons d'eau, de sol et de végétation ont été récoltés et soumis à l'analyse physico-chimique et au dosage de quelques métaux lourds (Cd, Cr, Cu, Mn, Pb et Zn). Les prélèvements ont été réalisés au niveau de quatre stations localisés au niveau du périmètre d'étude.

Les résultats obtenus montrent que les eaux du marais sont d'une qualité assez dégradée par rapport aux normes admissibles des eaux superficielles, avec une certaine hétérogénéité dans leurs degrés de contamination, et que l'impact de la pollution apportée par l'agriculture en serre et en pleine champs, la conduite d'assainissement détériorée, les rejets directs et sans traitement préalable de l'eau ménagère et les déversements des eaux de la station de lavage automobile est plus ressenti au niveau des eaux de la station 03 et 04. Les eaux de la station 01 et 02 semblent être moins contaminées.

En effet la charge organique estimée par la mesure de la DBO5 et DCO montre que ces concentrations sont élevées indiquant la présence d'une charge polluante oxydable, ce qui signifie une pollution organique élevée. Les teneurs en nitrites, nitrates et orthophosphates viennent conforter l'hypothèse d'une pollution excessive des eaux du marais. Ces éléments favorisent le développement des algues qui peuvent entraîner le déséquilibre du milieu aquatique. En ce qui concerne les éléments traces métalliques, en dehors du zinc, les autres métaux semblent avoir des valeurs supérieures aux normes des eaux de surface.

L'impact de la pollution apportée par les différents rejets est plus marqué sur le sol que sur l'eau, les résultats obtenus montrent que les teneurs des ETM dans le sol dépassent de loin celles dans l'eau, et varient nettement entre ces deux compartiments. La contamination au niveau du sol est plus importante au niveau de la station 01 et 02, elle est moindre à la station 03 et 04. Néanmoins, ces valeurs restent inférieures aux normes internationales à l'exception d'un résultat obtenu à la station 02 concernant le manganèse. Il ressort que l'origine de ces éléments traces métalliques dans les sols de la région est attribuée à l'utilisation intensive et à grande échelle des

engrais chimiques phosphatés et carbonatés, pour la fertilisation du sol et l'amélioration du rendement et de la qualité des produits agricoles.

La présente étude nous a permis également d'évaluer la distribution des ETM étudiés dans les différentes parties anatomiques (racines, tiges et feuilles) de certaines plantes aquatiques : *Phragmites australis*, *Cyperus longus* L., *Juncus acutus* L., *Iris pseudacorus* L., *Sparganium erectum* L., *Alisma plantago-aquatica* L. et *Scirpus palustris* L. en relation avec le niveau de contamination des eaux et des sols. L'accumulation des ETM était confirmée par le calcul des facteurs de bioconcentration (FBC) et le transfert par le calcul des facteurs de translocation (Ft).

Les résultats montrent que pour l'ensemble des espèces, les teneurs des éléments traces métalliques dans les racines, les feuilles et les tiges dépassent largement les seuils limites estimés naturels. Pour la majorité des espèces, les plus forts FBC du Cr, Cu, Mn, Pb et Zn ont été constatés dans les racines, ceux dans les parties aériennes étant les plus faibles. Au contraire, les FBC du Cd dans les parties aériennes étant les plus forts. Ce dernier étant le métal le plus accumulé dans les racines et les parties aériennes de *Phragmites australis*, *Cyperus longus* L., *Juncus acutus* L., *Iris pseudacorus* L. et de *Sparganium erectum* L. à l'exception de l'*Alisma plantago-aquatica* L. et le *Scirpus palustris* L. où le Mn est le plus accumulé. La capacité de translocation varie d'une plante à une autre. Une remarquable variabilité dans les Ft entre les espèces a été constatée.

Cette étude nous a permis de constater que les espèces aquatiques étudiées : *Phragmites australis*, *Cyperus longus* L., *Juncus acutus* L., *Iris pseudacorus* L., *Sparganium erectum* L., *Alisma plantago-aquatica* L. et *Scirpus palustris* L. sont des bioaccumulatrices et peuvent être considérées comme des bioindicateurs de la pollution par les métaux lourds.

En perspective il serait plus important:

- De réaliser des analyses physico-chimiques spatio-temporelles des eaux et des sols afin de mieux évaluer l'impact de la pollution agricole (pesticides et métaux lourds) ;
- De réaliser des études complémentaires concernant le transfert des polluants en général et les pesticides en particulier dans les plantes pour optimiser les pratiques culturales et diminuer les doses aux champs ;
- De compléter le travail par des analyses microbiologiques (dénombrements bactériens et recherche microbiologiques) et de les étaler sur de longues périodes ;
- De mieux valoriser les résultats physico-chimiques obtenus par une étude sur les bioindicateurs de la pollution des sols à savoir les végétaux et les animaux ;
- D'étudier l'effet de la pollution sur la biodiversité de la région ;

- De faire des campagnes de sensibilisation auprès des agriculteurs par des autorités compétentes concernant l'utilisation optimale des engrais et des produits phytosanitaires ;
- De faire des campagnes de sensibilisation auprès des scolaires ;
- En fin nous espérons mettre en vigueur une réglementation concernant la protection de la biodiversité au niveau de cette zone humide. Il faut aussi que la ministère de l'environnement et de l'aménagement de territoire se dote d'une police écologique composée de personnel technique hautement qualifié et très bien équipé pour faire appliquer la loi.

Références bibliographiques

Références bibliographiques**-A-**

1. **Abdul Rida A.M.M., 1992.** Biosurveillance de la contamination du sol : apport de l'étude des lombriciens à l'évaluation des risques liés aux éléments traces. Document pédozoologique, Laboratoire de zooécologie du sol, INRA, Montpellier, 233 p.
2. **Académie des Sciences, 1998.** Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion. Rapport n°42. Paris: Lavoisier Tec&Doc, 440 p.
3. **Adam C., Beaugelin- Seiller K., 2005.** Manganèse 54 et environnement. Fiche radionucléide, IRSN, 20 p.
4. **Adriano D.C., 1986.** Trace elements in the terrestrial environment. Trace elements in the environment; New York. Springer Verlag, pp 106- 155.
5. **Adriano D.C., 2001.** Trace elements in terrestrial environments; Biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. 2nd ed., Springer-Verlag, New York. 884 p.
6. **AFNOR, 1994a.** Le Dictionnaire de l'environnement. Les termes normalisés ; Lexique français-anglais, anglais-français. Paris La Défense, 307p.
7. **AFNOR, 1994b.** Agence Française de Normalisation ; Qualité des sols – Recueil des normes françaises, 3ème Ed. AFNOR: Paris, 534 p.
8. **Afri-Mehennaoui F.Z., Sahli L., Mehannaoui S., 2009.** Evaluation de la contamination par le cadmium, le plomb et le zinc de l'eau, des sédiments de l'oued Rhumel et son affluent le Boumerzoug, et leur transfert vers une plante semi-aquatique : *Rorippa Nasturtium-aquaticum* (L.) ; Science et Technologie C-N°29. pp 45-55.
9. **Ait Ali N., Bernal M.P., Ater M., 2002.** Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays* ; Kluwer Academic Publishers. Plant and Soil 239: 103-111.
10. **Albain F., 2002.** Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métallique issue de boues de station d'épuration dans un sol agricole, Thèse de doctorat, Université de Rennes, vol 1, 148p.
11. **Allen H.E., Hansen D.J., 1996.** The importance of trace metal speciation to water quality criteria. Water Environment Research, 68: 42-54.
12. **Alloway J.B., 1995.** Heavy metals in soil. Blackie Academic and Professional, Second Edition, Glasgow, London, 368 p.
13. **Amoros C., Petts G.E., 1993.** Hydrosystèmes fluviaux, Collection d'Ecologie 24. Masson, 273p.

14. **Anonyme, 2007.** La cité administrative (direction de l'environnement), wilaya de Jijel.
15. **Anonyme, 2011.** chambre agricole : données sur les activités agricoles, Taher.
16. **Aoun M., 2009.** Action du cadmium sur les plants de moutarde indienne [*Brassica juncea* (L.) Czern] néoformés à partir de couches cellulaires minces et issus de semis. Analyses physiologiques et rôle des polyamines. Thèse de doctorat ; Université de Bretagne occidentale. 135 p.
17. **Ater M., Aït Ali N., Kasmi H., 2006.** Tolérance et accumulation du cuivre et du chrome chez deux espèces de lentilles d'eau : « *Lemna minor L.* et *Lemna gibba L.* ». Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 19, n° 1, p. 57-67.
18. **ATSDR, 1990.** Toxicological profiles for copper. Agency for toxic substances and disease registry, Atlanta, U.S department of health and human services, public health services. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.
19. **ATSDR, 1994.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry Atlanta; Toxicological profiles Zinc; US Department of Health and Human Services. Public Health Service. Georgia USA. <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.
20. **ATSDR, 2000.** Agency for Toxic Substances and Disease Registry; Toxicological Profiles for manganese; U.S department of Health and Human Services. Public Health Services <http://www.atsdr.cdc.gov/toxpro2.html>.
21. **Audry S., 2003.** Bilan géochimique du transport des éléments traces métalliques dans le système fluvial anthropisé Lot- Garonne- Gironde. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux 1.
22. **Azzoug R., 2004.** Etude phytoécologique des bordures de l'oued Boumerzoug et évaluation de leurs niveaux de contamination métallique (Pb, Zn Cr, Cd, et Cu). Mém. de Magistère, Université de Constantine, 100 p.

-B-

23. **Bai J., Cui B., Chen B., Zhang K., Deng W., Gao H., Xiao R., 2011.** Spatial distribution and ecological risk assessment of heavy metals in surface sediments from a typical plateau lake wetland, China. *Ecological Modelling*. 222 : 301–306.
24. **Baize D., 1988.** Guide des analyses courantes en pédologie ; INRA, France imprimé par Jouve, Paris, 172 p.
25. **Baize D., 1994a.** Les Éléments Traces Métalliques (ETM) dans les sols. Tout ce qu'il faut savoir, INRA - Science du Sol – Orléans. 28 p.
26. **Baize D., 1994b.** Teneurs totales en métaux lourds dans les sols français ; premiers résultats du programme ASPITET ; Le Courrier de l'environnement n°22, 37-46 ; INRA ; unité de Science du sol.
27. **Baize D., Jabiol B., 1995.** Guide pour la description des sols, Ed. INRA. Paris, 375 p.

28. **Baize D., 1997a.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Edition INRA, Paris, 408 pp.
29. **Baize D., 1997b.** Détermination du fond pédogéochimique naturel des sols de la plaine de la Lys (Nord) et de « l'état normal » des sols agricoles. Rapport d'étude pour l'observatoire de la qualité des sols (sites de Neuf-Berquin), 15 p.
30. **Baize D., Girard M.C., 1998.** Référentiel pédologique. Association Française pour l'Etude du Sol (AFES). Éditions Quæ, Paris, France. 406 p.
31. **Baize D., Sterckeman T., Piquet A., Ciesielski H., Béraud J., Bispo A., 2005.** Dérogations relatives à la réglementation sur l'épandage des boues de stations d'épuration-comment formuler une demande pour les sols à teneurs naturelles élevées en éléments traces métalliques ? Guide technique. ADEME et APCA. 147 p.
32. **Baker D.E., Senft J.P., 1995.** Copper. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional. London (UK). Alloway B. J., vol chapter 8, pp. 224-243.
33. **Barbe J., 1984.** Les végétaux aquatiques : données biologiques et écologiques, clés de détermination des macrophytes de France. Bull.Fr Pêche Piscic., 41p.
34. **Barbier E.B., Acreman M., Knowler D., 1997.** Évaluation économique des zones humides : guide à l'usage des décideurs et planificateurs. Bureau de la Convention de Ramsar, Gland, Suisse, 143 p. http://www.ramsar.org/pdf/lib/lib_valuation_f.pdf
35. **Bechac J.P., Boutin P., Mercier B., Nuer P., 1983.** Traitement des eaux usées. Edition Eyrolles, PP: 32- 34.
36. **Belanger M., Eljabi N., Caisse D., Ashcar F., Ribl J.M., 2005.** Estimation de la température de l'eau en rivière en utilisant les réseaux des nouerones et la régression linéaire multiple ; Revue de science de l'eau, vol 18, pp 403- 421.
37. **Ben Achiba W., Gabteni N., Lakhdar A., Du Laing G., Verloo M., Jedidi N., Gallali T., 2009.** Effects of 5-year application of municipal solid waste compost on the distribution and mobility of heavy metals in a Tunisian calcareous soil. Agriculture, Ecosystems and Environment, Elsevier, Oxford, vol. 130, pp. 156-163.
38. **Bisson M., Bureau J., Houeix N., Jolibois B., Gay G., Lefevre J.P., Tack K., 2007.** Manganèse et ses dérivés ; fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS, 66 p.
39. **Bisson M., Diderich R., Houeix N., Hulot C., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., Pepin G., Pichard A., 2011.** Cadmium et ses dérivés ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques. INERIS, 82 p.

40. **Blanchard C., 2000.** Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Mém. Doctorat. sciences et techniques du déchet. Ecole Doctorale de Chimie de Lyon. 241 p.
 41. **Bliefert C., Perraud R., 2003.** Chimie de l'environnement Air, Eau, Sol. Edition debeoeck. 2^e édition, Paris. 369-387 pp.
 42. **Bontoux J., 1993.** Introduction à l'étude des eaux douces, eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson, 2^e éd. Cebedoc, 170 p. Diffusion Lavoisier.
 43. **Boucheseiche C., Cremille E., Pelte T., Pojer K., 2002.** Guide technique n° 7 - Pollution toxique et écotoxicologie : Notions de base « Quand les toxiques se jettent à l'eau ». Agence de l'Eau Artois Picardie, 110 p.http://www.eau-artois-picardie.fr/IMG/pdf/guide_toxiques_reduit-3-2.pdf
 44. **Bougassa A., 2009.** Le foncier urbain dans la petite région de Taher ; disponibilité, mobilisation et contentieux. Mémoire de Magister en aménagement urbain, pp 10-11.
 45. **Bounias M., 1999.** Traité de toxicologie générale. Paris, Springer Verlag. ISBN: 978-2287596636, 814 p.
 46. **Bounit S., El Meray1 M., Chehbouni A., Ait Hsine H., 2004.** Comportement des éléments traces métalliques (Cu. Cd. Pb et Zn) dans trois types des boues résiduares de la ville de Marrakeche- Maroc, Etude analytique et traitement Phys ; Chem. News, vol 17, pp 113- 125.
 47. **Boust D., fisher J.C., Ouddane B., petit F., Wartel M., 1999.** Fer et manganèse : réactivités et recyclages. programme Seine-Aval fascicule n°9, Editions Ifremer, Plouzané (France), ISBN 2-84433-028-2, 39 p.
 48. **Bowen R.J.M., 1979.** Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London.
 49. **Bremond, R., Nuichard, R., 1973.** Les paramètres de la qualité des eaux. Edition La documentation française, 173 p.
 50. **Briat J.F., Lebrun M., 1999.** Plant responses to metal toxicity. Plant Biology and Pathology, Académie des Sciences, Elsevier, Paris, Vol 322, pp 43-54.
 51. **Burnol A., Blanc P., Guyonnet D., 2004.** Recommandations pour la modélisation des transferts métalliques dans les eaux souterraines. Rapport final. BRGM/RP-52910-FR, 73 p.
 52. **Burnol A., Duro L., Grive M., 2006.** Eléments traces métalliques. Guide méthodologique. recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines, 119 p.
- C-
53. **Cao S.K., Chena K.L., Cao G.C., Zhang L., Ma J., Yang L., Lu B.L., Chen L., Lu H., 2011.** The Analysis of Characteristic and Spatial Variability for Soil Organic Matter and Organic Carbon around Qinghai Lake. Procedia Environmental Sciences 10 : 678 – 684.

54. **Cardot C., 1999.** Génie de l'environnement; les traitements de l'eau; procédés physicochimiques et biologiques; cours et problèmes résolus; tehnosup; les filières technologiques des enseignements supérieurs; ellipses Édition marketing s. a; pp: 159-162.
55. **Cecchi M., 2008.** Devenir du plomb dans le système sol-plante. Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate). Thèse de doctorat, Institut national polytechnique de Toulouse. Pp 226.
56. **Chaignon V., 2001.** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées : cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse de doctorat, géosciences de l'environnement. Université de Droit, d'Economie et des Sciences d'Aix-Marseille, Aix-Marseille 3. France. 183 p.
57. **Chessel D. et Doledec S. 1992.** ADE software. Multivariate analysis and graphical display for environmental data (version 4). Université de Lyon 1, 523 p.
58. **Chiffolleau J.F., 1994.** Le chrome en milieu marin. Ropport N° 8, Institut français de recherche pour l'exploitation de la mer. Editions Ifremer, Plouzané, France. ISBN 2-905434-58-9, 43 p.
59. **Chiffolleau J.F., Claisse D., Cossa D., Ficht A., Conzalez J.L., Guyot Th., Michel P., Mirmand P., Oger C., petit F., 2001.** La contamination métallique. Programme Seine Aval, fascicule n°8, Editions Ifremer, Plouzané (France). ISBN 2-84433-028-2, 39 p.
60. **Choudhry G.G., 1994.** Humic substances; positive interactions; structural, photophysical and free radical aspects and interactions with environmental chemicals. New York: Gordon and Breach sciences publishers. INC, 95-134.
61. **Ciffroy P., Garnier J.M., Pham M.K., 2001.** Kinetics of the adsorption and desorption of radionuclides of Co. Mn. Cs. Fe. Ag and Cd in freshwater systems experimental and modelling approaches; J Environ Radioactiv; vol 55, pp 71- 91.
62. **Citeau L., 2006.** Rapport pour l'Agence de l'Eau Seine Normandie. Pp 39-47.
63. **Cizel O., 2006.** Protection et gestion des zones humides. Révision du SDAGE R.M.C. Groupe d'Histoire des Zones Humides - Pôle relais lagunes méditerranéennes- Tour du Valat / Conservatoire des Espaces Naturels de LR et Office de l'Environnement de la Corse. 118 p.
64. **Clemens S., 2006.** Toxic metal accumulation, responses to exposure and mechanisms of tolerance in plants. Biochimie 88: 1707-1719.
65. **Clozel D., Derrien J., Riffault J., 2008.** Atelier santé environnement. Evaluation des risques liés à l'exposition aux poussières de manganèse. EHESP. 79 p.
66. **Colin S.M., 2004.** Localisation, distribution et mobilité des ETM dans des sols développés sur roches basaltiques en climat tempéré. Thèse de doctorat, l'Université de Limoges.

67. **Colinet G., 2003.** Éléments traces métalliques dans les sols : contribution a la connaissance des déterminants de leur distribution spatiale en région limoneuse belge. Thèse doctorat, université de Gembloux.
68. **Cordes K.B., Mehra A., Farago M.E., Banerjee D.K., 2000.** Uptake of Cd, Cu, Ni and Zn by the water hyacinth, *Eichhornia Crassipes* (MART.) solms from pulverised fuel ash (PFA) leachates and slurries. *Environmental Geochemistry and Health* 22: 297–316.
69. **Coullery P., 1997.** Comportement de métaux lourds en agrosystèmes tempérés à faible taux de pollution métallique. Thèse. Doc. Ecole polytechnique de Lausanne. Département Génie rural. Suisse, 139 p.

-D-

70. **Dai F., Su Z., Liu S., Liu G., 2011.** Temporal variation of soil organic matter content and potential determinants in Tibet, China. *Catena* 85:288–294.
71. **Dajoz R., 2006.** Précis d'écologie. 8^e édition, Dunod, Paris, 631 p.
72. **Dameron C., Howe P.D., 1998.** C. Copper Environmental Health criteria n°200. World Health Organization. Geneva.
73. **Dassenakis M., Degaita A., Scoullou M., 1995.** Traces metals in sediments of Mediterranean estuary affected by human activity (Achelous river estuary Greece); *sci. total Environ*, vol 168, pp 19- 31.
74. **Debieche T.H., 2002.** Evolution de la qualité des eaux (salinité, azote et métaux lourds) sous l'effet de la pollution saline, agricole et industrielle - Application à la basse plaine de la Seybouse - Nord-Est Algérien, Thèse de doctorat, Université de Franche-Comté.
75. **De Casabianca M.L., Tari P.S., Gauchet R., Raynaud C., Rigollet V., 2004.** Relationships between heavy metal concentrations in sediments and eelgrass and environmental variables (*Zostera marina*, Thau Lagoon, France); *vie et milieu* 54: 231-238.
76. **Dechelette M., Palvadeau S., 2004.** Mise en place d'une campagne de prélèvement : projet ECODYN. Université de Toulon & Du var, Laboratoire PROTEE, 28 p.
77. **De Villers J., Squilbin M., Yourassowsky C., 2005.** Qualité physico-chimique et chimique des eaux de surface: cadre général. Institut Bruxellois pour la Gestion de l'Environnement / Observatoire des Données de l'Environnement ; 16 p.
78. **Di Benedetto M., 1997.** Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation. Dossier SAM 1997 sur les métaux lourds. Ecole des Mines de Saint-Etienne. 49 p.
79. **Diserens E., 1996.** Teneurs en cadmium dans la partie comestible des plantes cultivées : une étude bibliographique. *Rev. OFEFP Sols pollués – métaux lourds et plantes bioindicatrices.* Document Environnement n ° 58, Sol, Berne. 15-75

80. **Dousset S., Morel J.L., Wiart J., 1999.** Influence du chaulage sur la biodisponibilité des éléments métalliques en trace incorporés au sol lors de l'épandage de boues de station d'épuration ; *Etude et Gestion des Sols*, vol 6, pp 105–114.
81. **Duchaufour P., 1997.** Abrégé de pédologie Sol, Végétation, Environnement. 5^{ème} édition, Masson, Paris, 291 p.
82. **Duchaufour P., 2001.** Introduction à la science du sol. 6^{ème} édition ; Dunod, Paris, pp 9-303.
83. **Durin B., 2006.** Transfert et transport colloïdal des polluants métalliques. Thèse de doctorat, Université de Nante.
84. **Duthil J., 1970.** Eléments d'écologie et d'agronomie croissance du milieu. Tome I. Ed : J. E. Baillière et fils, 385.

-E-

85. **Eckenfelder W., 1982.** Gestion des eaux usées urbaines et industrielles, caractérisations d'épuration, aspects économiques. Paris, pp 14, 25.
86. **Eliard J.L., 1979.** Manuel de l'agriculture générale. Base de la production végétale ; édition J.B Ballière paris.
87. **Elisabeth G., Pacyna J., Pacyna M., Fudala J., Strzelecka-Jastrzab E., Hlawiczka S., Panasiuk D., Nitter S., Pregger T., Pfeiffer H., Friedrich R., 2007.** Current and future emissions of selected heavy metals to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe. *Atmospheric Environment* 41: 8557-8566.
88. **Ennouri R., Chouba L., Magni P., Kraiem M.M., 2010.** Spatial distribution of trace metals (Cd, Pb, Hg, Cu, Zn, Fe and Mn) and oligo-elements (Mg, Ca, Na and K) in surface sediments of the Gulf of Tunis (Northern Tunisia). *Environ Monit Assess* 163: 229–239.
89. **EPA, 1994.** (Environmental Protection Agency–Agence américaine pour la protection de l'environnement) ; fiche zinc ; *in* ; Annexe 05 Monographies des polluants, 265p
90. **EPA, 1999.** (Environmental Protection Agency–Agence américaine pour la protection de l'environnement) ; Fiche plomb ; Annexe 05 Monographies des polluant, pp 234- 254.

-F-

91. **Faurie C., Ferra C., Médori P., Dévaux J., Hemptine J.L., 2006.** Ecologie approche scientifique et pratique. 5^{ème} édition, Tec and Doc. Londre, Paris, Newyork, p406.
92. **Fernandez-Cornudet C., 2006.** Devenir du Zn, Pb et Cd issus de retombées atmosphériques dans les sols, à différentes échelles d'étude-Influence de l'usage des sols sur la distribution et la mobilité des métaux- A l'Institut National d'Agronomie Paris-Grignon. 232 p.

93. **Fianko J.R., Osaè S., Adomako D., Adotey D.K., Serfor-Armah Y., 2007.** Assessment of Heavy Metal Pollution of the Iture Estuary in the Central Region of Ghana. *Environ Monit Assess* 131: 467-473.
94. **Fodor F., 2002.** Physiological responses of vascular plants to heavy metals. In: Prasad M.N.V., Strzalka K. (eds), *Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*, pp.149-177. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands.
95. **Forstner U., Whittmann G.T.W., 1979.** Pollution in aquatic environments.
96. **Fouque C., Ximenès M.C., Barnaud G., Levet D., Broyer J., 2006.** Les zones humides françaises : évolutions récentes. Première partie : les milieux. *Faune sauvage* N°271. pp 4-12.
97. **Fritioff A., Greger M., 2006.** Uptake and distribution of Zn, Cu, Cd, and Pb in an aquatic plant *Potamogeton natans*. *Chemosphere* 63: 220–227.
98. **Fromont N., 2010.** Guide méthodologique-Inventaire et caractérisation des zones humides. Forum des marais Atlantiques. Version°2. Coll. Marais Mode d’emploi.
99. **Frontier B., Pichod V.D., 1998.** Écosystèmes–structure–fonctionnement–évolution. 2^{ième} édition, Dunod, Paris, pp 78-80.
100. **Fustec E., Lefeuvre J.C., 2000.** Fonction et valeurs des zones humides. Edition Dunod. Paris. pp17- 38.

-G-

101. **Gaid A., 1984.** Epuration des eaux usées urbaine ; édition OPU Alger.
102. **Gallali T., 2004.** Clés du sol. Chapitre VII : Les phénomènes d’échange. Centre de publication universitaire.
103. **Gaujous, D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques- aide mémoire.2^{ième} Edition Tec et Doc. Paris, PP 40- 57.
104. **Genin B., Chauvin C., Ménard F., 2003.** Cours d'eau et indices biologiques. *Pollutions-Méthodes-IBGN*. 2^e édition, Educagri, 215 p.
105. **Gobat J. M., Aragno M., Matthey W., 1998.** Le sol vivant. Bases de pédologie, Biologie des sols, Presses polytechniques et universitaires romandes, vol 14, coll. gérer l’environnement, 592 pp.
106. **Gonzalez J.L., Chiffolleau J.F., Miramand P., Thouvenin B., 1999.** Le cadmium: comportement d'un contaminant métallique en estuaire, Programme scientifique Seine Aval, Editions Ifremer, Plouzané, France: 31 p.

107. **Gros, 1979.** Engrais guide pratique de la fertilisation 7^{ème} Ed : Maison Rustique, 533 p.
108. **Gucker C.L., 2008.** Phragmites australis. Dans: information sur les incendies Effects System, [En ligne]. Département américain de l'Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station, sciences de laboratoire incendie (Producteur). Disponible: <http://www.fs.fed.us/database/feis/> [2012, Janvier 20].

-H-

109. **Halen H., 1993.** Distribution et cinétique de mobilisation du cadmium dans le sol. Thèse. Louvain la Neuve. 151p + Annexes.
110. **He Q.B., Singh B.R., Hodgson J.F., 2005.** Crop uptake of cadmium from phosphore fertilizers I. Yield and cadmium content. *Water Air and Soil Pollution*, 74, 251-265.
111. **Hoening M., Dupire S., Wollast R., 1979.** L'atomisation électrothermique en spectrométrie d'absorption atomique et son application dans les études de l'environnement. Tec et Doc, Paris.
112. **HSDB, 2002.** Hazardous Substances Data Banks National Library of Medicine; Copper (I) oxide; <http://www.toxnet.nlm.nih.gov>.
113. **Hynes H.B.N., 1970.** Chemistry of natural waters, fundamental relationships water research. Edition Elsevier science, 305 p.

-I-

114. **Idlafkih Z., Cossa D., Meybeck M., 1995.** Comportements des contaminants en trace dissous et particulaires (As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn) dans la Seine. *Hydroecol. Appl.*, 7, 127-150.
115. **Ikem A., Adisa S., 2011.** Runoff effect on eutrophic lake water quality and heavy metal distribution in recent littoral sediment. *Chemosphere* 82: 259–267.
116. **INC, 1989.** Institut National de Cartographie.
117. **INRA, 1988.** Institut national de la Recherche Agronomique.

-J-

118. **Jackson R.E., 1986.** Pollution et protection des aquifères. Édition anglaise : ISBN, Unesco, pp 325- 326.
119. **Jeannot R., Lemièrre B., Chiron S., 2001.** Guide méthodologique pour l'analyse des sols pollués. Édition BRGM, 76 P.

120. **Joubert F., 2006.** Les zones humides de l'inventaire à la préservation. Identification des méthodes et outils pertinents. Master 2 professionnel gestion intégrée des bassins versants. Université Rennes 1. Ministère de l'écologie et du développement durable. P.65.
121. **Juárez-Santillán L.F., Lucho-Constantino C.A., Vázquez-Rodríguez G.A., Cerón-Ubilla N.M., Beltrán-Hernández R.B., 2010.** Manganese accumulation in plants of the mining zone of Hidalgo, Mexico. *Bioresource Technology* 101: 5836–5841.
122. **Juste C., 1988.** Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en trace du sol. *Science du sol*, vol 26, pp. 103-112.
123. **Juste C., Chassin P., Gomez A., 1995.** Les micro-polluants métalliques dans les boues résiduaires des stations d'épuration urbaines, ADEME-INRA, 208 p.
- K-**
124. **Kabata-Pendias A. and Pendias H. (1986).** Trace Elements in Soils and Plants, 6nd Ed. CRC Press, inc, USA 1-315.
125. **Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992.** Trace elements in soils and plants; 2nd edition. CRC press.
126. **Kabata-Pendias A., Pendias H., 2001.** Trace elements in soils and plants; 3rd edition CRC Press. Boca Raton. London. New- York. Washington D.C.
127. **Kadem D.E.D., 2005.** Évaluation et comportement des métaux lourds (Cd-Cr-Cu-ni-Pb-Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique. (El Hadjar – Annaba – Est Algérien), Influence de la végétation sur la dynamique de ses métaux, Thèse de Doctorat en Ecologie, Univ Mentouri Constantine, pp 09-127.
128. **Kao T., El Mejahed K., Bouzidi A., 2007.** Evaluation de la pollution métallique dans les sols agricoles irrigués par les eaux usées de la ville de Settat (Maroc). *Bulletin de l'Institut Scientifique*, Rabat, section Sciences de la Vie, n°29, 89-92.
129. **Khamar M., Bouya D., Ronneau C., 2000.** Pollution métallique et organique des eaux et des sédiments d'un cours d'eau marocain par les rejets liquides urbains. *Water Qual. Res. J. Canada*: 35 (1), 147-161.
130. **Kim S.D., Ma H., Allen H.E., Cha D.K., 1999.** Influence of dissolved organic matter on the toxicity of copper to *Ceriodaphnia dubia* : Effect of complexation kinetics. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 11, 2433-2437.
131. **Koné M., Bonou L., Bouvet Y., Joly P., Kouliady J. 2009.** Etude de la pollution des eaux par les intrants agricoles : cas de cinq zones d'agriculture intensive du Burkina Faso. *Sud sciences et technologie*, Semestriel N°17 / juin 2009. Nelson Mandela institution. Institut International d'Ingénierie de l'Eau et de l'Environnement. 14p

132. **Kruk M., Podbielska K., 2005.** Trace metal fluxes in a sphagnum peatland-humic lake system as a consequence of drainage. *Water, Air, and Soil Pollution* 168: 213–233
- L-
133. **Lachambre M., Fisson C., 2007.** La contamination chimique : quel risque en estuaire de seine ? – Fiche substance : Chrome – Réalisation : GIP Seine-Aval; pp 2-3.
134. **Laib E. 2003.** Evaluation de la contamination de l'eau, des sédiments et des plantes par les effluents résiduels de la tannerie de Jijel. Thèse magister. Univ, Jijel. pp 48-49.
135. **Lamizana D.M.B., Kenfack S., Millogo R.J., 2008.** Evaluation de la qualité physico-chimique de l'eau d'un cours d'eau temporaire du Burkina Faso – Le cas du Massili dans le Kadiogo.
136. **Le Goff F., Bonnomet V., 2004.** Devenir et comportement des métaux dans l'eau : biodisponibilité et modèles BLM. Rapport technique du ministère de l'écologie et du développement durable, Direction de l'eau, 85 p.
137. **Lemière B., Seguin J.J, Le Guern C., Guyonnet D., Baranger Ph., Darmendrail D., Conil P., 2001.** Guide sur le comportement des polluants dans le sol et les nappes-Application dans un contexte d'évaluation détaillée des risques pour les ressources en eau Edition BRGM, France.
138. **Levallois P., Phaneuf D., 1994.** La contamination de l'eau potable par les nitrates, analyse des risques à la santé. *Revue Canadienne de santé publique*, PP : 192- 196.
139. **Levesque L., 1978.** Les micropolluants minéraux dans les eaux superficielles continentales. Rapport n° 4: Le Zinc, le Cadmium, A.F.E.E., Ed. Paris.
140. **Leynaud G., Verrel J., 1980.** Modification du milieu aquatique sous l'influence des pollutions. Edition Gauthier-Villars, 285 p.
141. **Likentso S.S., Reinette G.S., James P. O., Patrick A.N., 2011.** Accumulation and Distribution of Metals in *Bolboschoenus maritimus* (Cyperaceae), from a South African River. *Water Air Soil Pollut* 216:319–328
142. **Lindberg S., Greger M., 2002.** Plant genotypic differences under metal deficient and enriched conditions. In : *Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants*, Prasad M.N.V. et Strzalka K. eds, Kluwer Academic Publishers, Netherlands. pp 357-393.

143. **Liu P., Zhao H., Wang L., Liu Z., Wei J., Wang Y., Jiang L., Dong L., Zhang Y., 2011.** Analysis of Heavy Metal Sources for Vegetable Soils from Shandong Province, China. *Agricultural Sciences in China*, 10(1): 109-119.
144. **Loi canadienne sur la protection de l'environnement, 1994.** Le chrome et ses composés ; Ministre des Approvisionnements et Services, Canada.
145. **Loué A., 1986.** Les oligo-éléments en agriculture, Edition Agr-Nathan, Paris, 336p.
- M-**
146. **Mackenzie A., Ball A.S., Virdée S.R., 2000.** L'essentielle en écologie, édition Berti, Paris, pp 332-342.
147. **Marcato C.E., 2007.** Origine, devenir et impact du cuivre et du zinc des lisiers porcins. Rôle de la digestion anaérobie. Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse, 184 p.
148. **Marquis H., 2010.** La protection des zones humides par les Conseils généraux- Synthèse documentaire. agroparistech. ENGREF. 33 p.
149. **Marseille F., Denot A., 2007.** Mobilité et biodisponibilité des contaminants présents dans les sols aux abords des infrastructures et impact sur la santé - Rapport intermédiaire. Utilisation du CALTOX pour la dispersion multimédia. Certu : Centre d'Études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques, Lyon France. 85 p.
150. **Martin-Garin A., Simon O., 2004.** fiche radionucléide cadmuim 109 et environnement, direction de l'environnement et de l'intervention ; service d'étude du comportement des radionucléides dans les écosystèmes ; pp 1- 14.
151. **Masclat P., 2005.** Pollution atmosphérique. Causes, conséquences, solutions, perspectives-environnement. Ed. Ellipses, France. 213 p.
152. **Mathieu C., Pieltain F., 2003.** Analyse chimique des sols : méthode choisies, Editions Tec et Doc. Lavoisier, France, 214 p.
153. **Mathieu S., 2006.** Evaluation de l'intérêt des zones humides–Arguments pour les valoriser auprès du public. ENGREF Centre de Montpellier. 32 p.
154. **Mayache B., Houhamdi M., Samraoui B., 2008.** Ecologie des Sarcelles D'hiver *Anas Crecca Crecca* L. Hivernants Dans L'éco-Complexe de Zones Humides de Jijel (Nord-Est de L'algerie). Publication *European Journal of Scientific Research*, pp 105-106.
155. **Mench M., Juste C. et Solda P., 1992.** Effet de l'utilisation de boues urbaines en essais longue durée : accumulation des métaux par les végétaux supérieur. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 1389: 141-156.

156. **Mermet L., Barnaud G., 1999.** L'action publique en matière de zones humides : revue, 5 ans après l'évaluation des politiques publiques de 1994. pp 75-78.
157. **Mermut A.R., Jain J.C., Song L., Kerrich R., Kozak L., Jana S., 1996.** Trace element concentrations of select soils and fertilizers in Saskatchewan; Canada. Environ.Qual, Vol 25, pp 845- 853.
158. **Miquel G., 2001.** Rapport sur les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat n°261. vol 360. pp 68- 79.
159. **Milacic R., Šcancar J., Murko S., Kocman D., Horvat M., 2010.** A complex investigation of the extent of pollution in sediments of the Sava River. Part 1: Selected elements. Environ Monit Assess 163:263–275.
160. **Morlot M., 1996.** Aspects analytiques du plomb dans l'environnement. Paris Lavoisier tec&doc ; AGHTM.

-N-

161. **Nassali H., Ben Bouih H., Srhiri A., 2002.** Influence des eaux usées sur la dégradation de la qualité des eaux du lac Fouarate au Maroc. Tunis, *Environmental Pollution Control and Waste Management*, p.3-14.
162. **Newbold C., Holmes N. T. H., 1987.** "Nature conservation" : water quality criteria and plants as water quality monitor ", water Pollut Control, 85(2). 354-364pp.
163. **Norberg G., Flower B.A., Nordberg M., Friberg L., 2005.** Hande Boock one the toxicology of metals. 3rd edition Ap.
164. **Nriagu J.O., Beaubien S., Blowes D., 1993.** Chemistry of Chromium in Lakes; Environ. Reviews, 1: 104-120.

-O-

165. **OFEFP. 1989.** Directives pour le prélèvement d'échantillons de sols et analyses de substances polluantes. Ed. OCFIM-Berne. 24 p.
166. **OMS IPCS, 1981.** World Health Organisation, International Programme on Chemical Safety; Environmental Health Criteria n. 17: manganese. <http://www.inchem.org/fullist.htm>.
167. **OMS IPCS, 1988.** World Health Organization, International programme on Chemical Safety. Environmental Health Criteria 61: Chromium. Geneva. <http://www.inchem.org/fullist.htm>.
168. **OMS IPCS, 1998.** World Health Organisation, International Programme on chemical Safety; Environmental Health Criteria n°200: copper; 1998; <http://www.inchem.org/fullist.htm>.

169. **ONM., (1989/2009).** Office national de météorologie. Station de Jijel-Achwat.

-P-

170. **Paccaud O., 1993.** A la découverte de la nature. 2^{ème} édition, Neuchâtel N, Suisse, P52.

171. **Patra M., Bhowmik N., Bandopadhyay B., Sharma A., 2004.** Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, pp 199-223

172. **Peltier E.F., Webb S.M., Gaillard J.F., 2003.** Zinc and lead sequestration in an impacted wetland system. *Adv. Environ. Res.* 8, 103-112.

173. **Perrono P., 1999.** Les micropolluants métalliques et les sols amendés par des boues de stations d'épuration urbaine et l'épandage agricole, Mém. D.U.E.S.S., D.E.P., Univ. Picardie. Amiens. <http://www.u-picardie.fr/beauchamp/duce/perrono/perrono.htm>.

174. **Pichard A., Bisson M., Hulot C., Lacroix G., Lefèvre J.P., Magaud H., Oberson D., Geneste., Morin A., Pépin G., 2003.** Plomb et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques INERIS, 90 p.

175. **Pichard A., Bisson M., Diderich R., Houeix N., Hulot C., Lacroix G., Lefèvre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., Rose M., Pepin G., 2005a.** Chrome et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques INERIS, 80 p.

176. **Pichard A., Bisson M., Houeix N., Gay G., Lacroix G., Lefevre J.P., Magaud H., Migne V., Morin A., Tissot S., 2005b.** Cuivre et ces dérivés ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERIS. 66 p.

177. **Pichard A., Bisson M., Diderich R., Hulot C., Houeix N., Lacroix G., Lefevre J.P., Leveque S., Magaud H., Morin A., 2005c.** Le Zinc et ces dérivés ; Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, INERS. 69 p.

178. **Plassard F., 1999.** Influence de la complexation sur la rétention de trois cations métalliques au sol alcalin application à un bassin d'infiltration d'eaux pluviales, thèse université Claud Bernard, Lyon I. 140p.

179. **PNR Avesnois, 2007.** Parc naturel régional de l'Avesnois. Les zones humides, des espaces de transition entre milieux aquatiques et terrestres. Proposition d'état des lieux SAGE de la Sambre. 49 p.
180. **Potelon J.L., 1998.** Le guide des analyses de l'eau potable ; édition SE PI.
- R-**
181. **Ramade F., 1992.** Précis d'écotoxicologie. Masson. Paris. 300 p.
182. **Ramade F., 1993.** Dictionnaire encyclopédique d'écologie et science d'environnement. Ediscience international, Paris, 822 p.
183. **Ramade, F., 1998.** Dictionnaire encyclopédique des Sciences de l'eau. Ediscience international. Paris, 786 p.
184. **Ramade F., 2000.** Dictionnaire encyclopédique des pollutions. Ediscience international, Paris, 690 p.
185. **Ramade F., 2002.** Dictionnaire encyclopédique d'écologie et de science de l'environnement. 2^{ème} édition DUNOD, 700 p.
186. **Ramade F., 2005.** Eléments d'écologie, écologie appliquée. 6^e édition, Dunod, Paris, pp 293-360.
187. **Raven K.P., Leoppert R.H., 1997.** Trace element composition of fertilizers and soil Amendments; Enviro. Qua; vol 26; pp: 551-557.
188. **Reboreda R., Caçador I., Pedro S., Almeida P.R., 2008.** Mobility of metals in salt marsh sediments colonised by *Spartina maritima* (Tagus estuary, Portugal). *Hydrobiologia* 606:129–137.
189. **Redon P.O., 2009.** Rôle de champignons mycorhiziens à arbuscules dans le transfert du cadmium (Cd) du sol à la luzerne (*Medicago truncatula*). Thèse présentée pour l'obtention du titre de Docteur de l'Université Henri Poincaré, Nancy I en Sciences du Sol, France. 198 p.
190. **Reeves R.D., Baker A.J.M., 2000.** Metal accumulating plants. *In: Phytoremediation of toxic metals-using plants to clean up the environment.* Raskin I., Ensley, B.D. (Eds.), John Wiley et Sons, New York, pp193-229.
191. **Rejesk F., 2000.** Analyse des eaux Aspects règlementaires et techniques ; édition CRDP d'aquitaine. Se Scren paris.
192. **Remon E., Bouchardon J.L, CornierB., GuyB., Leclerc J.C, Faure O., 2005.** Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical

- landfill: implications in risk assessment and site restoration ; Environmental Pollution 137: 316-323.
193. **Remon E., 2006.** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat en Biologie Végétale, Université Jean Monnet, 157 p.
194. **Rodier J., 1996.** Analyse de l'eau ; eaux naturelles ; eaux résiduaires et eaux de mers ; 8^{ème} édition DUNOD. Paris. pp 3- 530.
195. **Rodier J., 2005.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8^{ème} édition DUNOD, Paris.
196. **Rodier J., Legube B., Merlet N et coll., 2009.** L'analyse de l'eau ; eaux naturelles ; eaux résiduaires et eaux de mers ; 9^e édition, Dunod, Paris, 1383 P.
197. **Romanowska E., 2002.** Gas exchange functions in heavy metal stressed plants. *In* : Physiology and Biochemistry of Metal Toxicity and Tolerance in Plants, Prasad M.N.V. et Strzalka K. eds, Kluwer Academic Publishers, Netherlands, pp 257- 285.
198. **Roula S.E., 2005.** Caractérisation physico-chimiques et valorisation des boues résiduaires urbaines pour la confection des substrats de culture en pépinière hors sol, Thèse Mage, Agro, Université de Batna.
199. **Rousseaux A.R., Navaro A., Vermande P., 1991.** Distribution des sept principaux métaux lourds dans les constituants des ordures ménagères. Etudes et mémoires ; Tribune de l'eau, pp 17- 25.
- S-
200. **Sasmaz A., Obek E., Hasar H., 2008.** The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L. grown in a stream carrying secondary effluent; Elsevier; Ecological Engineering 33: 278-284.
201. **Savary P., 2003.** Guide des analyses de la qualité de l'eau ; dossier d'expert ; Editions Techni. pp 87-194.
202. **Schäfer U., 2004.** Manganèse. In: Elements and their Compounds in the Environment. Eds. Merian, Anke, Ihnat et Stoeppler. 2^{ème} édition, Wiley-VCH Weinheim (D). Vol 2, Metals and their Compounds, 901-930.
203. **Seregin I.V, Ivanov V.B. 2001.** Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. Russ J Plant Physiol; 48: 523-544.

204. **Seregin I.V., Shpigun L.K., Ivanov V.B., 2004.** Distribution and toxic effects of Cadmium and Lead on maize roots. *Russian Journal of Plant Physiology*, vol 51 (4): 525-533.
205. **Seyrig R., 2007.** Fiscalité et protection des zones humides. Diplôme IEP. Mémoire de fin d'études. Séminaire Droit du développement durable. UNIVERSITÉ LYON 2. Institut d'Etudes Politiques de Lyon. P 121.
206. **Shallari S., 1997.** Disponibilité du nickel du sol pour l'hyperaccumulateur *Alyssum murale*, Thèse, Nancy, pp 6-10.
207. **Sharma P., Dubey R.S., 2005.** Lead toxicity in plants. *Brazilian journal of plant physiology*; vol 17 (1).
208. **Singer P.C., 1977.** Influence of dissolved organics on the distribution, transport, and fate of heavy metals in aquatic systems; In: Förstner U. & Wittmann G.T.W. *Pollution in aquatic environments*.
209. **Singh B.R., Aval R.R., Almas A., 1997.** Residual effect of organic matter on cadmium uptake by plants and its distribution in soil. Paris-France, 21 p.
210. **Smith K.A., Paterson J.E., 1995.** Manganese and cobalt. *Heavy metals in soils*. London (UK), Blackie Academic and Professional. 2nd. chapter 10, pp 224-243.
211. **Somé K., Dembele Y., Some L., Millogo R.J., 2008.** Pollution agricole des eaux dans le bassin du Nakanbe : cas des réservoirs de Loumbila et de Mogtedo au Burkina Faso. *Sud Sciences et Technologies*, n° 16, pp. 14-22.
212. **Steulet J., 2003.** Analyse de la concentration en plomb du sol sur et aux abords des pistes des aéroports. diplôme SSIE.
213. **Sunda, W.G., Hanson A.K., 1987.** Measurement of free cupric ion concentration in seawater by a ligand competition technique involving copper sorption onto 18C SEP-PAK cartridges. *Limnology and Oceanography*, 32, 537-551.
- T-**
214. **Tela Botanica, 2011.** Base de Données Nomenclaturale de la Flore de France par Benoît Bock, BDNFF v4.02. (telabotanica.org)
215. **Thieffry N., 1992.** Etude de la contamination par les métaux lourds des chaînes alimentaires de l'Aa (Aa rivière et canaux Nord Pas de Calais). Recherche de métalloprotéines

complexant le zinc chez l'Hirudinée *Erpobdella octoculata*. DEA de Toxicologie de l'Environnement. Université de Metz. France.

216. **Thomas P.C., Velthoven K., Geurts M., Wijk D.V., 2009.** Bioavailability and detoxification of cationics: II. Relationship between toxicity and CEC of cationic surfactants on *Caenorhabditis elegans* (Nematoda) in artificial and natural substrates. *Chemosphere* 75 310–318.
217. **Thompson E.S., Pick F.R., Bendell-Young L.I., 1997.** The accumulation of cadmium by the yellow pondlily, *Nuphar variegatum* in Ontario peatlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32 (2), 161-165.
218. **Tietgen C., 1975.** Principal problems of the soils bulletin use of city wastes for crop production. *F.A.O.* (27), 221-226.
219. **Tremel-Schaub A., Feix I., 2005.** Contamination des sols : transferts des sols vers les plantes. EDP Science, ADEME. 413 p.
220. **Tuffery C., 1980.** Incidences écologiques de la pollution des eaux courantes Révélateurs biologiques de la pollution. Edition Pesson, pp 185-198.

-U-

221. **USDA, 2012.** United States Department of Agriculture, Natural resources conservation service, plants profile. <http://www.nrcs.usda.gov/>

-V-

222. **Vardanyan L.G, Ingole B.S., 2006.** Studies on heavy metal accumulation in aquatic macrophytes from Sevan (Armenia) and Carambolin (India) lake systems. *Environ. Intern.* 32, 208-218.
223. **Verneaux J., et Coll., 1982.** Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (IBG). *Ann. Sci. Fr. Comité, Besançon Biol. Anim.*, 4(2), pp11-21.
224. **Villar C., Stripeikis J., Tudino M., D'Huicque L., Troccoli O., & Bonetto C., 1999.** Trace metal concentrations in coastal marshes of the Lower Paraná River and the Rio de la Plata Estuary. *Hydrobiologia* 397 : 187-195.

-W-

225. **Wang X.C., Yan W.D., An Z., Lu Q., Shi W.M., Cao Z.H., Wong M.H., 2003.** Status of trace elements in paddy soil and sediment in Taihu Lake region. *Chemosphere* 50 : 707–710.

226. **Welsh, R.P.H., Denny, P., 1979.** The translocation of lead and copper in two submerged aquatic angiosperm species. *J.Exp. Bot.* 30, 339–345
227. **Wright D.A., Welbourn P., 2002.** Environmental Toxicology. Cambridge University Press, Cambridge, U.K. pp 253-301.

-X-

228. **Xue P., Li G., Liu W., Yan C., 2010.** Copper uptake and translocation in a submerged aquatic plant *Hydrilla verticillata* (L.f.) Royle. *Chemosphere* 81: 1098–1103.

-Y-

229. **Yu R., Hu G., Wang L., 2010.** Speciation and ecological risk of heavy metals in intertidal sediments of Quanzhou Bay, China. *Environ Monit Assess* 163:241–252.

-Z-

230. **Zacchini M., Pietrini F., Mugnozza G.S., Iori V., Pietrosanti L., Massacci A., 2009.** Metal tolerance, Accumulation and translocation in Poplar and Willow clones treated with cadmium in hydroponics; Springer science+Business media; *Water Air Soil Pollut* 197: 23-34.
231. **Zhao X., Cheng J., 2011.** Organic Matter Composition in Sediments of the Baiyangdian Lake in China. *Procedia Environmental Sciences* 10: 1768 – 1773

Sites Internet

232. **Google Earth, 2007.** www.Google Earth. Com
233. **Wikipedia, 2011.** http://fr.Wikipedia.org./Wiki./Iris_des_marais

Annexes

Annexes

Annexe I : Courbes d'étalonnage

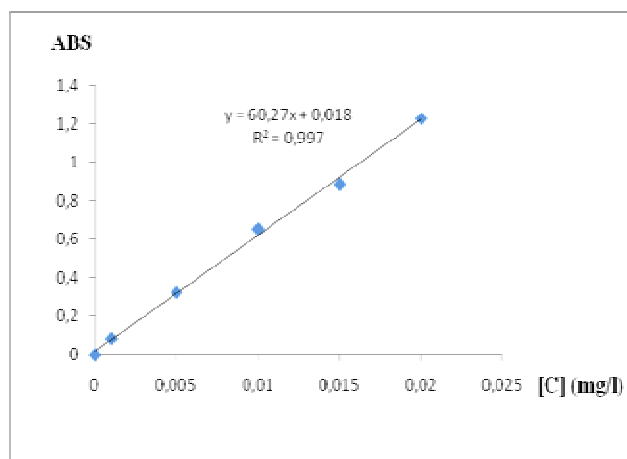


Figure 70: Courbe d'étalonnage des Orthophosphates

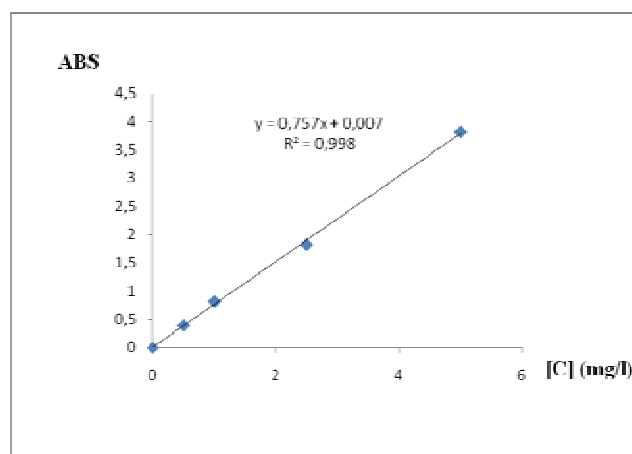


Figure 71: Courbe d'étalonnage des nitrates

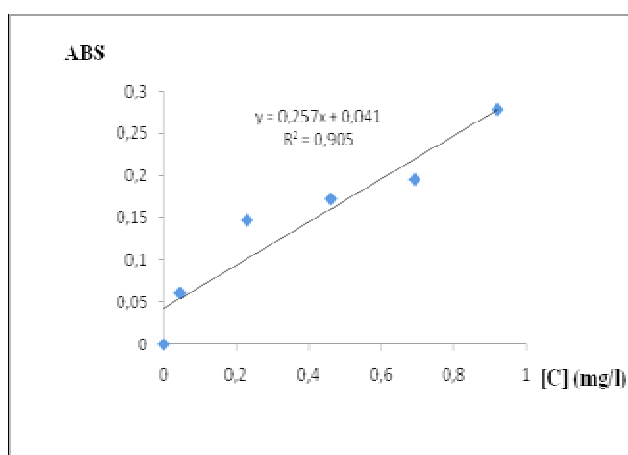


Figure 72: Courbe d'étalonnage des nitrites

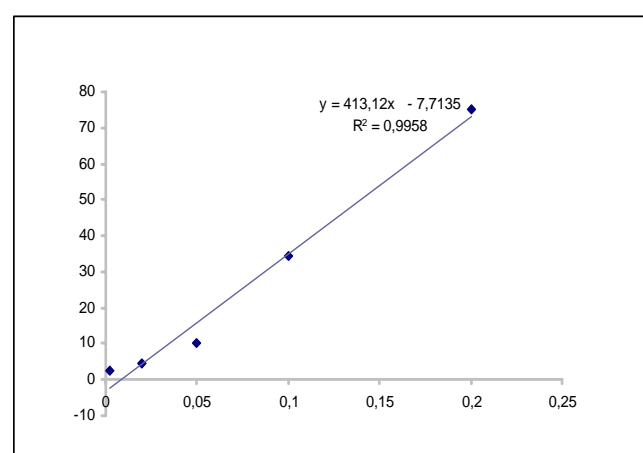


Figure 73: Courbe d'étalonnage du calcaire total

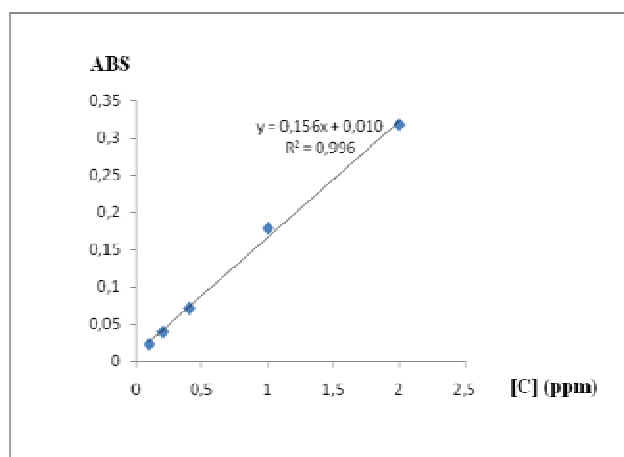


Figure 74: Courbe d'étalonnage du zinc

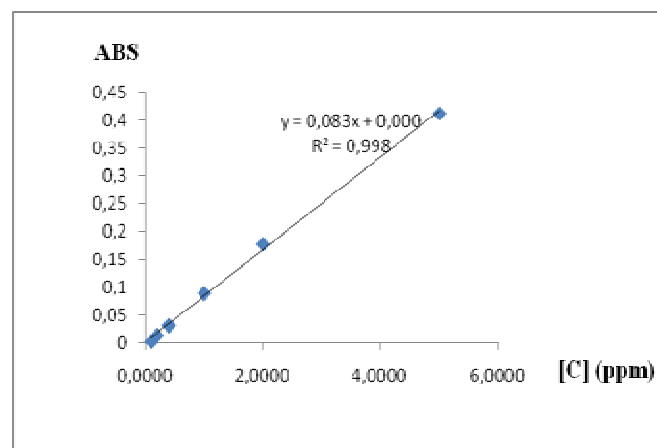


Figure 75: Courbe d'étalonnage du cadmium

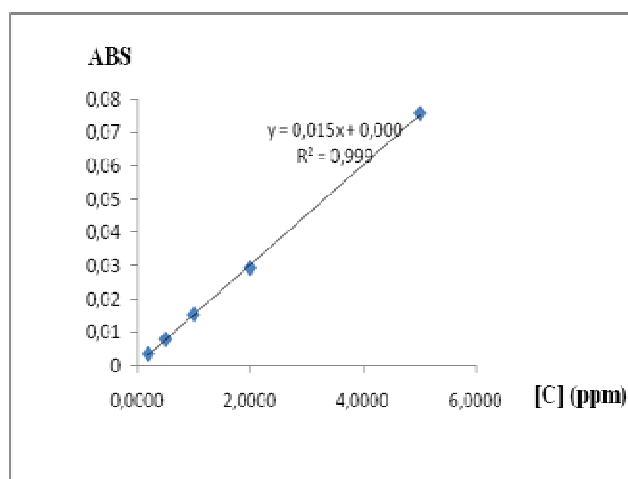


Figure 76: Courbe d'étalonnage du chrome

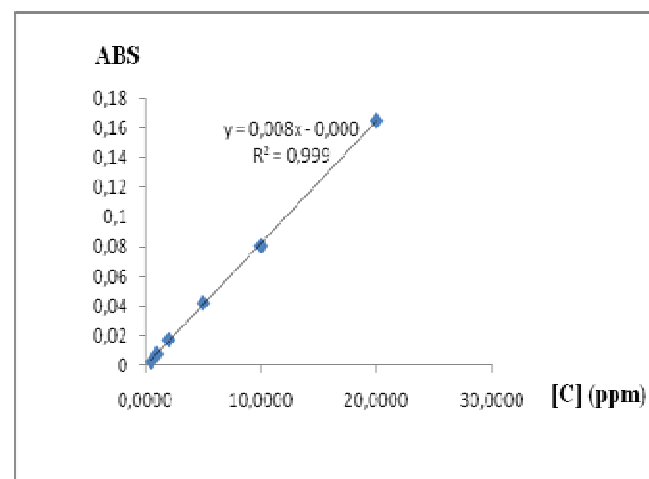


Figure 77: Courbe d'étalonnage du plomb

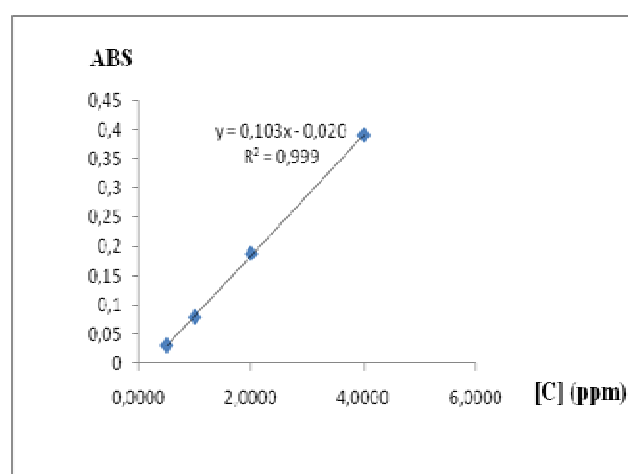


Figure 78: Courbe d'étalonnage du manganèse

Annexe II : Matrices de corrélation

1- Matrice de corrélation (sol)

Variable	pH	CE	MO	CaCO 3	CEC	Argile	Limon	Sable	Cu	Pb	Cd	Zn	Cr	Mn
PH	1.00	0.38	0.37	0.59	0.07	0.83	-0.76	-0.48	-0.42	-0.26	-0.28	0.14	-0.47	0.27
CE		1.00	0.23	0.15	0.12	-0.07	0.18	-0.71	-0.16	0.03	-0.30	0.78	-0.27	0.59
MO			1.00	0.20	0.32	0.29	-0.22	-0.46	-0.49	0.07	-0.14	-0.25	-0.44	0.29
CaCO 3				1.00	0.46	0.71	-0.72	0.04	-0.27	-0.44	-0.12	0.01	-0.39	-0.18
CEC					1.00	0.11	-0.09	-0.09	-0.44	0.25	0.29	-0.19	-0.57	0.00
Argile						1.00	-0.99	-0.14	-0.42	-0.41	-0.08	-0.16	-0.41	-0.23
Limon							1.00	-0.02	0.38	0.42	0.03	0.22	0.35	0.35
Sable								1.00	0.30	0.02	0.28	-0.40	0.36	-0.69
Cu									1.00	-0.43	0.09	0.06	0.96	-0.06
Pb										1.00	0.19	-0.03	-0.36	0.27
Cd											1.00	0.02	0.10	-0.47
Zn												1.00	-0.00	0.24
Cr													1.00	-0.16
Mn														1.00

2- Matrice de corrélation (eau)

Variable	pH	T	CE	OD	NO3	NO2	PO4	DCO	DBO5	Cd	Zn	Pb	Cr	Mn
pH	1.00	0.60	0.43	-0.20	-0.24	0.31	-0.11	-0.13	0.32	0.26	0.12	-0.09	0.13	0.09
T		1.00	0.95	-0.75	0.31	0.56	0.61	-0.32	0.42	0.05	0.24	0.02	0.54	0.36
CE			1.00	-0.74	0.53	0.47	0.76	-0.17	0.41	-0.12	0.26	0.14	0.55	0.53
OD				1.00	-0.22	-0.30	-0.60	0.55	0.31	0.22	-0.14	-0.07	-0.42	-0.25
NO3					1.00	0.13	0.84	0.42	0.12	-0.43	0.17	0.40	0.59	0.49
NO2						1.00	0.43	-0.19	0.72	0.23	0.03	0.07	0.36	-0.19
P04							1.00	-0.07	0.38	-0.39	0.22	0.28	0.71	-0.48
DCO								1.00	-0.18	-0.19	-0.07	0.08	-0.21	-0.19
DBO5									1.00	-0.29	-0.23	0.14	0.01	-0.23
Cd										1.00	-0.29	0.07	0.16	0.12
Zn											1.00	-0.13	0.40	-0.05
Pb												1.00	0.36	-0.07
Cr													1.00	-0.26
Mn														1.00

Annexe III : Analyse de la variance**Tableau 08 : Analyse de la variance du pH du Sol**

Analysis of Variance Table

Response: PH

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	6.8394	2.2798	12.404	0.002235	**
Residuals	8	1.4704	0.1838			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 09 : Analyse de la variance de la CE du Sol

Analysis of Variance Table

Response: CE

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	6114637	2038212	7.4051	0.01073	*
Residuals	8	2201948	275243			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 10 : Analyse de la variance de la MO du Sol

Analysis of Variance Table

Response: MO

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.61590	0.20530	1.0006	0.4409	
Residuals	8	1.64143	0.20518			

Tableau 11 : Analyse de la variance du CaCo₃ du Sol

Analysis of Variance Table

Response: CaCo₃

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	10.4102	3.4701	16.275	0.0009106	***
Residuals	8	1.7057	0.2132			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 12 : Analyse de la variance de la CEC du Sol

Analysis of Variance Table
Response: CEC

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	455.73	151.91	1.0606	0.418	
Residuals	8	1145.83	143.23			

Tableau 13 : Analyse de la variance du Cu dans le Sol

Analysis of Variance Table
Response: Cu

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	744.34	248.11	0.8397	0.5092	
Residuals	8	2363.78	295.47			

Tableau 14 : Analyse de la variance du Pb dans le Sol

Analysis of Variance Table
Response: Pb

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	471.84	157.28	0.7776	0.5387	
Residuals	8	1618.06	202.26			

Tableau 15 : Analyse de la variance du Cd dans le Sol

Analysis of Variance Table
Response: Cd

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.4047	0.1349	0.2705	0.845	
Residuals	8	3.9895	0.4987			

Tableau 16 : Analyse de la variance du Zn dans le Sol

Analysis of Variance Table
Response: Cd

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.4047	0.1349	0.2705	0.845	
Residuals	8	3.9895	0.4987			

Tableau 17 : Analyse de la variance du Cr dans le Sol

Analysis of Variance Table
Response: Cr

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	265.71	88.57	1.2298	0.3606	
Residuals	8	576.14	72.02			

Tableau 18 : Analyse de la variance du Mn dans le Sol

Analysis of Variance Table
Response: Mn

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	7742002	2580667	4.2354	0.04553	*
Residuals	8	4874416	609302			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 19 : Analyse de la variance du pH de l'eau

Response: pH

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.96550	0.32183	1.7061	0.2425	
Residuals	8	1.50907	0.18863			

Tableau 20 : Analyse de la variance de la T° de l'eau

Response: T

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	359.92	119.97	138.97	3.069e-07	***
Residuals	8	6.91	0.86			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 21 : Analyse de la variance de la CE de l'eau

Analysis of Variance Table
Response: CE

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	2609075	869692	306.34	1.360e-08	***
Residuals	8	22712	2839			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 22 : Analyse de la variance de l'OD de l'eau

Response: OD

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.0128069	0.0042690	12.492	0.002185	**
Residuals	8	0.0027340	0.0003418			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 23 : Analyse de la variance des Nitrates dans l'eau

Response: Nitrates

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	11.9490	3.9830	6.263	0.01707	*
Residuals	8	5.0877	0.6360			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 24 : Analyse de la variance des Nitrites dans l'eau

Analysis of Variance Table

Response: Nitrites

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	2.95600	0.98533	3.5898	0.06585	
Residuals	8	2.19587	0.27448			

Tableau 25 : Analyse de la variance des Phosphates dans l'eau

Analysis of Variance Table

Response: Phosphates

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	6.2837e-05	2.0946e-05	4.8105	0.03363	*
Residuals	8	3.4833e-05	4.3540e-06			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 26: Analyse de la variance de la DCO dans l'eau

Analysis of Variance Table

Response: DCO

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	11595.0	3865.0	78.744	2.796e-06	***
Residuals	8	392.7	49.1			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 27: Analyse de la variance de la DBO5 dans l'eau

Analysis of Variance Table
Response: DBO5

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	872.92	290.97	0.739	0.5579	
Residuals	8	3150.00	393.75			

Tableau 28: Analyse de la variance du rapport DCO/ DBO5 dans l'eau

Analysis of Variance Table
Response: DCO/DBO

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	230.272	76.757	4.3338	0.04316	
Residuals	8	141.690	17.711			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 29: Analyse de la variance du Cd dans l'eau

Analysis of Variance Table
Response: Cd

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.00015833	0.00005278	0.5758	0.6469	
Residuals	8	0.00073333	0.00009167			

Tableau 30: Analyse de la variance du Zn dans l'eau

Analysis of Variance Table
Response: Zn

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.0024667	0.0008222	0.2811	0.8377	
Residuals	8	0.0234000	0.0029250			

Tableau 31: Analyse de la variance du Zn dans l'eau

Analysis of Variance Table
Response: Pb

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.007133	0.002378	0.1727	0.9119	
Residuals	8	0.110133	0.013767			

Tableau 32: Analyse de la variance du Cd dans l'eau

Analysis of Variance Table

Response: Cr

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.0070250	0.0023417	1.5876	0.2669	
Residuals	8	0.0118000	0.0014750			

Tableau 33: Analyse de la variance du Mn dans l'eau

Analysis of Variance Table

Response: Mn

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr (>F)	
trait1	3	0.67750	0.22583	17.995	0.0006466	***
Residuals	8	0.10040	0.01255			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Analyse de la variance à deux critères de classification ; critère 1 (sol, eau) ; critère 2 (stations : s1, s2, s3 et s4)

Tableau 34: Analyse de la variance du Cd

Analysis of Variance Table

Response: data Cd

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	1	13.4326	13.4326	66.8874	1.206e-07	***
Bloc Cd	3	0.5794	0.1931	0.9617	0.4311	
Residuals	19	3.8157	0.2008			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 35: Analyse de la variance du Zn

Analysis of Variance Table

Response: data Zn

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	1	83736	83736	107.4657	1.721e-09	***
Bloc Cd	2	831	415	0.5331	0.5949	
Residuals	20	15584	779			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 36: Analyse de la variance du Pb

Analysis of Variance Table

Response: data Pb

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	1	7336.4	7336.4	72.2829	4.496e-08	***
Bloc Cd	2	420.4	210.2	2.0712	0.1522	
Residuals	20	2029.9	101.5			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 37: Analyse de la variance du Cr

Analysis of Variance Table

Response: data Cr

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	1	4596.1	4596.1	124.6659	4.807e-10	***
Bloc Cd	2	104.5	52.3	1.4176	0.2656	
Residuals	20	737.4	36.9			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 38: Analyse de la variance du Mn

Analysis of Variance Table

Response: data Mn

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	1	2251421	2251421	5.2206	0.03338	*
Bloc Cd	2	2934848	1467424	3.4026	0.05347	
Residuals	20	8625185	431259			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Analyse de la variance à un critère de classification (comparaison entre les teneurs des espèces en métaux lourds :

Tableau 39: Analyse de la variance du Cd

Analysis of Variance Table

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	6	7.3924	1.2321	4.3676	0.03728	*
Residuals	7	1.9746	0.2821			

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Tableau 40: Analyse de la variance du Zn

Analysis of Variance Table

Response: data Zn

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	6	1905.7	317.6	0.4017	0.8567	
Residuals	7	5534.3	790.6			

Tableau 41: Analyse de la variance du Pb

Analysis of Variance Table

Response: data Pb

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	6	461.16	76.86	1.7884	0.2321	
Residuals	7	300.84	42.98			

Tableau 42: Analyse de la variance du Cr

Analysis of Variance Table

Response: data Cr

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	6	84.310	14.052	0.3798	0.8706	
Residuals	7	258.989	36.998			

Tableau 43: Analyse de la variance du Mn

Analysis of Variance Table

Response: data Mn

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	6	365692	60949	1.3114	0.3621	
Residuals	7	325328	46475			

Tableau 44: Analyse de la variance du Cu

Analysis of Variance Table

Response: data Cu

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	
Trait Cd	6	63.717	10.619	0.3135	0.9106	
Residuals	7	237.130	33.876			

Annexe IV : Echelles de classification des sols

Tableau 45: échelle de salure européenne, d'après (Gros, 1979)

Extrait	Non salé	Peu salé	Salé	Très salé	Extrêmement salé
CE (Ms/cm)	0 à 0.6	0.6 à 1.2	1.2 à 2.4	2.4 à 06	< 06

Tableau 46: classification des sols en fonction du taux de la matière organique d'après (Schaefer, 1975 in Roula, 2005)

Taux de la matière organique (%)	Terre
< 1	Très pauvre
1 à 2	Pauvre
2 à 4	Moyenne
> 4	Riche

Tableau 47: Classification des sols en fonction des teneurs en calcaire total (Baize, 1988).

Teneurs en calcaire total en %	Types de sol
<1	Sol non calcaire
1-5	Sol peu calcaire
5-25	Sol modérément calcaire
25-50	Sol fortement calcaire

Tableau 48: Classes d'interprétation de la CEC (INRA, 1988)

Classes	Très faible	Faible	Moyenne	Elevée	Très élevés
(CEC) meq/100g du sol	< 5	5-10	10-15	15-20	> 20

Abstract

The purpose of this work is to evaluate the levels and spatial distribution of trace metals (Cd, Pb, Cu, Cr, Zn, and Mn) and to assess their ecological risks posed by these heavy metals in Redjla marsh. Samples of water and soil were collected and subjected to a total digestion technique and analyzed for Cd, Cr, Pb, Cu, Mn and Zn. Concentrations of metals in the solutions were determined by atomic absorption spectrometry. Concentrations of these metals were also analysed in above- and belowground parts of *Phragmites australis*, *Cyperus longus L.*, *Juncus acutus L.*, *Iris pseudacorus L.*, *Sparganium erectum L.*, *Alisma plantago-aquatica L.* and *Scirpus palustris L.*

The results show that concentrations of heavy metals studied are high in water and excess in most cases acceptable standards of surface water, the concentrations in soil exceed largely those in water, and vary significantly between these two compartments. However, these values remain below international standards with the exception of manganese. For vegetation, the results show that in most species, that Zn, Cu, Mn, Cr and Pb were taken up by the leaves, stems, and roots, with the highest accumulation found in the roots. Only Cd presented higher concentration in aboveground parts than in roots. Most studied species demonstrated Ft values larger than one of Cd. These results indicate that the plants adopted an accumulation strategy with regard to Cd.

This study demonstrates that aquatic macrophytes can be considered as bioindicators of heavy metal pollution.

Keywords: Marsh Water quality; Heavy metals; Spatial metal distribution; Soil quality; Redjla marsh; *Phragmites australis*, *Cyperus longus L.*, *Juncus acutus L.*, *Iris pseudacorus L.*, *Sparganium erectum L.*, *Alisma plantago-aquatica L.*, *Scirpus palustris L.*

ملخص

الغرض من هذه الدراسة هو تقييم المستويات والتوزيع المكاني للمعادن الثقيلة (الكاديوم Cd, الرصاص Pb, النحاس Cu، الكروم Cr، الزنك Zn، المنغنيز Mn) و المخاطر البيئية التي تشكلها هذه المعادن الثقيلة في مستنقع الرجلة. تم جمع عينات من المياه والتربة وتحليلها من اجل (Cd, Cr, Pb, Mn, Cu, Zn). وتم تحديد تراكيز هذه المعادن بواسطة الامتصاص الذري الطيفي، كما تم تقدير تركيز هذه المعادن في الأجزاء الهوائية والجذور ل: *Phragmites australis*, *Cyperus longus L.*, *Juncus acutus L.*, *Iris pseudacorus L.*, *Sparganium erectum L.*, *Alisma plantago-aquatica L.*, *Scirpus palustris L.*

بينت النتائج أن تركيزات المعادن الثقيلة في المياه عالية و تتجاوز في معظم الحالات معايير المياه السطحية، التركيزات في التربة تتجاوز بكثير تلك الموجودة في المياه وتباين تباينا شديدا بينهما ومع ذلك هذه القيم لا تتجاوز المعايير العالمية باستثناء المنغنيز. بينت النتائج أن التركيزات العالية للعناصر: Cr, Mn, Cu, Zn و Pb تم استخلاصها من جذور معظم الأنواع النباتية المدروسة باستثناء الكاديوم Cd فقد وجدت التركيزات العالية بالأجزاء الهوائية (سيقان + أوراق). قيمة عامل الانتقال ل Cd لمعظم الأنواع النباتية تجاوز الواحد، تؤكد هذه النتائج أن الأنواع اعتمدت إستراتيجية متراكمة ال Cd.

من خلال هذه الدراسة يمكن اعتبار النباتات المائية كمؤشرات حيوية للتلوث بالمعادن الثقيلة.

الكلمات المفتاحية: نوعية مياه المستنقع، المعادن الثقيلة، التوزيع المكاني للمعادن، نوعية التربة، مستنقع الرجلة، *Phragmites australis*, *Cyperus longus L.*, *Juncus acutus L.*, *Iris pseudacorus L.*, *Sparganium erectum L.*, *Alisma plantago-aquatica L.*, *Scirpus palustris L.*