

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de L'enseignement Supérieur
Et de La Recherche Scientifique

جامعة محمد الصادق بن يحيى
كلية علوم الطبيعة و الحياة
المكتبية
رقم الجرد :A.F.S.A.....



Université de Jijel
Faculté des Sciences
Département de biologie animale et végétale

Mémoire de fin d'étude
en vue de l'obtention du Diplôme
de Master en Ecologie Végétale et Environnement
Spécialité : Phytopharmacie et Gestion des Agrosystèmes

Thème

EVALUATION DE LA TOLERANCE ET DE LA
BIOACCUMULATION DES ELEMENTS TRACES
METALLIQUES PAR CERTAINES ESPECES VEGETALES
DU BASSIN VERSANT DE L'OUED-NIL

Devant le Jury :

- ❖ **Président:** Roula Masika
- ❖ **Examineur:** Chebbab Samira
- ❖ **Rapporteur:** Amira Widad

Réalisé par :

- ❖ Siari Wafia
- ❖ Mezhoud Fatima



Session : Juin 2011

Remerciement

Nous tenons d'abord à remercier Dieu, le tout-puissant qui nous a aidé à réaliser ce travail et de nous avoir éclairé le chemin de la réussite.

Nous tenons également à exprimer vraiment notre profonde gratitude à notre promoteur M^{me} AMIRA WIDAD qui a assuré la direction de ce travail,

pour sa confiance, ses encouragements, son suivi.

Nous tenons à la remercier pour ses importants conseils, sa bonne humeur et sa modestie.

Nous tenons à remercier l'ensemble des membres du jury qui nous fait l'honneur en acceptant de juger notre travail.

Nous remercions également tous les enseignants qui ont contribué à notre formation durant nos cinq ans d'étude.

En fin, on remercie tous ce qui nous aide de près ou de loin à réaliser ce travail.

SOMMAIRE

REMERCIEMENT	ii
LISTE DES ABREVIATIONS	vii
LISTE DES FIGURES	ix
LISTE DES TABLEAUX	x
INTRODUCTION	1
I SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE	3
I-1 Généralités sur les éléments traces métalliques	3
I-1-1 Définition des ETMs	3
I-1-2 Cycles biogéochimiques des ETMs.....	3
I-1-3 Devenir des ETMs dans l'environnement	4
I-2 Comportement des ETMs dans le sol	5
I-2-1 Mode de transport des ETMs vers les sols.....	5
I-2-2 Origine de la contamination des sols par les ETMs.....	6
I-2-2-1 Origine naturelle.....	7
I-2-2-2 Origine anthropique.....	7
I-2-3 Processus d'interaction entre le sol et les métaux lourds.....	7
I-2-3-1 Filtration.....	8
I-2-3-2 Phénomène de sorption des éléments traces métalliques dans le sol.....	8
I-2-3-3 Précipitation et la co-précipitation.....	9
I-2-3-4 Activité microbiologique.....	10
I-3 Les métaux lourds dans la plante	10
I-3-1 Pénétration des ETMs dans la plante.....	10

I-3-1-1 pénétration des éléments traces par les partie aériennes	11
I-3-1-2 Prélèvement des éléments traces par les racines	11
I-3-2 Les facteurs contrôlant le prélèvement des éléments traces.....	12
I-3-3 Devenir des éléments traces dans la plante.....	13
I-3-4 Bioaccumulation.....	13
I-3-5 Comportement des plantes vis-à-vis des métaux lourds.....	14
I-3-5-1 Toxicité.....	14
I-3-5-2 Tolérance aux ETMs chez les végétaux.....	14
I-3-6 Mécanismes de défense et de détoxification des métaux accumulés chez les végétaux.....	16
I-3-6-1 La membrane plasmique.....	16
I-3-6-2 Système anti-oxydant.....	16
I-3-6-3 La chélation.....	16
I-3-7 Techniques de dépollution et phytoremédiation.....	17
1) Phytostimulation.....	18
2) Phytostabilisation.....	18
3) Phytoextraction.....	18
4) Phytovolatilisation.....	18
 II MATERIEL ET METHODES	
II-1 Présentation de la zone d'étude.....	19
II-1-1 Aperçu géographique.....	19
II-1-2 Réseau hydrographique.....	20
II-1-3 Cadre géologique.....	21
II-1-4 Climatologie.....	21

Π-1-4-1 Précipitations.....	22
A- Précipitation moyenne mensuelle en mm.....	22
B- Variations saisonnières des précipitations	23
Π-1-4-2 Températures.....	24
Π-1-4-3 Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен.....	25
Π-1-5 Couvert végétal.....	25
Π-1-6 Activités agricoles.....	26
Π-2 Echantillonnage et technique de prélèvement.....	26
Π-2-1 Prélèvements du sol.....	29
Π-2-2 Prélèvement et transport des végétaux.....	29
Π-3 Méthodes de dosage.....	30
Π-3-1 Analyses physico-chimiques du sol.....	30
Π-3-1-1 Granulométrie.....	30
Π-3-1-2 Mesure du pH.....	30
Π-3-1-3 Mesure de la conductivité électrique.....	31
Π-3-1-4 Dosage de La matière organique (méthode de walkly-blak modifiée).....	31
Π-3-1-5 Dosage du calcaire total.....	32
Π-3-1-6 Dosage de la capacité d'échange cationique.....	33
Π-3-2 Méthode de dosage des éléments traces métalliques (Spectrophotométrie d'absorption atomique SAA)	34
Π-3-2-1 principe de la SAA.....	34
Π-3-2-2 préparation des extraits d'échantillons (sol, plantes).....	35
A- préparation du sol (mis en solution par attaque à l'eau régale).....	35
B- Préparation de l'extrait de plantes.....	35

III RESULTATS ET DISCUSSION

III-1 Résultats et interprétation.....	36
III-1-1 Propriétés Physicochimiques du sol.....	36
III-1-2 ETMs dans le sol.....	37
III-1-3 ETMs dans les plantes.....	37
III-1-3-1 Cadmium.....	38
III-1-3-2 Plomb.....	39
III-1-3-3 Zinc.....	39
III-1-3-4 Cuivre.....	40
III-2 Discussion.....	40
CONCLUSION.....	45

LISTE DES ABREVIATION

Al: Aluminium

Ag: Argent

Ba: Barium

CAT: Catalases

Cd: Camium

CE: Conductivité électrique

CEC: Capacité d'échange ionique

Cu: Cuivre

Co: Cobalt

Cr: Chrome

ETM: éléments traces métalliques

Fe: Fer

H⁺ : Ion d'hydrogène

Hcl: Acide chlorhydrique

Hg: Mercure

Mn: Manganèse

MO: Matière organique

Ni: Nickel

Pb: plomb

pH: Potentiel d'hydrogène

POX: Peroxydases

PPM: Partie par million

ROS: Réactive Oxygen Species

Se: Selicium

SOD: Superoxyde-Dismutases

Zn: Zinc

LISTE DES FIGURES

Figure (01): Cycles biogéochimiques des ETMs au sein de la biosphère.....	4
Figure (02): Cycle simplifié des ETMs depuis les émissions jusqu'à l'exposition humaine.....	5
Figure (03): Origine des métaux dans le sol.	6
Figure (04): schéma représentant la phytoremédiation.....	18
Figure (05): Situation géographique de la wilaya de Jijel	19
Figure (06): situation géographique de la zone d'étude (1/ 25.000)	20
Figure (07): Coupe géologique au niveau de la plaine alluviale de l'oued Nil.....	21
Figure (08): Répartition mensuelle des précipitations [1999-2009]	23
Figure (09): Variations saisonniers des précipitations [1999-2009].....	24
Figure (10): variation des températures moyennes observées durant la période (1997- 2006)...	25
Figure (11): Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausсен.....	25
Figure (12): Photo de la zone étudiée.....	27
Figure (13): <i>Scirpus lacustris</i>	28
Figure (14): <i>phragmite australis</i>	28
Figure (15): <i>Carex riparia</i>	28
Figure (16): Photo de spectrophotometre d'absorption atomique.....	34
Figure (17): Teneur en ETMs dans le sol.....	37
Figure (18): Teneur en Cadmium dans les plantes.....	38
Figure (19): Teneur en Plomb dans les plantes.....	39
Figure (20): Teneur en Zinc dans les plantes.....	39
Figure (21): Teneur en Cuivre dans les plantes.....	40

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I: Moyennes mensuelles des précipitations en mm [1999-2009] (O.N.M) station météorologique de Taher.....	22
Tableau II: Moyennes mensuelles des précipitations en mm [1999-2009] (O.N.M) station météorologique de Taher.....	23
Tableau III: Moyennes mensuelles des températures [1999-2009] (O.N.M) station météorologique de Taher.....	24
Tableau IV: Granulométrie du sol.....	36
Tableau V: Caractéristiques physicochimiques du sol.....	36
Tableau VI: Teneur en ETMs dans les sols.....	37
Tableau VII: Teneur en ETMs dans les plantes.....	38

11111

Introduction

Les problèmes posés par la dispersion des polluants dans l'environnement suscitent l'intérêt de la communauté scientifique depuis maintenant de nombreuses années car la protection de l'environnement passe par la connaissance du devenir de ces polluants dans l'environnement et de leurs effets sur les différents écosystèmes.

Parmi les contaminants majeurs de l'environnement, les métaux lourds posent de sérieux problèmes écologiques, tant par le caractère ubiquiste de leur présence au sein de la biosphère que par leur toxicité, leur persistance dans l'environnement et leur bioaccumulation potentielle, induisant des effets dévastateurs sur la balance écologique de l'environnement (Manda et al, 2010).

Le bassin versant de l'Oued Nil situé au Sud-Est de la ville de Jijel, se trouve particulièrement touchée par ce problème. L'influence anthropique sur ce dernier, se manifeste par différentes activités liées aux agglomérations installées le long de l'Oued (ville Taher, Chekfa, Elkanar). Les activités agricoles sont pratiquées sur l'ensemble du bassin versant ou directement dans les petites parcelles aux bordures de l'Oued. Les rejets domestiques et d'eaux usées des villes avoisinantes sont aussi importants, ils sont rejetés directement et sans traitement préalable dans l'Oued Nil surtout dans les tronçons aval.

Boucoups de plantes en présence de concentrations en métaux lourds trop importantes meurent, d'autres en revanche peuvent se développer sur des sols riches en métaux lourds et voire les accumuler dans certains organes (racines, feuilles), ceci est expliqué par le phénomène de tolérance. L'une des premières études a été menée sur une espèce des milieux humides, *Typha latifolia* (McNaughton et al, 1974). Les auteurs ont montré que cette espèce présentait une forte tolérance au zinc, mais aussi au plomb et au cadmium. Par la suite, cette observation a été confirmée pour différentes espèces telles que *Phragmites australis*, *Glyceria fluitans* (Matthews et al, 2004), *Carex rostrata* (Matthews et al, 2005).

L'objectif de la présente étude est d'évaluer les teneurs et la distribution de certains éléments traces métalliques (Pb, Cd, Zn, Cu) dans les différentes parties anatomiques (racines, feuilles) de trois espèces de macrophytes (*Phragmite australis*, *Carex riparia*, *Scirpus lacustris*) en relation avec le niveau de contamination du sol de bassin versant de l'Oued Nil afin d'évaluer le phénomène de tolérance et bioaccumulation des ETMs chez ces espèces.

Le dosage des ETMs dans le sol doit être complété par les analyses pédologiques classiques (pH, CEC, CaCO₃, MO, granulométrie) que nous considérons indispensable car le comportement, la

dynamique et la disponibilité des métaux lourds dépendent beaucoup plus de ces facteurs édaphiques que la nature de l'élément lui-même.

Notre travail traite ainsi trois parties principales, la première partie consacré à une synthèse bibliographique sur les éléments traces métalliques et leur relation avec le sol et les plantes.

Une deuxième partie qui traite le côté pratique du travail (présentation de la zone d'étude, méthode d'échantillonnage et les techniques d'analyses) et la troisième partie est consacrée à la discussion des résultats obtenus, finalement le travail est clôturé par une conclusion générale.

1 2 3 4 5

6 7 8 9 10

I- Synthèse bibliographique

I -1 Généralités sur les éléments traces métalliques

I-1-1 Définition des ETMs

Le terme « élément trace » est conventionnellement utilisé pour désigner les 68 éléments minéraux constituant de la croûte terrestre, dont la concentration est pour chacun d'entre eux inférieure à 0.1%, il ne représentent à eux tous que 0.6% du totale alors que les 12 éléments majeurs interviennent pour 99.4%, parmi ces éléments traces, il y a des métaux (cadmium (Cd), chrome (Cr), cuivre (Cu), mercure (Hg), nickel (Ni), plomb (Pb), zinc (Zn)...), ces éléments peuvent être désignés par la formule collective éléments traces métalliques (ETMs) ou métaux traces. D'autres termes sont également utilisés pour les désigner tels que « métaux lourds » en raison de la forte masse atomique de certains d'entre eux ou bien « métaux toxiques » du fait de leur caractère toxique éventuel, mais, ces dénominations sont moins appropriées, certains de ces métaux n'ont pas de fonction biologique essentielle (cadmium, plomb) alors que d'autres (chrome, cuivre, nickel, zinc) sont indispensables, à faibles concentrations, pour la croissance des organismes vivants (micro-organismes, plantes, animaux et humaines). Il s'agit d'oligo-éléments (Pagotto, 1999).

I -1-2 Cycles biogéochimiques des ETMs

Les teneurs en éléments traces sont variables selon les types de roches. Certaines roches ont des concentrations très élevées en éléments traces (jusqu'à plusieurs pour cent), et sont qualifiées de minerais. Le sol résulte de l'altération de la roche mère sous-jacente sous l'influence de processus physiques, chimiques et biologiques. Les éléments traces présentes dans les roches se retrouvent donc dans les sols, à des teneurs variables selon la composition initiale de la roche mère et le type de pédogénèse qui a eu lieu. De même, les éléments traces sont présents dans tous les autres compartiments de l'environnement de façon naturelle et normale, dans les eaux, dans l'air et les êtres vivants.

A l'échelle planétaire, les quantités d'éléments traces sont toujours les mêmes. Par contre leur localisation et leur forme chimique peuvent être modifiées par des phénomènes naturels ou par l'intervention de l'homme. Le cycle des éléments traces peut être schématisé comme sur la Figure (01) (Tremel-Scaub et Feix, 2005).

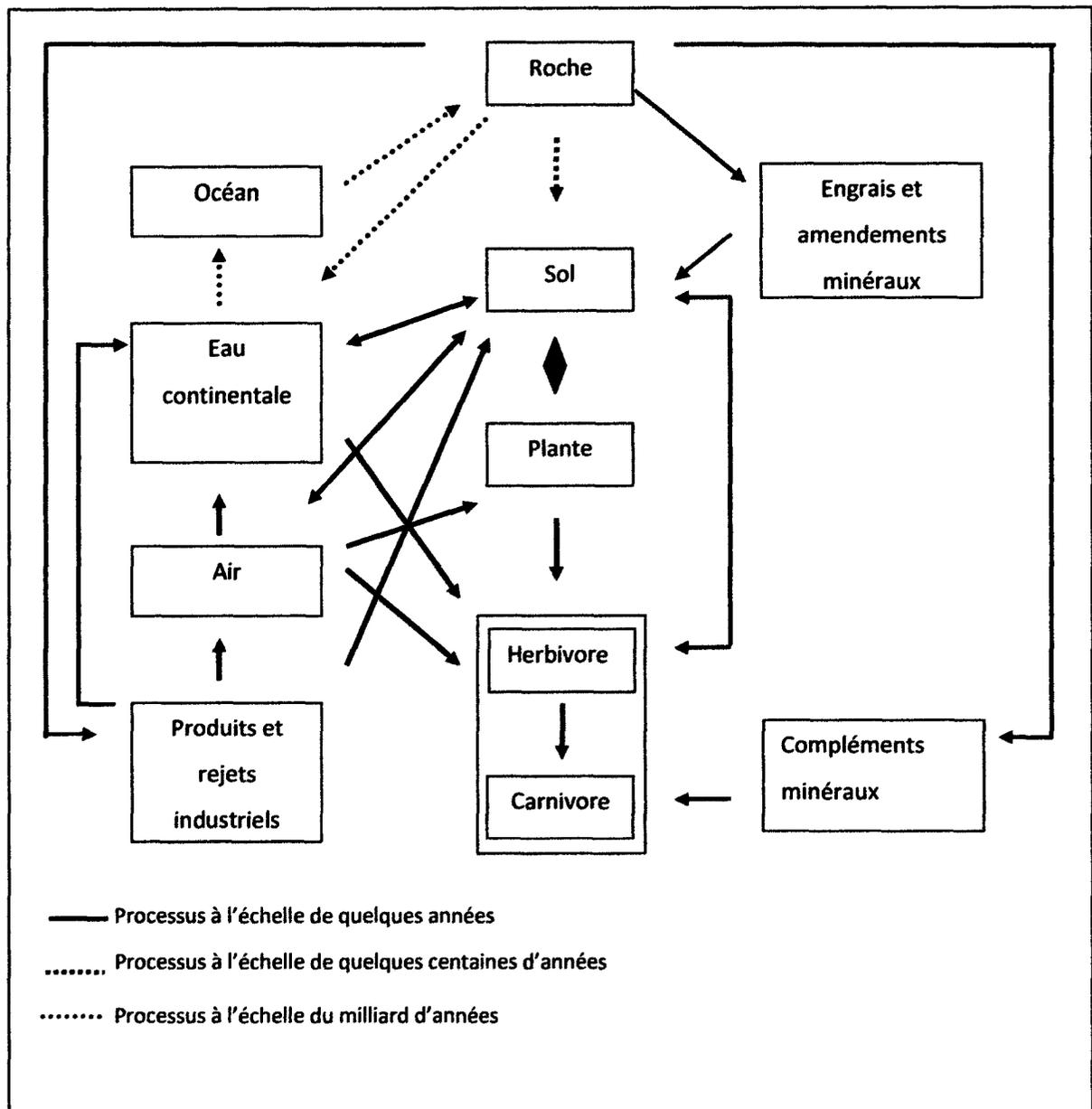


Figure (01) : Cycles biogéochimiques des ETMs au sein de la biosphère (Tremel-Scoub et Feix, 2005)

I-1-3 Devenir des ETMs dans l'environnement

Après la libération des ETMs dans l'environnement suite à leur emploi direct ou comme sous produits ces éléments peuvent se retrouver :

- dans l'air ;
- dans les eaux ;

- dans les sols et les sédiments ;
- dans les organismes végétaux et animaux.

De plus, chacune de ces « boîtes » de l'environnement peut à son tour entraîner la contamination d'une autre boîte. La figure (02) illustre ainsi de façon très simplifiée le cycle des éléments traces métalliques depuis leurs émissions jusqu'à l'exposition humaine.

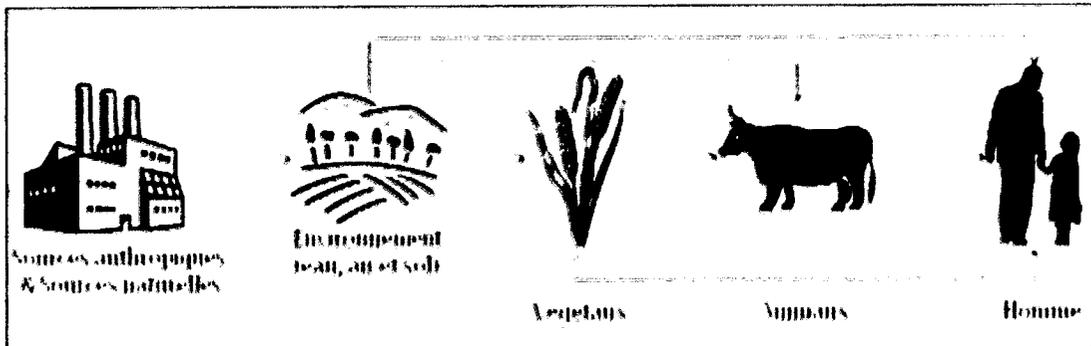


Figure (02): Cycle simplifié des ETMs depuis les émissions jusqu'à l'exposition humaine (Rzepka et Cuny, 2008)

Enfin, une des particularités de ces éléments est d'entraîner des effets majeurs sur la santé humaine (caractère toxique des substances) et/ou sur les écosystèmes (caractère écotoxique des substances) en cas d'exposition (Rzepka et Cuny, 2008).

I-2 Comportement des ETMs dans le sol

Le sol constitue une interface entre la roche, l'atmosphère et l'hydrosphère. Il s'est formé à partir des roches et comprend des constituants secondaires minéraux et organiques dotés des propriétés spécifiques. Les éléments traces métalliques présents dans les roches, se concentrent au cours de la pédogénèse dans certains horizons et constituent des stocks, appelés fond pédo-géochimique qui préexistent dans le profil avant toute intervention humaine (Delmas-Gadras, 2000).

I-2-1 Mode de transport des ETMs vers les sols

Les éléments traces métalliques sont transportés vers les sols selon deux processus (Alloway, 1995; Pagotto, 1999). Le premier, concerne les retombées sèches ou humides. Les apports atmosphériques se sont notablement amplifiés. D'une part, le vent et l'atmosphère transporte des apports diffus aériens d'origine lointaine ou encore massifs localisés d'origine proche. Ces apports sont déposés de façon régulière et peuvent être absorbés directement par les plantes, mais la majorité pénètre dans le sol à partir de la surface. D'autre part, les eaux de pluie

lessivent l'atmosphère et solubilisent des éléments traces métalliques avant de tomber sur le sol. Puis intervient un second processus lié au lessivage des surfaces imperméabilisées par le ruissellement des eaux pluviales. Il est communément considéré comme le plus important. Une part de la pollution accumulée sur la chaussée est mise en solution dans les eaux de ruissellement ou entraînée par arrachement (Delmas-Gadras, 2000).

I-2-2 Origine de la contamination des sols par les ETMs

Le problème principal avec les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure est qu'ils ne peuvent pas être biodégradés, et donc persistent pendant de longues périodes dans les sols. Leur présence peut être naturelle ou anthropogénique Figure (03) (Huynh, 2009).

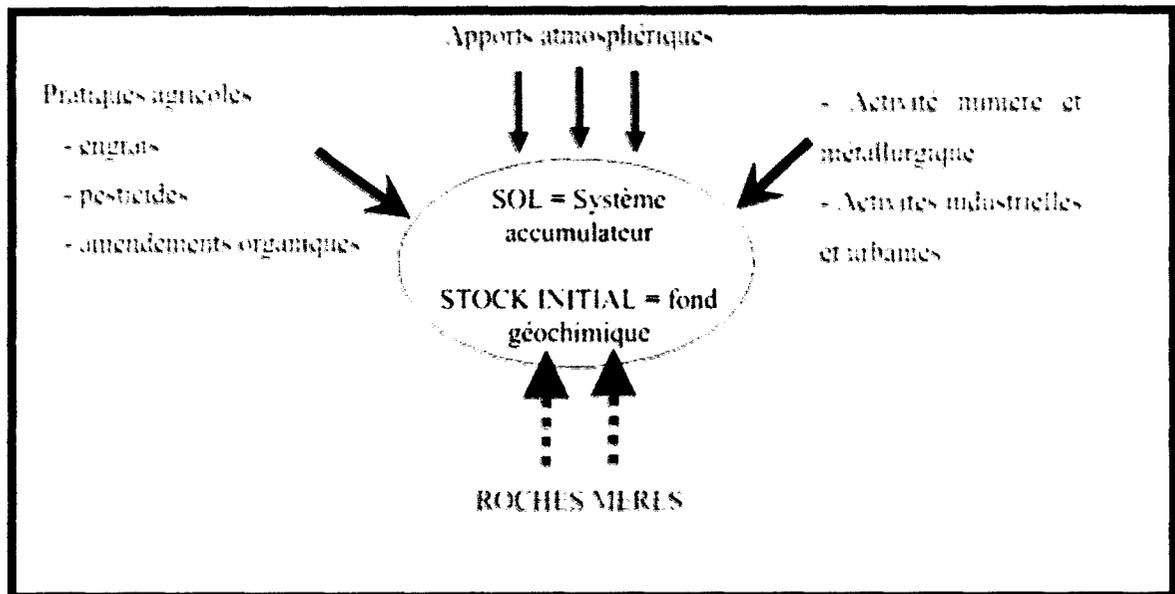


Figure (03): Origine des métaux dans le sol (Rzepka et Cuny, 2008)

I-2-2-1 Origine naturelle

Les métaux lourds sont présents naturellement dans les roches, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique (Bourrelie et Berthelin, 1998). La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge (Singh et al, 2003).

I-2-2-2 Origine anthropique

Cependant, la source majeure de contamination est d'origine anthropique. Au cours des décennies dernières, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu ; à l'heure actuelle on l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 tonnes de cuivre, 783000 tonnes de plomb, et 1350000 tonnes de zinc (Singh et al, 2003).

Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle.

- La pollution atmosphérique résulte des activités industrielles (rejets d'usines) et urbaines (gaz d'échappement, etc...). Il faut distinguer les apports diffus aériens d'origine lointaine des apports massifs localisés d'origine proche. Dans les apports diffus sont classés les poussières et aérosols provenant des chauffages ainsi que des moteurs d'automobiles. Les apports massifs localisés résultent d'apports anthropiques accidentels liés aux activités industrielles sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (Baize, 1997).

- Certaines pratiques agricoles sont à l'origine de l'introduction de métaux lourds dans le sol. Les produits destinés à améliorer les propriétés physico-chimiques du sol sont souvent plus riches en métaux lourds que le sol lui-même par exemple les engrais, les composts et les boues de stations d'épurations (Robert et Juste, 1999).

- La pollution industrielle provenant des usines de production de l'activité humaine tels que les matières organiques et graisses (industries agro-alimentaires), les produits chimiques divers (industries chimiques), les matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs) et la métallurgie (Huynh, 2009). Les déchets miniers et les terrils industriels sont une source particulièrement importante de pollution par le zinc, le plomb et le cadmium.

Le rôle des pratiques industrielles et agricoles dans la contamination des sols doit être pris en compte: cela concerne une grande partie du territoire. Leur accumulation et leur transfert constituent donc un risque pour la santé humaine via la contamination de la chaîne alimentaire, mais aussi pour le milieu naturel dans son ensemble (Bourrelier et Berthelin, 1998).

I-2-3 Processus d'interaction entre le sol et les métaux lourds

Lorsque une charge de métaux lourds (anthropique ou lithogénique) est imposée à un sol, une partie de cette dernière s'associera aux ligands dissous dans l'eau interstitielle alors qu'une autre partie sera retenue par la phase solide du milieu.

La distribution des métaux lourds parmi les phases solides et aqueuses est contrôlée par différents mécanismes influencés par les conditions géochimiques de l'eau interstitielle, dont les principaux paramètres sont le pH et le potentiel redox.

La phase solide du sol est constituée de plusieurs composantes solides en contact avec une phase liquide, l'eau interstitielle, et dans certaines conditions (zone non-saturée) avec une phase gazeuse. Les constituants de la phase solide du sol sont principalement composés de solides inorganiques (hydroxydes, carbonates, sulfures, argiles), de matière organique colloïdale détritique et de cellules vivantes (**Dhaou El-Djabine, 2005**). La terminologie généralement utilisée identifie ces différents constituants solides comme étant: les minéraux argileux, les minéraux secondaires (carbonates, oxydes/hydroxydes), la matière organique, les minéraux cristallins primaires. De manière plus générale, ces constituants géochimiques peuvent être divisés en deux groupes, soit les constituants inorganiques et les constituants organiques (**Dubé, 1997**).

I-2-3-1 Filtration

Le sol joue le rôle d'un filtre. La typologie des phénomènes de filtration diffère en fonction de la taille des particules.

La filtration mécanique comprend le tamisage, c'est-à-dire la rétention en surface du sol des particules de diamètre supérieur au diamètre des pores et, pour les particules plus petites, des phénomènes de blocage mécanique dans les pores, des sédimentations et d'interception. Pour les particules de diamètre inférieur à 1µm, les effets de surface et de charge électrique deviennent prépondérants devant les effets de masse et de volume. On parle alors de filtration physicochimique. Les métaux fixés aux particules sont susceptibles d'être retenus par filtration (**Pagotto, 1999**).

I-2-3-2 Phénomène de sorption des éléments traces métalliques dans le sol

L'ensemble des constituants du sol forme le « complexe absorbant » (**Blanchard, 2000**). Ce complexe est capable de réaliser des échanges entre la phase liquide et la matrice solide du sol, qui dépendent des mécanismes de sorption. Deux types principaux d'interaction matrice solide-phase liquide sont impliqués dans la rétention des métaux lourds: la physisorption et la chimisorption.

• **Physisorption : une adsorption non spécifique**

L'adsorption non spécifique résulte des forces électrostatiques entre atomes portant des charges de signes différents. L'énergie de liaison est alors relativement faible. Par conséquent, les éléments métalliques adsorbés sont facilement mobilisables en cas de changement physicochimiques du milieu.

La matrice du sol, globalement chargée négativement, attire les cations en solution. Ce sont les minéraux argileux et la matière organique, souvent réunis pour former le complexe argilohumique, qui participent le plus à la charge négative du sol (**Chaignon, 2001**).

La présence des charges de surface peut provenir soit de substitutions isomorphiques dans le réseau cristallin (Remplacement d'un cation trivalent par un divalent), soit de réactions chimiques de surface due aux variations de pH (**Delmas-Gadras, 2000**).

Pour l'adsorption non spécifique, les atomes de métal ne sont pas directement en contact avec la surface des particules du sol, mais ils sont présents au sein d'une sphère de molécules d'eau enrobant les particules du sol, appelées couche d'hydratation. On nomme ce type d'interaction «Complexe de sphère externe ».

• **Chimisorption : une adsorption spécifique**

Contrairement à l'adsorption non spécifique, l'adsorption spécifique fait intervenir une liaison chimique forte, sans molécule d'eau interposée entre le groupe fonctionnel et la surface de l'ion adsorbé. Les éléments métalliques ainsi chimisorbés seront ainsi beaucoup moins susceptibles d'être mobilisés. On parle dans ce cas de « complexe de sphère interne ». Trois types de liaisons chimiques sont à l'origine de la spécificité de la chimisorption entre l'ion et la matrice : les liaisons ioniques, covalentes et de coordinations (**Remon, 2006**).

I-2-3-3 Précipitation et la co-précipitation

Elles font partie des principaux mécanismes de rétention des métaux traces dans les sols (**Pagotto, 1999**). La précipitation se traduit, soit par un accroissement de la surface solide, soit par la formation d'une nouvelle phase solide à l'interface solide /liquide selon un arrangement tridimensionnel (**Sposito, 1989**), elle correspond ainsi au passage d'une espèce de l'état dissous à l'état solide

La co-précipitation est définie comme une précipitation d'une espèce chimique en conjonction avec d'autres éléments, sans qu'il y est de véritable contrôle de la réaction (**Alloway, 1995**). Selon **Evans (1989)** les cations métalliques précipitent le plus souvent avec les oxydes, les

hydroxydes et les carbonates, et dans une moindre mesure avec les sulfures, les phosphates et les silicates (Yong et al, 1992).

I-2-3-4 Activité microbiologique

Elle correspond à l'intervention des micro-organismes (bactéries, protozoaires, champignon, algues) qui contribuent de façon directe ou indirecte à la solubilisation des éléments traces notamment par le biais de transfert d'électrons selon divers mécanismes (Deneux-Mustin, 2003) Elles peuvent par exemple jouer par les réactions entre sulfures/sulfates ou de Fe (III)/Fe (II), ce qui a pour conséquence de jouer sur la mise en solution de métaux copécipités avec ces composés (Alloway, 1995).

I-3 Les métaux lourds dans la plante

Parmi l'ensemble des métaux lourds, une vingtaine d'entre eux sont indispensables aux processus physiologiques majeurs, en particulier la respiration, la photosynthèse ou l'assimilation des macronutriments (azote, soufre...) (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Nombre de ces métaux, Cu, Zn, Ni, Fe, Co, Se et Ba sont aussi impliqués au niveau de processus moléculaires tels que le contrôle de l'expression des gènes ; la biosynthèse des protéines, des acides nucléiques, des substances de croissance, de la chlorophylle et des métabolites secondaires ; le métabolisme lipidique ou la tolérance au stress (Rengel, 1999). 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 and Pendias, 2001).

I-3-1 Pénétration des ETMs dans la plante

Les plantes sont exposées de deux façons aux éléments traces : par les parties aériennes et par les racines. Les éléments traces peuvent être déposés à la surface des feuilles et des racines ou pénétrer dans la plante. Ils peuvent y pénétrer par les parties aériennes (feuilles, tiges, fruits), à partir de particules en suspension dans l'air, de composés gazeux ou de composés dissous dans l'eau de pluie ou d'irrigation. Ils peuvent pénétrer par les racines à partir du sol (Tremel-Scaub et Feix, 2005).

I-3-1-1 pénétration des éléments traces par les parties aériennes

Les éléments traces entrent dans la composition des matériaux minéraux et organo-minéraux qui composent les fines poussières dans l'air, lesquelles se déposent sur les feuilles, les tiges et les fruits. La contamination par voie aérienne est généralement faible, sauf les retombées atmosphériques sont importantes. Les éléments traces essentiels, ainsi que les non essentiels, peuvent être prélevés par les feuilles. Sous forme gazeuse, ils rentrent dans les feuilles à travers les stomates ; sous formes d'ions, ils rentrent surtout à travers les cuticules des feuilles. Les éléments traces sous formes de poussière ou de gaz peuvent entrer directement par les stomates des feuilles. Une partie des retombées atmosphériques, solubilisée par l'eau de pluie ou d'irrigation, peut traverser la cuticule des feuilles. Constituée d'un réseau imprégné de cires, la cuticule recouvre les organes aériens des plantes et n'existe pas sur les racines (Tremel-Scaub et Feix, 2005).

I-3-1-2 Prélèvement des éléments traces par les racines

La disponibilité des éléments traces est dépendante du temps, de la plante, de la biomasse et des autres composantes du sol. Seule une petite fraction de la teneur totale en cet élément dans le sol est disponible pour les racines des plantes et cette fraction montre généralement une variabilité spatio-temporelle bien plus importante que la concentration en élément total. La phase liquide est essentielle pour que les ions puissent se déplacer vers la surface des racines ; la fraction d'élément dans la solution est celle disponible quand on compare les concentrations en éléments dans les plantes à celles dans la solution du sol, ces dernières sont plus basses de 1 à 3 ordre de grandeurs (Ramade, 2007). Les mécanismes d'absorption des éléments traces par les racines des plantes sont encore mal compris, mais il apparaît que la plus part des prélèvements d'éléments traces par les plantes impliquent seulement des espèces ioniques libres.

Les éléments traces de la solution du sol sont transportés vers la rhizosphère qui est la zone du sol proche de la racine, en interaction avec elle. Une fois dans la rhizosphère, ils sont prélevés par la racine. Presque tous les éléments absorbés par la racine sont sous forme minérale (Tremel-Scaub et Feix, 2005). Les cellules végétales sont constituées d'une paroi, perméable à la solution du sol, entourant la membrane plasmique. La plante prélève essentiellement l'élément sous forme ionique, mais les complexes inorganiques semblent pouvoir être absorbés (CdCl^+ par exemple) bien que ne passant généralement pas la membrane cytoplasmique des cellules racinaires.

La paroi peut être considérée comme une éponge pouvant fixer les éléments traces, mais que ne fait pas partie du milieu intérieur de la plante. Quand on récolte une plante racine, type carotte, une bonne partie des éléments traces contenus dans le légume sont en réalité dans la paroi. Ceci explique que de nombreuses plantes ont tendance à accumuler les éléments traces plutôt dans les racines que dans les parties aériennes.

Une partie des éléments traces peut pénétrer réellement dans les cellules des racines par des voies plus ou moins spécifiques et plus ou moins régulées. Dans ce cas, il s'agit d'une réelle absorption, qui permet aux éléments traces de migrer dans le végétal vers d'autres organes. Le prélèvement du Zn, oligoélément, se fait par le biais de transporteurs membranaires spécifiques et actifs. Le Cd, élément non essentiel, semble pénétrer dans les cellules racinaires en empruntant les d'autres cations, comme les transporteurs du Fe, du Mn et du Zn.

La simple fixation dans la paroi et l'absorption sont regroupées sous le terme général prélèvement par la plante (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

I-3-2 Les facteurs contrôlant le prélèvement des éléments traces

Le prélèvement des éléments traces est sous l'influence de facteurs liés au sol, à la plante, au climat, et aux interactions entre les éléments eux-mêmes.

Parmi les facteurs liés au sol, le pH, le potentiel d'oxydo-réduction et la capacité d'échange cationique sont les plus importants.

Pour une même offre du sol, différentes plantes ne prélèvent pas les mêmes quantités d'éléments traces. Il existe un effet espèce végétale, avec des espèces qui accumulent certains éléments traces et d'autres qui ne les prélèvent que peu. Généralement, les légumes-feuilles (tels que épinard et laitues) accumulent plus que les grains de graminées et les légumes-racines, qui eux-mêmes accumulent plus que les fruits et les légumes-fruits.

En fin, l'âge de la plante et son stade de développement ont une importance. La concentration de la plante en éléments traces diminue au cours de sa croissance.

Les facteurs climatiques modifient l'offre du sol et la physiologie de la plante. Le prélèvement augmente avec la température, jusqu'à une température optimale. L'humidité du sol a également une influence sur le prélèvement et l'accumulation des éléments traces.

Cette influence est indirecte (l'humidité joue sur l'enracinement de la plante, sa vitesse de croissance, l'activité biologique du sol et sur les conditions redox), elle est positive ou négative selon les cas (Tremel-Scaub et Feix, 2005).

I-3-3 Devenir des éléments traces dans la plante

Une fois entrés dans la racine de la plante, les éléments traces peuvent circuler dans le végétal.

Une partie des éléments traces reste immobilisée dans les parois des cellules racinaires. Une autre partie entre dans les cellules racinaires et se trouve piégée par des acides organiques (exemple : acide citrique) ou d'autres molécules et stockée dans les vacuoles.

Pour la plupart des espèces végétales, les racines retiennent la majeure partie des éléments traces prélevés, ce qui explique que les teneurs y soient souvent plus élevés que celle dans les parties aériennes.

En fin, une dernière partie est transportée par les parois cellulaires, puis entre dans les cellules et circule de cellule en cellule (voie symplasmique) jusqu'aux vaisseaux conducteurs de la sève brute, le xylème, qui les emmènent vers les parties aériennes.

Les éléments traces sont distribués dans les différents organes, puis peuvent être remobilisés, c'est-à-dire changer d'organe ultérieur en passant par les vaisseaux conducteurs de sève élaborée, le phloème, notamment selon les stades de développement de la plante (**Tremel-Scaub et Feix, 2005**).

I-3-4 Bioaccumulation

On désigne par bioaccumulation le processus d'absorption par lequel les êtres vivants peuvent accumuler dans leur organisme des nutriments, toute autre substance présente naturellement dans son environnement ou encore un polluant organique de synthèse, quelle que soit la voie de pénétration dans l'organisme considéré. Chez les animaux terrestres, la bioaccumulation sera la résultante des absorptions par voie digestive, respiratoire et cutanée, chez les plantes, celle-ci résultera en règle générale de l'absorption des polluants par les voies transradiculaires et transfoliaires, essentiellement par voie respiratoire (par la respiration stomatique) lorsqu'il s'agit de polluants gazeux, chez les organismes aquatiques, ce sera la somme des absorptions par contact et par ingestions, plus celle par voie respiratoire chez les animaux terrestres, la bioaccumulation n'implique pas obligatoirement un accroissement de concentration d'un polluant quand il passe du biotope dans l'organisme considéré (**Ramade, 2007**).

Certaines plantes accumulent des quantités inhabituelles d'éléments métalliques : 100 mg/kg de matière sèche pour le Cd, 1000 mg/kg pour le Ni, le Cu, le Co ainsi que 10 000 mg/kg pour le Zn et le Mn. Ces espèces sont alors qualifiées de plante « hyperaccumulatrice » (*Alyssumbertolonii*, *Sebertiaacuminata*, *Silenecobalticola*, *Thlaspi caerulescens*, *Brassica napus*, *Pterisvittata*) (**Brooks, 1998**). Ainsi, plus de 400 espèces hyperaccumulatrices sont recensées, dont plus de 300

pour le nickel et seulement une pour le cadmium. A part une possible résistance à la sécheresse et aux herbivores (Boyd, 1998), il est encore impossible d'attribuer ce phénomène à un avantage sélectif quelconque. Dans la cellule, les métaux ayant pénétrés dans le cytoplasme sont pris en charge par diverses molécules afin de les stocker ou d'éviter tout dommage cellulaire.

I-3-5 Comportement des plantes vis-à-vis des métaux lourds

Beaucoup de plantes en présence de concentrations en métaux lourds trop importantes meurent. D'autres en revanche peuvent se développer sur les sols riches en métaux lourds mais ne les assimilent pas et préviennent ainsi toute accumulation d'éléments toxiques dans les organes récoltables et donc dans la chaîne alimentaire. D'autres enfin peuvent survivre en présence de métaux même toxiques et voire les accumuler dans certains organes (jusqu'à des concentrations supérieures à 1 % de la matière sèche) ; ces plantes sont des plantes hyper-accumulatrices ; elles sont considérées comme des agents potentiels d'extraction de métaux indésirables (Remon, 2006).

I-3-5-1 Toxicité

L'accumulation de métaux lourds présente un potentiel toxique important tant pour les plantes qui sont directement exposées, que pour la santé humaine via l'entrée dans la chaîne alimentaire par la production agricole.

Le premier effet des métaux lourds observable chez les végétaux est une inhibition de la croissance. Celle-ci s'accompagne très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement : chlorose foliaire, importantes lésions nécrotiques, jaunissement progressif, repliement ou dessèchement du feuillage... A l'heure actuelle, les bases moléculaires de ces perturbations sont encore mal connues, mais on admet généralement qu'elles résultent d'un stress oxydatif, dû à la production d'espèces réactives de l'oxygène ou « Réactive Oxygen Species » (ROS). Les ROS altèrent toute une série de substrats biologiques importants, avec comme conséquence la modification des domaines fonctionnels des biomolécules : inhibition de l'activité enzymatique, perturbation du métabolisme végétal (notamment la photosynthèse et la respiration), oxydation de protéines, altération des membranes cellulaires via l'induction de phénomènes de peroxydation lipidique, apparition de cassures au sein de l'ADN, pouvant conduire à la mort cellulaire (Devi and Prasad, 1999).

I-3-5-2 Tolérance aux ETMs chez les végétaux

Certains éléments métalliques sont essentiels aux organismes vivants à de faibles concentrations.

Mais, ils agissent à de fortes concentrations comme un facteur de stress qui entraîne une modification de la réaction physiologique.

Le terme « sensibilité » décrit les effets du stress, qui peuvent aller jusqu'à la mort de la plante. Par opposition, le terme « résistance » fait référence à la réaction de la plante qui lui permet de survivre face au stress métallique et d'assurer sa descendance (Levitt, 1980). Deux stratégies principales sont impliquées dans ce phénomène de résistance :

- **La stratégie d'évitement** par laquelle les plantes se protègent du stress métallique en limitant leur absorption.
- **La stratégie de tolérance** qui fait référence aux réactions permettant de limiter les effets néfastes des métaux dans l'organisme.

Parmi les végétaux tolérants, il est possible de caractériser trois grands types différents de stratégies vis-à-vis des contaminants métalliques, basées sur les rapports entre les teneurs en métaux lourds du sol et celles des organes aériens des plantes considérées (Bert, 2000). On définit alors :

- **Les accumulateurs** Pour lesquels les éléments traces sont concentrés, souvent préférentiellement dans les parties aériennes, quelle que soit la concentration métallique dans le sol.
- **Les excluders** qui présentent une faible concentration foliaire, maintenue constante par régulation du transport depuis les racines tant que la concentration dans le sol reste relativement peu élevée. Dans le cas contraire, le mécanisme de régulation est dépassé et une accumulation importante a lieu entraînant la mort de l'individu.
- **Les indicateurs** ne présentent aucun contrôle de la translocation. Par conséquent, les concentrations racinaires et foliaires sont en équilibre, et proportionnelles aux teneurs du sol. C'est le cas, par exemple, du pissenlit (*Taraxacum officinale*) qui accumule divers métaux lourds en fonction de la pollution environnementale.

L'une des premières études a été menée sur une espèce des milieux humides, *Typha latifolia* (McNaughton et al, 1974). En comparant deux clones, l'un issu d'un terrain contaminé par du zinc et l'autre issu d'un terrain non pollué, les auteurs ont montré que cette espèce présentait une forte tolérance au zinc, mais aussi au plomb et au cadmium, et ceci sans distinction entre les deux clones. Par la suite, cette observation a été confirmée pour différentes espèces telles que *Phragmites australis*, *Glyceria fluitans* (Matthews et al, 2004), *Carex rostrata* (Matthews et al, 2005).

I-3-6 Mécanismes de défense et de détoxification des métaux accumulés chez les végétaux

Il semble à l'heure actuelle que trois mécanismes, encore mal compris, soient largement prépondérants : la modification de la perméabilité membranaire, qui permet de réduire l'entrée des métaux dans la cellule, le système anti-oxydant, qui limite les dégâts des espèces réactives de l'oxygène et la chélation intracellulaire, qui empêche l'activité de l'ion métallique (Pagotto, 1999).

I-3-6-1 La membrane plasmique

Le transport actif à travers la membrane plasmique des cellules racinaires est un processus important, car les ions ne peuvent pas diffuser librement à travers la double couche phospholipidique, même passivement. Le rôle du cytoplasme dans la régulation du transport métallique est donc primordial (Lasat, 2002).

La membrane plasmique peut limiter l'accumulation des ions toxiques, soit en modifiant l'ensemble du flux ionique, soit en employant des systèmes ultra spécifiques autorisant un flux ionique qui ne transporterait pas les ions toxiques (Meharg, 1993).

La tolérance pourrait être due à la protection de l'intégrité membranaire ou à la protection de la fonction des protéines associées au cytoplasme, tels que les transporteurs, les canaux ioniques et les pompes à protons (Meharg, 1993).

I-3-6-2 Système anti-oxydant

Le système anti-oxydant jouerait un rôle central dans la détoxification des métaux lourds ayant pénétrés dans la cellule par le contrôle de la production des ROS. Trois activités enzymatiques clefs occupent une place centrale dans les mécanismes de détoxification des ROS : il s'agit des superoxyde-dismutases (SOD), des catalases (CAT) et des peroxydases (POX). Ces enzymes ont une action complémentaire sur la cascade radicalaire au niveau de l'anion superoxyde O_2^- et du peroxyde d'hydrogène H_2O_2 , conduisant finalement à la formation d'eau et d'oxygène moléculaire (Remon, 2006).

I-3-6-3 La chélation

La chélation est un processus physicochimique qui conduit à la formation d'un complexe entre un ion métallique positif et une substance organique. Les phytochélatines, sont capables de chélater les métaux toxiques et de les retirer ainsi du contexte cellulaire.

La présence intracellulaire de ligands organiques, qui assurent une complexation et donc la détoxification de nombreux ions métalliques constitue à l'heure actuelle un aspect fondamental de la résistance aux métaux lourds. Chez les végétaux, quatre groupes principaux de ligands intracellulaires ont été caractérisés: Les phytochélatines, Les métallothionéines, Les acides organiques et Les acides aminés libres (Remon, 2006).

D'autres mécanismes agissant contre les effets néfastes des métaux lourds peuvent être mis en œuvre chez les plantes :

L'accumulation des métaux dans les feuilles âgées, juste avant leur abscission diminuerait ainsi les concentrations métalliques dans la plante. En général, la concentration dans les feuilles augmente avec l'âge (Remon, 2006).

Les protéines de choc thermique, déjà réputées pour leur implication dans le stress lié à un choc thermique, seraient également responsables de la tolérance aux métaux toxiques. En effet, des stress très variés, ayant en commun de dénaturer les protéines (stress protéotoxique), sont capables d'induire cette réponse de type « choc thermique ». La biosynthèse d'éthylène dans les racines et les feuilles est provoquée par certains métaux, comme le cadmium. L'éthylène serait alors un message stimulant la lignification capable de limiter les flux de métaux dans les systèmes vasculaires et accélérant la réponse anti-oxydante par induction de l'activité ascorbate peroxydase, ainsi que la synthèse de métallothionéines (Remon, 2006).

I-3-7 Techniques de dépollution et phytoremédiation

Les nombreux cas de pollution par les métaux lourds génèrent autant de sites contaminés qu'il faut réhabiliter. Les méthodes physico-chimiques de dépollution de ces sites utilisées *in situ* et *ex situ* présentent l'inconvénient d'être coûteuses et lourdes à mettre en œuvre. De plus, elles perturbent fortement l'activité biologique des sols et altèrent leur structure physique. Le besoin de nouvelles techniques économiquement compétitives et pouvant préserver les caractéristiques du sol s'est fait sentir et l'utilisation des biotechnologies s'est avérée être une alternative intéressante. La capacité de certaines plantes à tolérer ou même à accumuler des métaux a permis d'ouvrir de nouvelles voies de recherche sur le traitement des sols : on parle de phytoremédiation (Susarla et al, 2002).

Connue sous le nom de phytoremédiation « phyto » = plante et « remédium » = rétablissement de l'équilibre, remédiation, la phytoremédiation est définie comme l'utilisation de plantes pour extraire ou transformer les polluants organiques et aussi inorganiques (plus particulièrement les métaux lourds) (Moussavou Moudouma, 2010).

Les types de stratégies de phytoremédiation, particulièrement utilisés dans la dépollution des métaux lourds sont décrits ci-dessous et illustrés dans la Figure (4).

1) Phytostimulation: Les plantes sécrètent des exsudats racinaires qui peuvent être utilisés par les communautés microbiennes et promouvoir leur développement et leurs activités. Cette stimulation microbienne dans la rhizosphère modifie la bioaccumulation, oxydation/réduction biologique et biométhylation des métaux lourds (McGrath, 1998).

2) Phytostabilisation: Utilisation des plantes pour réduire la biodisponibilité des polluants par les écoulements (latéraux ou en profondeur) ou immobiliser les composés polluants en les liants chimiquement par précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage de ceux-ci par la plante. Cette technique permet d'éviter la dispersion des polluants dans les eaux de surface et souterraines (Vila, 2006).

3) Phytoextraction: Utilisation de plantes qui absorbent les métaux lourds dans les sols par les racines, puis transfèrent et accumulent ceux-ci dans leurs parties récoltables (feuilles, tiges et racines). Les métaux lourds vont se complexer avec des acides organiques ou des acides aminés synthétisés par la plante. Les métaux lourds sont ensuite récupérés en incinérant ou compostant la biomasse de plante (Vila, 2006).

4) Phytovolatilisation: Utilisation de plantes qui absorbent des contaminants organiques et autres produits toxiques, transformant ceux-ci en éléments volatiles peu ou pas toxiques et les relâchant dans l'atmosphère via leurs feuilles (McGrath, 1998).

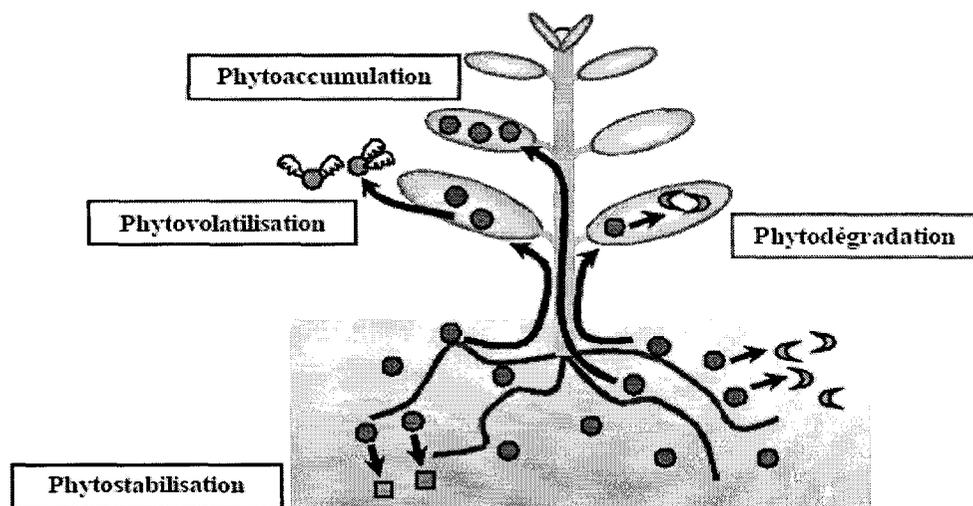


Figure (4): Schéma représentant la phytoremédiation (Moussavou Moudouma, 2010)

II- Matériel et méthodes

II-1 Présentation de la zone d'étude

La wilaya de Jijel est située au Nord-Est de l'Algérie. Elle est limitée au Nord par la mer Méditerranée, au Sud par la wilaya de Mila et au Sud-Ouest par la wilaya de Sétif. La wilaya de Skikda délimite la partie orientale, tandis que celle de Bejaia borde la partie Ouest figure (05).

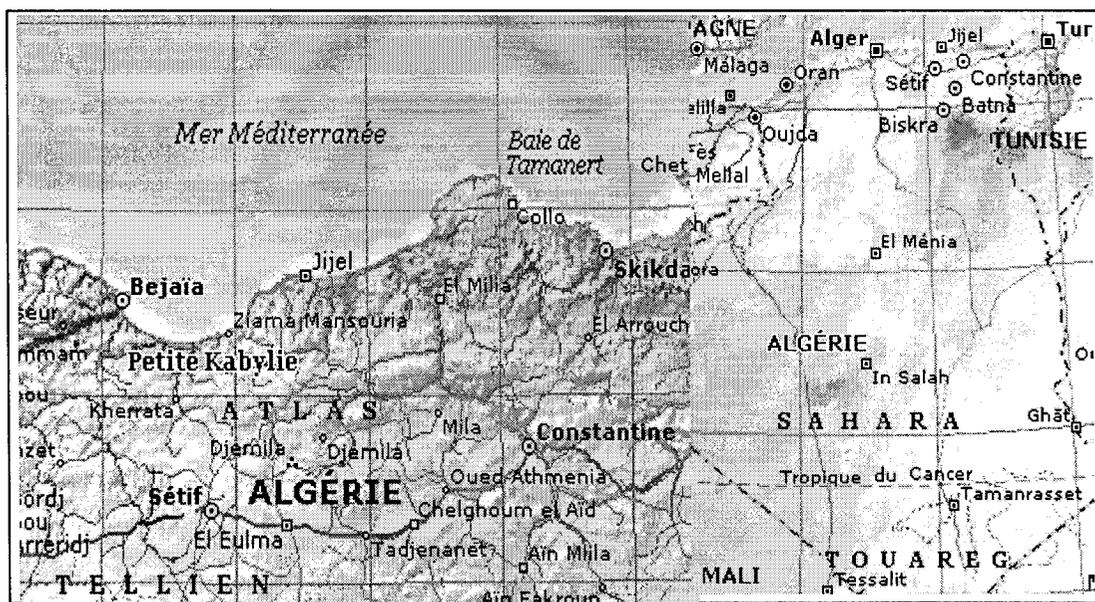


Figure (05) : Situation géographique de la wilaya de Jijel (Rapport, 2007)

Comme toutes les régions du littoral algérien, la wilaya de Jijel est caractérisée par un climat méditerranéen pluvieux et doux en hivers, chaud et humide en été. Elle détient le record de la pluviométrie en Algérie avec une moyenne de 1200 mm/an de précipitation, ce qui lui assure d'importantes ressources en eaux superficielles.

Le réseau hydrographique de la zone est très dense et englobe plusieurs Oueds dont les plus importants sont : Oued Djendjen, Oued El-kebir, Oued Kessir, Oued Nil et Oued Mencha.

Notre zone d'étude est localisée dans la région de Taher située à 18 Km à l'Est de Jijel, c'est une ville de 68000 habitants, caractérisée par une activité commerciale accrue. Elle est aussi le pôle industriel de la wilaya de Jijel avec la zone industrielle d'Oued Salah, la briqueterie, la centrale thermique, l'aéroport et le port (Rapport, 2007).

II-1-1 Aperçu géographique

Le bassin versant de l'Oued Nil qui s'étend à une vingtaine de kilomètre au Sud-Est de la ville de Jijel occupe une superficie de 268 km², subdivisée en deux sous bassins versants respectivement de 148 km² et de 120 km² au Sud. Il est bordé à l'Ouest par le bassin versant de l'Oued Djendjen et à l'Est par celui de l'Oued Elkebir. Au Sud, ce bassin versant est limite par les reliefs de la petite Kabylie qui dépassent très rapidement 500 m d'altitude, et constitue avec la mer méditerranée au Nord, ses limites naturelles (**Rapport, 2007**)



Figure (06): situation géographique de la zone d'étude (1/ 25.000) (**Rapport, 2007**)

II-1-2 Réseau hydrographique

Le bassin versant de l'Oued Nil est traversé par un seul cours principal, qui est Oued Nil. Il coule du Sud vers le Nord avec un débit annuelle de 230 million de mètres cubes à l'embouchure. Il est considéré comme un collecteur des eaux de ruissellement qui affluent sur ses deux rives.

Sur la rive droite, les principaux affluents (temporaires) qui se déversent dans l'Oued Nil sont l'Oued chekfa et l'Oued sayoud, sur la rive gauche on compte l'Oued Boukraa et l'affluent de Ghedir el Merdj.

Dans la partie aval du bassin versant de l'Oued Nil on rencontre sur le côté droit Ghedir Beni Hamza et sur le côté gauche Ghedir el Merdj et plus d'une dizaine de puits collectifs qui alimentent la ville de Jijel en eau de boisson distribuée en camions citernes alors que la partie amont est caractérisée par la présence des forages de l'Oued Nil (**Rapport, 2007**).

II-1-3 Cadre géologique

La région étudiée fait partie de la petite Kabylie qui s'intègre dans la partie orientale des Maghrébides, branche méridionale de la chaîne alpine de la Méditerranée orientale.

De grands domaines géologiques structurés en nappes de charriage caractérisent cette partie nord – orientale de la chaîne alpine d'Algérie (**Djellit, 1987**).

- ❖ **Le socle kabyle** : La lecture du schéma structural de cette partie orientale des Maghrébides met en évidence de grands affleurements de roches anciennes anté-mésozoïques : Les massifs de la petite Kabylie. On y distingue deux grands ensembles :
 - ✓ Un ensemble inférieur gneissique.
 - ✓ Un ensemble supérieur phylladique.
- ❖ **Le domaine des flyschs** : Notre région d'étude est particulièrement caractérisée par un empilement de nappes à faciès flysch. Les travaux antérieurs (**Djellit, 1987**) ont distingué trois types bien distincts :
 - ✓ Le flysch massylien.
 - ✓ Le flysch maurétanien.
 - ✓ Le flysch numidien.

La géologie locale du bassin versant de l'oued Nil présente une lithologie très variée. Elle montre diverses formations représentées dans la figure (05) (**Tekkouk, 2005**).

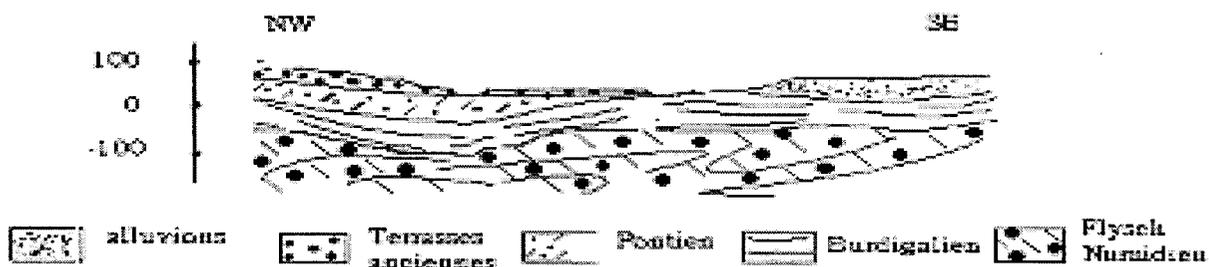


Figure (07): Coupe géologique au niveau de la plaine alluviale de l'oued Nil (**Tekkouk, 2005**)

II-1-4 Climatologie

La bonne connaissance des conditions climatiques de la zone d'étude, et de ces caractéristiques joue un rôle majeur dans la compréhension de l'évolution des éléments chimiques, et dans le comportement hydrologique des cours d'eau.

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 fournis portent sur une période de référence allant de 1999 à 2009, soit une durée de 10 ans (**Rapport, 2007**).

II-1-4-1 Précipitations

A- Précipitation moyenne mensuelle en mm

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

Les histogrammes de précipitations, représentés par la figure (08), révèlent l'irrégularité des pluies le long de l'année. Les mois les plus pluvieux sont : Novembre (157,45 mm), décembre (170,07 mm) et janvier (181,37 mm) alors que les moins pluvieux sont : juin (5,93 mm), juillet (1,90 m) et Août (13,43 mm) (**Rapport, 2007**).

**Tab.I : Moyennes mensuelles des précipitations en mm [1999-2009]
(O.N.M) station météorologique de Taher (Rapport, 2007).**

Mois	Jan	Fev	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Aout	Sept	Oct	Nov	Dec
P (mm)	181,37	93,19	79,99	123,81	32,97	5,93	1,90	13,43	116,37	72,13	157,45	170,07

P : moyenne des précipitations en mm.

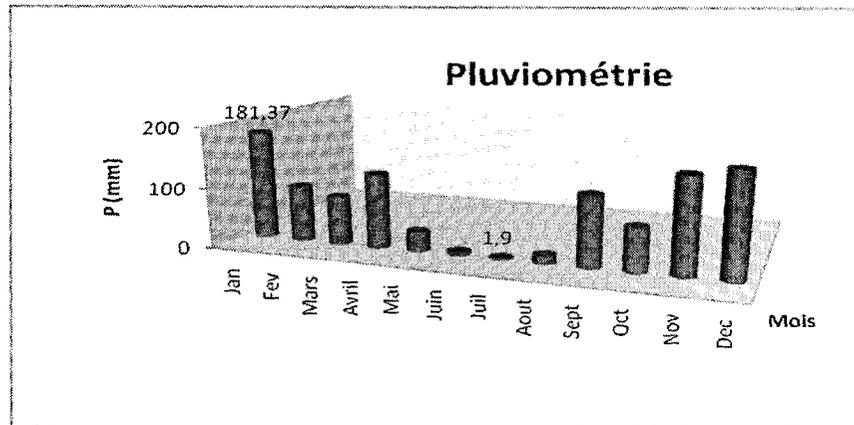


Figure (08) : Répartition mensuelle des précipitations [1999-2009] (Rapport, 2007).

B- Variations saisonnières des précipitations

La répartition saisonnière des pluies est un facteur important pour la végétation. Les pluies de la période printemps-été, survenant au cours des températures élevés au maximum, subissent au sol une forte évaporation, ce qui affaibli leur puissance d’infiltration et leur pénétration se limitent à une couche superficielle. Ce sont les plantes herbacées qui en tirent la meilleure partie. Les pluies d’automne et d’hiver surviennent pendant des températures basses subissent au sol, une faible évaporation ce qui augmente leur puissance d’infiltration. Ceci permet aux arbres, aux arbustes et aux plantes herbacées de trouver dans le substrat pédologique le milieu frais qui les permettra de résister à la sécheresse.

La région de Jijel est considérée comme une zone où les plantes herbacées ; les arbustes et les arbres trouvent les conditions du milieu favorable pour leur développement et leur maintien. Le tableau II nous montre que la distribution des précipitations est inégalement répartie durant les saisons, le maximum des précipitations est observé en hiver où il peut atteindre les 444,63 mm (Rapport, 2007).

Tab.II : Variations saisonnières des précipitations en mm [1999-2009]

(O.N.M) station météorologique de Taher (Rapport, 2007).

Saisons	Hiver	Printemps	Eté	Automne
	Dec-Fev	Mars-Mai	Juin-Aout	Sept-Nov
Pluviométrie (mm)	444,63	236,77	21,26	399,63



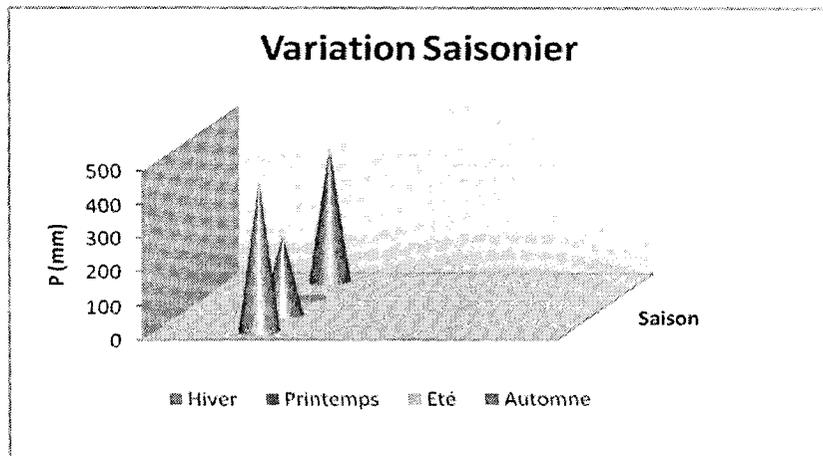


Figure (09) : Variations saisonniers des précipitations [1999-2009] (Rapport, 2007).

II-1-4-2 Températures

La température est un facteur écologique de première importance (Ramade, 1993). 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.

Les données de la station météorologique de Taher mentionnées dans le tableau III, font ressortir que la température moyenne mensuelle, la plus basse, est celle du mois de février avec 11.49 °C et que les mois les plus chauds sont juillet et août, avec des température moyennes de l'air atteint leur maximum 26,53 °C (Rapport, 2007).

Tab.III : moyennes mensuelles des températures [1999-2009] (O.N.M) station météorologique de Taher (Rapport, 2007).

Mois	Jan	Fève	Mars	Avril	Mai	Juin	Juill	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
M (°C)	11,54	11,49	13,39	15,38	19,8	23,09	24,81	26,53	23,5	20,85	16,04	13,66

M (°C) = moyenne mensuelle des températures

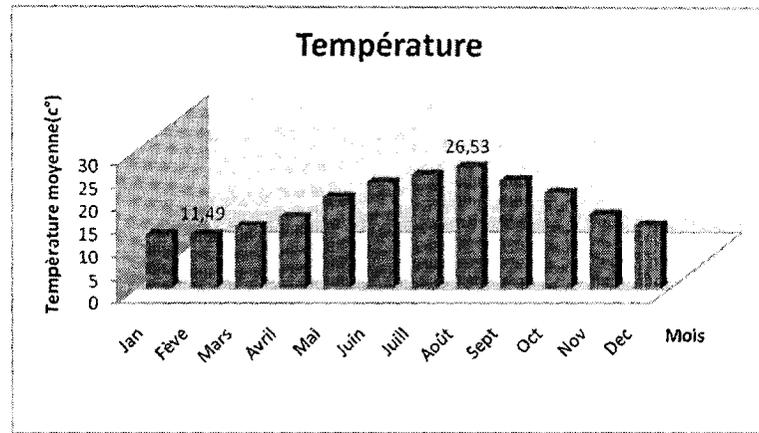


Figure (10): variation des températures moyennes observées durant la période (1997- 2006) (Rapport, 2007).

II-1-4-3 Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson

L'analyse de deux paramètres climatiques (précipitations et température) permet de tracer la courbe ombro-thermique de Gausson (Rapport, 2007) qui met en évidence deux périodes :

- ✓ L'une de sécheresse : s'étale du mois du mai au mois de septembre.
- ✓ Et l'autre humide : s'étale du mois d'octobre au mois de mai.

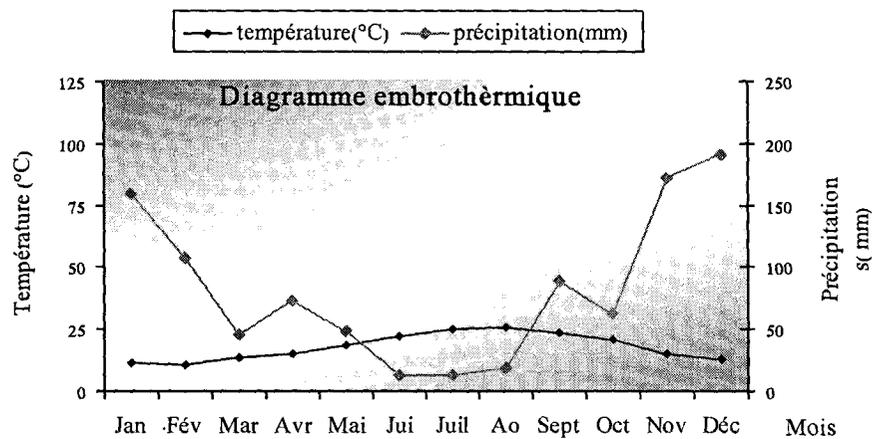


Figure (11) : Diagramme ombrothermique de Bagnouls et Gausson (Rapport, 2007).

II-1-5 Couvert végétal

Les écosystèmes aquatiques sont très favorables à la vie végétale et animale parce qu'ils représentent des lieux dans lesquels abondent les éléments nutritifs.

La végétation de notre zone d'étude est représentée par la présence de diverses espèces faisant partie aux différentes strates connues :

* une strate arborescente ou arbustive, constituée principalement de peuplier, tamarix, lentisque, rebus et de laurier rose.

* une strate herbacée constituée d'hélophytes et d'hygrophytes, composées essentiellement par le roseau commun (*Phragmites australis*), la massette (*Typha latifolia*), le scirpe (*Scirpus lacustris*), carex et certaines espèces de joncs (*Juncus lacustris*). On y rencontre également des espèces terrestres appartenant à différentes familles (Graminées, Borraginacées, Liliacées, Apiacées, Composées....) (**Rapport, 2007**).

II-1-6 Activités agricoles

Les bonnes conditions climatiques, les pluies et la fertilité des sols font de cette wilaya une région à vocation agricole. La superficie agricole totale est estimée à 99024 ha, soit la moitié de la superficie totale de la wilaya. La superficie utile est estimée de 43649 ha. Elle est occupée par deux types d'agricultures :

* une agriculture de montagnes occupe 65% de la superficie agricole utilisable, elle est beaucoup plus utilisée pour l'arboriculture dont principalement l'oléiculture est l'élevage des bovins.

* une agriculture de plaine occupe 35% de la superficie agricole utilisable, elle est le siège d'une productivité agricole à prédominance maraîchère majoritairement réalisée en serreiculture. Beaucoup de surfaces agricoles qui vont du petit jardin jusqu'à la ferme de grande superficie sont exploitées par des cultures de légumes et des fruits. Cette culture, est en effet connue pour être une grande consommatrice des produits phytosanitaire (**Rapport, 2007**).

II-2 Echantillonnage et technique de prélèvement

L'échantillonnage a été effectué au mois d'Avril dans la partie aval du bassin versant de l'Oued Nil à proximité de l'embouchure.

Le site est caractérisé par la présence d'une végétation importante qui se disperse sur les cotés de l'Oued, et d'une agriculture moderne utilisant des fertilisants.

Les rejets des eaux usées domestiques provenant de la ville de Taher et Chekfa sont déversés directement sans traitement préalable dans ce site par l'intermédiaire de l'Oued Chekfa et Oued Boukaraa.

Les échantillons du sol et de végétation ont été prélevés au bord de l'Oued. Plusieurs prélèvements élémentaires ont été effectués à 5 m d'intervalle. Ils ont été mélangés pour constituer un échantillon moyen homogène et représentatif du sol et de la végétation en place.



Figure (12): Photo de la zone d'étude

Les plantes étudiées sont des macrophytes qui poussent naturellement sur le site. Les espèces testées sont :

Le roseau (*phragmite australis*), le carex (*Carex riparia*) et scirpe lacustre (*Scirpus lacustris*).

Se sont des espèces héliophytes qui poussent naturellement sur des milieux de transition entre le terrestre et l'aquatique. Elles ont la capacité de croître sur des milieux contaminés et de tolérer une variété de polluants dans le sol et l'eau. Ces plantes sont les principales plantes utilisées dans les stations d'épurations par filtre végétal.

Notre choix est basé sur leur abondance dans la zone d'étude.



Figure (13): *Scirpus lacustris*

Règne: *Plantae*
Famille: *Cyperaceae*
Genre: *Schoenoplectus*
Espèce : *Scirpus lacustris*



Figure (14): *phragmite australis*

Règne: *Plantae*
Famille: *Poaceae*
Genre: *Phragmites*
Espèce: *Phragmite australis*

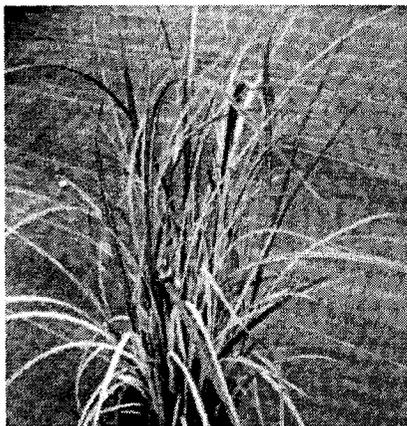


Figure (15): *Carex riparia*

Règne: *Plantae*
Famille : *Cyperaceae*
Genre: *Carex*
Espèce : *Carex riparia*

II-2-1 Prélèvements du sol

Les prélèvements du sol sont réalisés à l'aide d'une tarière en acier dur à une profondeur de 0-20 Cm. Les trois échantillons de terre sont ensuite déposés dans des sachets en plastique et transportés au laboratoire.

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.

- **Préparation d'échantillons de terre**

Une fois au laboratoire les échantillons du sol sont séchés à l'aire libre (température ambiante) à l'abri de la lumière solaire directe, homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2 mm, puis stockés dans des sachets en plastique. Ainsi toutes les analyses physicochimiques seront menées avec des échantillons préparés de cette façon (Abdelazime, 2004).

II-2-2 Prélèvement et transport des végétaux

Les prélèvements sont réalisés d'une façon manuelle ; à l'aide d'une bêche pour les parties racinaires, et d'un couteau pour les parties aériennes.

Les prélèvements des parties racinaires sont prélevés à la bêche puis émottées sur place pour éliminer le maximum de terre sans détacher les racinelles.

Les parties aériennes des plantes sont coupées à 3 Cm au-dessus du sol pour éviter toute contamination de terre.

Lors du prélèvement nous avons réalisés plusieurs réplifications pour constituer un échantillon moyen afin de garantir une représentativité inter-individu et une bonne représentativité de la zone. Afin de limiter les sources d'erreurs importantes liées à cette étape (prélèvement) les végétaux malades, mal formés, blessés sont écartés de prélèvement.

Les échantillons sont ensuite placés dans des sachets en plastiques et transportés au laboratoire dans une glacière à une température inférieure à 4°C, afin de conserver la qualité des échantillons en limitant leur fermentation et leur décomposition microbienne.

- **Préparation des échantillons au laboratoire**

Dès leur arrivée au laboratoire les échantillons sont séchés à l'étuve à 105 °C pendant 24 h puis broyer dans un mortier en porcelaine dur (il est recommander de re-déshydrater les échantillons à 40°C après broyage afin d'éliminer toute trace d'humidité) (Abdelazime, 2004).

II-3 Méthodes de dosage

II-3-1 Analyses physico-chimiques du sol

II-3-1-1 Granulométrie

La granulométrie a été déterminée par la méthode internationale à la pipette de Robinson, elle s'effectue sur une prise d'essai de terre fine (éléments inférieur à 2 mm), elle permet de connaître la répartition en taille des particules du sol (Argile, Sable, Limon).

2 μ	20 μ	2 mm	20 mm	
Argile	Limon	Sable	gravier	cailloux

- Lorsque la taille des particules est $<$ à 2 μ le sol est argileux. Lorsque elle comprise entre 2 et 20 μ le sol est limoneux. Entre 20 μ et 2 mm le sol est sableux, entre 2 mm et 20 mm le sol est graveleux et lorsque la taille des particules est $>$ à 20 mm le sol est caillouteux (Mathieu, Pielain, 2003).

Sur une prise d'essai de 10 g séchée à l'air libre nous établissons les étapes suivantes :

- Destruction de la matière organique par 50 ml de l'eau oxygénée ;
- Dispersion des particules par 20 ml l'hexamétophosphate de sodium ;
- Prélèvement des fractions argileuses et limoneuses par la pipette de Robinson;
- Fractionnement du sable sur un tamis de 50 microns ;
- Calcul des quantités et des poids des différentes fractions et expression des résultats en % et la détermination de la texture du sol à l'aide d'un triangle de texture (Mathieu, Pielain, 2003).

II-3-1-2 Mesure du pH

Le pH des sédiments est une donnée essentielle, car l'existence d'une phase minérale, sa spéciation et sa toxicité sont souvent des paramètres liés au pH.

Dans les sédiments, le pH dépend de l'activité biologique et de la capacité tampon du système. La réduction des Sulfates (SO_4^{2-}) en Sulfure (S^{2-}) entraîne une augmentation du pH alors que la dénitrification (réduction des nitrates (NO_3^-) en Azote (N_2)) entraîne sa réduction.

Dans ce dernier cas, on observe une dissolution des carbonates et une augmentation de la compétition entre les métaux et les ions hydrogènes vis-à-vis des sites d'adsorption ; ceci se

traduit par un relargage de métaux sous la forme hydratée et par suite une augmentation de leur biodisponibilité et de leur toxicité (Burgess and Scott, 1992).

A- Principe

On constitue une suspension de sol dans l'eau d'un rapport de 1/2.5 dans la quelle on mesure le pH, c'est-à-dire la concentration en ions H^+ à l'état dissocié, dans le liquide surnageant.

B- Mode opératoire

Peser 20 g de terre (< 2 mm) séché à 40°C dans un bécher. Ajouter 50 ml de solution d'eau déminéralisée et agiter une heure. Laisser reposer 2 heures. Prolonger l'électrode dans le liquide surnageant et effectuer la mesure. Laisser la lecture se stabiliser durant plusieurs secondes. Noter les valeurs au deuxième décimal pré (Mathieu and Pielain, 2003).

II-3-1-3 Mesure de la conductivité électrique

- **Principe**

La conductivité électrique d'une solution du sol est un indice des teneurs en sels solubles dans ce dernier, elle exprime approximativement la concentration des solutés ionisables présents dans l'échantillon c'est-à-dire son degrés de salinité. Cette propriété électrochimique est basée sur le fait que la conductivité d'une solution s'accroît au fur et à mesure que les concentrations en cations et anions -porteurs de charges électriques- augmentent.

Le principe est basé sur l'extraction des sels d'un échantillon soluble dans l'eau, dans des conditions bien définies et dans un rapport sédiments sec/eau 1/5.

- **Mode opératoire**

Peser 50 g de sol sec tamisée à 2mm et l'introduire dans un flacon bouché de 1000 ml, ajouter 250 ml d'eau déminéralisée et agiter pendant 2 heures par l'agitateur rotatif.

Laisser reposer jusqu'à ce qu'il y ait sédimentation de la terre, et transverser le liquide surnageant dans un bécher de 250 ml. Faire les mesures conductimétriques (Mathieu and Pielain, 2003).

II-3-1-4 Dosage de La matière organique (méthode de walkly-blak modifiée)

- **Principe**

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir du dosage de l'un de ses constituants : le carbone organique, le carbone organique (CO) est estimé à 58% de la matière organique (MO) d'où : % MO = % CO x 1.724

La méthode de détermination du carbone organique est basée sur l'oxydation de ce dernier par le bichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$) en milieu acide sulfurique (source de chaleur).

La quantité de $K_2Cr_2O_7$ utilisée excède la quantité nécessaire pour l'oxydation du CO. L'excès de $K_2Cr_2O_7$ qui n'a pas réagi est ensuite dosé en retour par une solution titré d'un réducteur qui est le sulfate ferreux (sel de Mohr) en présence de ferroïne (indicateur redox).

- **Mode opératoire**

Echantillonner et peser un poids $P= 2g$ de terre broyé, séchée et tamisée à 2 mm et verser dans une fiole conique. La détermination du poids P varie avec la teneur en matière organique de l'échantillon. Plus la terre est riche en MO plus la prise d'essai sera faible.

Ajouter 10 ml de la solution de bichromate de potassium, agiter la fiole conique d'un mouvement de va et vient doucement. Verser d'un coup, avec l'éprouvette de 20 ml d'acide sulfurique 95% dans la suspension, agiter pendant une minute ; laisser reposer 30 mn, ainsi l'oxydation peut se développer. Au bout de 30 mn ajouter 150 ml d'eau déminéralisé pour stopper la réaction, ajouter 6 gouttes de ferroïne. Doser avec le sel de Mohr en laissant couler celui-ci goutte à goutte au centre de la suspension à doser. Tout en agitant continuellement. Un échantillon normal prend la couleur sombre au contact de la ferroïne, et vire finalement au rouge. la concentration de la solution sel de Mohr varie dans le temps. Il faut la déterminer à chaque série d'analyse. Pour cela traiter un échantillon témoin sans terre au même temps et dans les mêmes conditions, la concentration de sel de Mohr est donné par.

$$C = 10/V_2$$

V_2 : volume de la solution de sel de mohr versé par le témoin

C : la concentration de la solution de sel de Mohr.

$$CO = 0,39 (10 - V_1C) / P$$

V_1 : volume de la solution de sel de Mohr versé pour l'essai

P : poids prise de terre.

Comme la matière organique ne renferme que 58 % de carbone, il faut multiplier le pourcentage de CO par le facteur $100/58=1,724$ pour avoir le pourcentage de la matière organique (**Mathieu and Pieltain, 2003**).

II-3-1-5 Dosage du calcaire total

On utilise la propriété de carbonates de calcium de se décomposer sous l'action d'un acide en eau et CO_2 .

- **principe**

On décompose par un acide fort (acide chlorhydrique) le carbonate de calcium contenue dans l'échantillon de terre et on mesure le volume de gaz carbonique dégagé par la réaction à la température et à la pression atmosphérique :



Le volume de gaz carbonique dégagé lors de la réaction est mesuré à l'aide de Calcimètre de Bernard. En comparant les deux volumes, on détermine le taux de carbonates exprimé en carbonate de calcium de l'échantillon de sol.

- **Mode opératoire**

Introduire la prise d'essai de poids $P= 5$ dans une erlènemyer muni d'une extension latérale en doigt contenant 5 ml d'HCl, fermé la fiole on la raccrochant au calcimètre ; faire couler l'HCl sur l'échantillon du sol pour attaquer le carbonate de calcium,

Si le sol contient le calcaire, il se produit un dégagement du CO_2 déplaçant l'eau dans la colonne de Calcimètre d'un volume V_1 .

Procéder de la même manière avec un témoin constitué de 0.3 g CaCO_3 pur, soit V_2 le volume obtenu.

Pour calculer le pourcentage du CaCO_3 on applique la formule suivante :

$$\text{Ca CO}_3 \% = \frac{30V_1}{V_2P}$$

II-3-1-6 Dosage de la capacité d'échange cationique

La CEC est la quantité de cations qu'un sol peut adsorber (100 g de matière sèche).

- **Principe**

La mesure de la CEC est basée sur le déplacement des cations du sol par l'oxalate d'ammonium puis la titration par H_2SO_4 , elle est caractérisée par un point de virage au niveau de chaque volume de H_2SO_4 titre fait apparaitre une couleur verte.

- **Préparation de la solution du sol**

A 5 g ajouter 7,5 mg de CaCO_3 et 50 ml de la solution de d'oxalate d'ammonium, agiter pendant 3 h et laisser reposer 10 à 12 h dans un réfrigérant.

- **Mode opératoire**

Mettre 10 ml de la solution du sol. Ajouter 10ml de la solution de NaOH puis 190ml d'eau distillée et quelques gouttes du phénol phtaléine dans un ballon d'un litre. Muni d'une chauffe ballon.

Dans le bécher de collection mettre 40 ml d'acide borique puis quelques gouttes d'indicateur de Tachiro. Dans la colonne de titration on met la solution d' H_2SO_4 puis on applique la formule de calcul suivante :

$\text{CEC} = (V_2 - V_1) \times C \times 50 \times 2 \times 100 / m \cdot v$ C : concentration de $\text{H}_2\text{SO}_4 = 0,025 \text{ mol/l}$.

V_2 : volume du témoin.

m : prise d'essai= 5 g de sol.

v : prise d'essai= 10 ml de la solution du sol

V_1 : volume de l'échantillon.

(AFNOR, 1998).

II-3-2 Méthode de dosage des éléments traces métalliques (Spectrophotométrie d'absorption atomique SAA)

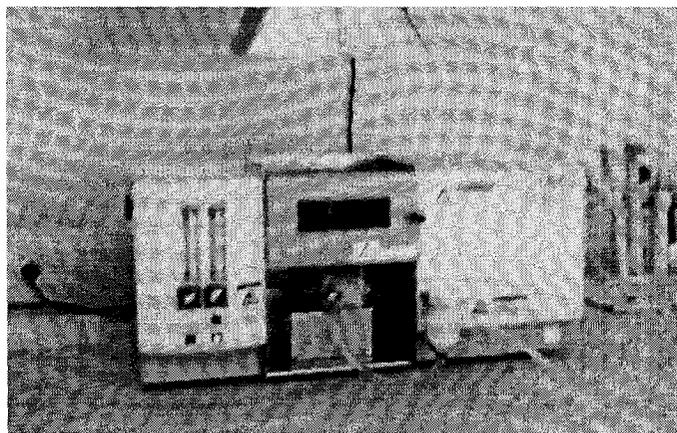


Figure (16): Photo de spectrophotometre d'absorption atomique

II-3-2-1 principe de la SAA

Cette méthode mesure l'émission d'une radiation par les atomes lorsqu'un atome d'un élément est excité par une énergie. Il devient instable, et va donc restituer cette énergie sous forme de radiation lumineuse pour revenir à son état initial.

L'utilisation de ce phénomène constitue la base de spectromètre d'émission.

Le même élément dispersé à l'état atomique dans une flamme possède également la propriété d'absorber tout rayon de la même fréquence F. Il résulte une absorption du rayonnement incident lié à la concentration de l'élément considéré par une relation de la forme : $\text{Log } I_0/I + KLC$

I_0 =intensité de la radiation incidente.

I =intensité de la radiation après la traversée de la flamme.

C =concentration dans la solution de l'élément considéré.

K =constant (Debièche, 2002).

II-3-2-2 préparation des extraits d'échantillons (sol, plantes)

Le dosage des ETMs dans les échantillons sols, plantes, consiste à préparer l'extrait de ces différents compartiments et de le doser par SAA.

A- préparation du sol (mis en solution par attaque à l'eau régale)

Le procédé d'extraction consiste à ajouter à 2 g du sol pris à partir d'un échantillon broyé dans un mortier puis passé au tamis de 25 μm , 15 ml d'HCl et 5 ml HNO_3 dans un bécher de 100 ml. Laisser en contact pendant une nuit afin de permettre une oxydation lente de la matière organique, puis chauffer dans le bain de sable pendant 2 h à une température de 180°C. Après refroidissement le contenu de bécher est filtré sur papier filtre dans des fioles de 100 ml puis compléter jusqu'au trait de jauge avec l'eau déminéralisée (Mathieu and Pieltain, 2000).

B- Préparation de l'extrait de plantes

- **Digestion sulfo-nitrique-eau oxygénée selon Hoening et al (1979)**

Peser dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, 1 g de l'échantillon préalablement séché (24 heures à 105 °C) et broyé. Introduire par le haut de celui-ci 1 ml d'acide sulfurique concentré, 3 ml d'acide nitrique concentré et 3 ml d'eau oxygénée à 30 %. Porter doucement à ébullition en contrôlant la formation possible de mousse ; maintenir en ébullition douce durant 15 mn. Après refroidissement, filtrer le contenu de l'erlenmeyer sur papier filtre dans une fiole jaugée de 50 à 100 ml selon les besoins.

Rincer plusieurs fois le résidu insoluble retenu sur le filtre par quelques ml d'eau déminéralisée, amené à volume (Dhaou-djabin, 2005).

III-Résultats et discussion

III-1 Résultats et interprétation

III-1-1 Propriétés Physicochimiques du sol

Les résultats obtenus pour l'analyse physicochimiques du sol de notre zone d'étude sont rassemblés dans le tableau IV et V.

Tab .IV : granulométrie du sol

Nature des particules du sol	Sable	Limon	Argile	Type textural
pourcentage(%)	85	15	10	Sablo-limoneux

Les analyses granulométriques du sol de notre zone d'étude montre que le pourcentage le plus élevé est celui du Sable (85 %), suivi de Limon (15 %) et en fin celui d'Argile (10 %).

Tab.V : Caractéristiques physicochimiques du sol

Paramètre	pH	CE	CaCo ₃	CEC	MO
1	7,57	294	1,29	3,5	2,06
2	7,54	280	1,24	3,32	2,38
3	7,73	296	1,16	4	2,45
Moyenne ± Ecartype	7,61±0,10	290±8,71	1,23±0,06	3,60±0,35	2,22±0,20

Les analyses physicochimiques du sol de notre zone d'étude montrent que la valeur du pH est de 7,61, celle de la CE est de 290, la valeur du CaCo₃ est de 1,23 %, la valeur de la CEC est égale à 3,60 meq/100g et enfin celle de la MO est de 2,22 %.

III-1-2 ETMs dans le sol

Les résultats d'analyses des ETMs réalisés sur le sol de notre zone d'étude sont présentés dans le tableau VI et la figure (17).

Les concentrations moyennes du sol les plus élevés sont celles de Zn (104,89 mg/Kg) suivi de Cu (91,29 mg/Kg), du Pb (71,25 mg/Kg) et enfin Cd (7,65 mg/Kg).

Tab.VI : Teneur en ETMs dans les sols

ETM (ppm)	Cd	Pb	Zn	Cu
1	7,63	71,64	105,13	92,62
2	7,50	72,13	104	91,22
3	7,83	70	105,55	90,05
Moyenne	7,65±0,16	71,25±0,91	104,89±0,77	91,29±1,28

III-1-2 ETMs dans le sol

Les résultats d'analyses des ETMs réalisés sur le sol de notre zone d'étude sont présentés dans le tableau VI et la figure (17).

Les concentrations moyennes du sol les plus élevés sont celles de Zn (104,89 mg/Kg) suivi de Cu (91,29 mg/Kg), du Pb (71,25 mg/Kg) et enfin Cd (7,65 mg/Kg).

Tab.VI : Teneur en ETMs dans les sols

ETM (ppm)	Cd	Pb	Zn	Cu
1	7,63	71,64	105,13	92,62
2	7,50	72,13	104	91,22
3	7,83	70	105,55	90,05
Moyenne ± écartype	7,65±0,16	71,25±0,91	104,89±0,77	91,29±1,28
Normes (ppm)	0,35	35	90	30

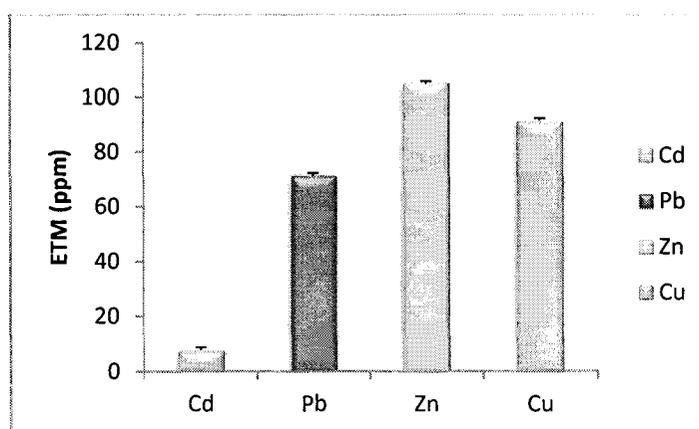


Figure (17) : Teneur en ETMs dans le sol

III-1-3 ETMs dans les plantes

Les résultats d'analyses des ETMs dans les parties aériennes et racinaires des différentes espèces végétales étudiés sont présentés dans le tableau VII et les figures (18), (19), (20), (21).

Tab.VII : Teneur en ETMs dans les plantes

ETM (ppm)		Cd	Pb	Zn	Cu
Espèces					
Espèce 1	Feuilles	0,45	7,46	49,49	13,80
	Racines	0,60	4,97	54,36	16,28
Espèce 2	Feuilles	0,60	0,3	40,31	12
	Racines	1,42	0,99	51	20,95
Espèce 3	Feuilles	0,30	21,39	45,13	13,05
	Racines	1,19	2,49	52,55	28,90
Normes (ppm)		5	30	100	20

III-1-3-1 Cadmium

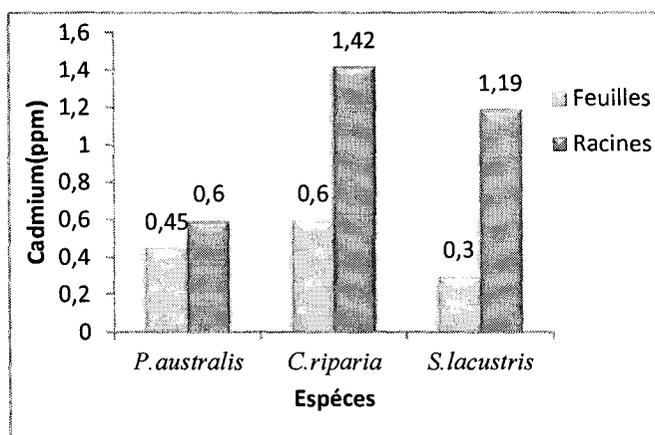


Figure (18) : Teneur en Cadmium dans les plantes

D'après la figure (18) nous observons que les valeurs du Cd fluctuent entre 0,3 mg/Kg et 1,42. Pour les trois espèces macrophytes les valeurs enregistrées dans les racines sont plus élevées que ceux dans les feuilles.

III-1-3-2 Plomb

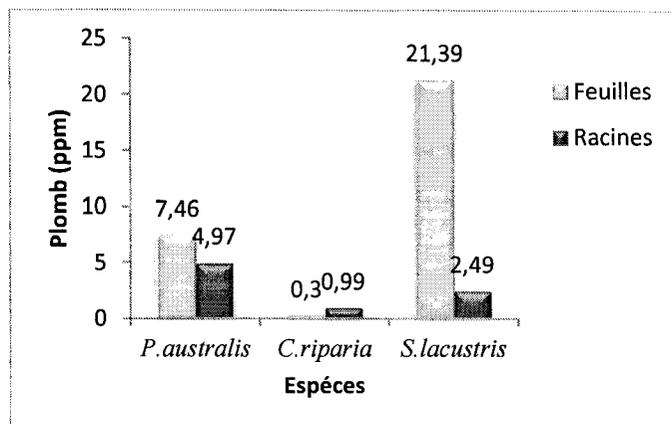


Figure (19) : Teneur en Plomb dans les plantes

La figure (19) nous présente les concentrations du Pb, mesurées dans les racines et les feuilles des différentes espèces végétales.

Nous remarquons que les teneurs en Pb sont plus importantes dans les feuilles que dans les racines pour les espèces (*Phragmite australis* et *Scirpus lacustris*) alors que pour l'espèce *Carex riparia* on observe l'inverse. La valeur la plus élevée est détectée dans les feuilles de l'espèce *Scirpus lacustris* avec une valeur de 21,39 mg/Kg alors que la minimale est enregistrée dans les feuilles de l'espèce *Carex riparia* 0,3 mg/Kg.

III-1-3-3 Zinc

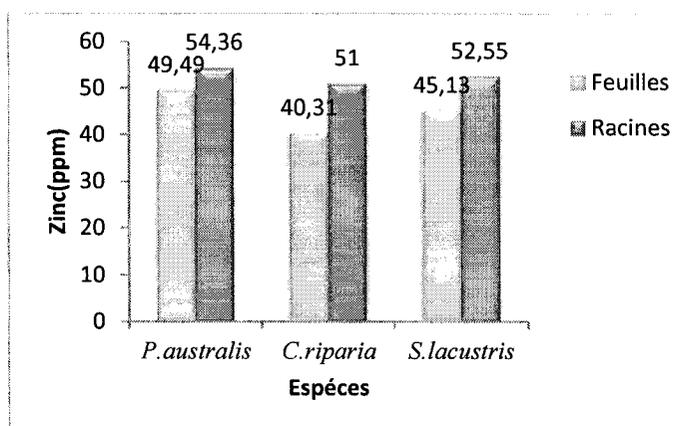


Figure (20) : Teneur en Zinc dans les plantes

Les résultats illustrés dans la figure (20) montrent des valeurs du Zn qui sont relativement élevées par rapport aux autres métaux : Cd, Cu, Pb. Elles varient entre 40,31 mg/Kg dans les feuilles de l'espèce *Carex riparia*, et entre 54,36 mg/Kg dans les racines de l'espèce *Phragmite*

australis. Nous notons aussi que les concentrations de Zn dans les racines sont plus élevées que dans les feuilles pour les trois espèces.

III-1-3-4 Cuivre

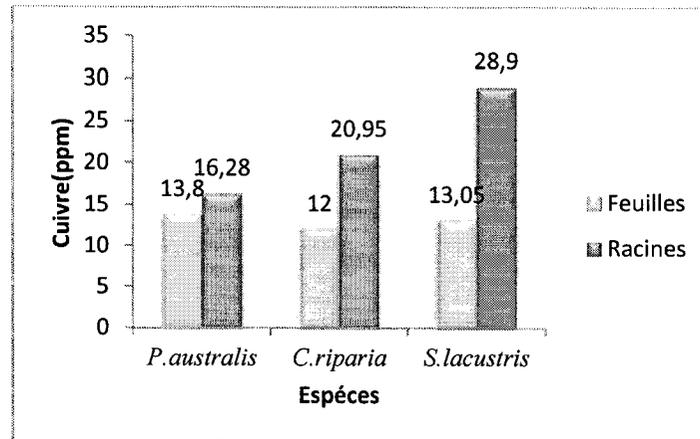


Figure (21) : Teneur en Cuivre dans les plantes

Les valeurs du cuivre mesurés dans les racines et les feuilles des trois espèces végétales sont représentées dans la figure (21) elles sont comprises entre 12 et 28,9 mg/Kg. Nous remarquons aussi que les teneurs les plus élevées sont enregistrées dans les racines par rapport aux feuilles.

III-2 Discussion

En reportant les pourcentages de sables, limons, et argiles dans le triangle de texture proposé par le ministère de l'agriculture des états unis (USDA) (Bonneau et Souchier, 1979), le sol a une texture d'un sable limoneux.

La valeur moyenne du pH mesurée pour le sol est de l'ordre de 7,61. Cela montre que le pH du sol de notre zone d'étude est neutre.

D'après le tableau V la conductivité électrique présente une valeur moyenne de 290 $\mu\text{s}/\text{cm}$. Ce qui montre que le sol de notre zone d'étude appartient à la classe des sols salés, ce qui révèle un taux plus important de sels solubles dans ce dernier due à l'érosion et au lessivage du sol.

La teneur en calcaire totale (CaCO_3) du sol est estimée de 1,23 %, en comparant cette valeur aux normes d'interprétation citées dans le tableau II (annexe I), nous pouvant les classer dans la classe des sols peu calcaire. Ceci est dû à la nature sableuse limoneuse du sol et à l'origine géologique des terrains. Le calcaire total joue un rôle important dans les sols, sont équilibre de dissociation contrôle partiellement le pH et une teneur en carbonates rend le sol calcaire. D'après les normes d'interprétation de la matière organique (Roula, 2005) tableau I (annexe I)

nous avons constaté que le sol de notre zone d'étude est classée dans la classe des sols moyenne (2,22%). Dans le sol la MO provient des résidus végétaux et animaux à divers degrés de décomposition, des produits de synthèse biologique ou de réaction chimique à partir des produits de dégradation (**Mathieu and Pielain, 2003**).

La valeur de CEC représentée dans le tableau V est de 3,6 meq/100g, en comparant cette valeur avec celle des normes d'interprétation de la CEC (**AFNOR**) tableau III (annexe I). Nous constatons que le sol de notre zone d'étude est classé dans la classe très faible.

Généralement, la CEC variée d'une texture à l'autre, elle est plus faible dans la texture sableuse, ce qui est en accord avec nos résultats, et plus élevée dans la texture argileuse.

Les teneurs en ETMs (Pb, Cd, Zn, Cu) dans le sol de notre zone d'étude sont élevées par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés (Cd 0,35 mg/Kg ; Cu 30 mg/Kg ; Pb 35 mg/Kg ; Zn 90 mg/Kg (**Bowen, 1979**)). De tels résultats sont similaires à ceux trouvés par (**Marples, 1979 et Thomas, 1980**). Cela signe de contamination du sol par les ETMs.

La présence de ces ETMs dans le sol peut avoir des origines multiples. Elle serait liée, du moins en partie, à une activité agricole basée sur l'usage massif de fertilisants et de pesticides, sachant que les fongicides sont riches en Zinc et que les composés phosphatés contiennent d'importantes quantités de Cd (le Pb est souvent associé au Cd), de plus, le lessivage des terrains agricoles en périodes pluvieuses favorise l'accumulation des métaux dans les différents compartiments du sol. Les déchets urbains et les rejets domestiques, d'eau usée et d'élevage provenant de la ville de Taher et Chekfa sont aussi source importante des ETMs dans le sol. En plus de ces origines anthropiques s'ajoute les influences naturelles (le fond pédogéochimique).

La biodisponibilité et la mobilité des ETMs dans les sols dépendent des différents paramètres physicochimiques des sols à savoir: le pH, MO, CEC. Ainsi que la texture du sol.

Globalement, il y a une forte relation entre la granulométrie de l'échantillon étudié et les teneurs en ETMs. Les matériaux et horizons très sableux ou très limoneux sont naturellement les plus pauvres (**Baiz, 1997**).

D'autre part nous notons une très grande variation des concentrations des ETMs dans le sol et dans les espèces végétales étudiées, ainsi l'accumulation s'effectue dans un ordre décroissant dans les sols, les racines et enfin les feuilles.

Pour les quatre métaux (Pb, Cd, Zn, Cu) on note généralement une diminution des teneurs en métaux lourds dans les plantes (racines et feuilles) comparés aux sols.

Par ailleurs, les travaux de (Truong, 1997) ont montré que les macrophytes sont extrêmement tolérantes aux niveaux toxiques de Pb, Cd, Cu, Zn dans le sol. Ils sont aussi capables de tolérer une variété des polluants dans le sol et l'eau. Ce qui en accord avec les résultats que nous avons obtenus.

Les analyses des métaux dans les parties racinaires et aériennes des trois macrophytes montrent des teneurs en Cd qui varient entre 0,3 et 1,42 mg/Kg, entre 0,3 et 21,39 mg/Kg pour le Pb, entre 40,31 et 54,36 mg/Kg pour le Zn et entre 12 et 28,90 mg/Kg pour le Cu. Nous remarquons que les teneurs les plus élevés en Pb et Cu sont enregistrés chez *Scirpus lacustris* ; alors que les teneurs les plus élevés en Cd et Zn sont obtenus respectivement chez *Carex riparia* et *Phragmite australis*. En comparant ces résultats obtenus avec les concentrations critiques au-dessus desquelles les effets de toxicités sont possibles (5 mg/Kg pour Cd, 20 mg/Kg pour Cu, 30 mg/Kg pour Pb et 100 mg/Kg pour Zn (Kabata Pendias et Pendias, 1992), nous constatons que les différentes valeurs sont inférieures à la norme pour les plantes. Ce résultat est similaire à celui trouvé par (Samecka-Cymerman et Kampers, 1996).

Néanmoins les concentrations déterminées révèlent un niveau de contamination qui n'est pas à négliger, cela suggère une absorption, puis une accumulation par translocation à partir de l'environnement immédiate de la plante.

Comme on vient de constater, différentes plantes ont des capacités de prélèvement des ETMs différentes et il est donc difficile de savoir si ce prélèvement est bas, normal, ou élevé.

Les valeurs de concentration en métal d'une « plante normale » à lesquelles on peut comparer les prélèvements d'une espèce données sont présentées dans le tableau IV (annexe I).

En faisant comparer nos résultats à ces valeurs on trouve que pour les trois espèces de macrophytes étudiées les valeurs sont supérieures à ceux mentionnées dans le tableau des teneurs normales. Donc, on conclue que ces espèces ont des capacités de prélèvement élevées.

Pour être appelée espèce hyperaccumulatrice, les plantes doivent présenter des concentrations supérieures ou égales à celles indiquées dans le tableau V (annexe I). En se référant à ces valeurs on trouve que nos résultats n'accèdent pas ces valeurs, donc ces espèces ne sont pas considérés comme hyperaccumulatrices.

Nous avons remarqué également que les racines des macrophytes accumulaient d'avantage d'ETMs dans leur racines que dans les feuillues. Ce phénomène s'explique essentiellement par le fait que le sol dont les macrophytes prennent racines est généralement plus concentré en ETMs que dans l'environnement extérieur. Ces résultats sont en accord avec ceux trouvés dans la littérature. En effet il a été démontré que les racines des macrophytes accumulent d'avantage le Pb, Cd et Mn que les feuilles (Carranza-Avarez et al, 2008).

Contrairement au Cd, Zn et Cu, les teneurs en Pb déterminées dans les plantes indiquent des valeurs plus élevés dans les feuilles que dans les racines. Ceci peut être dû aux apports atmosphériques et à la contamination des feuilles par les poussières. En effet, une étude effectuée au Katanga (Manda et al, 2010) sur 12 plantes réputée hyperaccumulatrices a révélée qu'en fait les valeurs élevées obtenus dans les anciens travaux (Gizenga, 2007., Malaisse et Grégoire, 1999) étaient due à l'insuffisance du protocole de nettoyage d'échantillons. Les auteures notent que la poussière est très chargée en métaux lourds (notamment le Pb). Il recommande le nettoyage d'échantillons avec un détergent.

Il semble par ailleurs que les espèces végétales qui se poussent sur le même sol et dans les mêmes conditions n'absorbent pas les mêmes quantités d'éléments traces et ne les stockent pas dans les mêmes organes tableau VII. Cela est fortement en relation avec le génotype de chaque plante (exclusive, accumulatrice, indicatrice) comme nous l'avons cités dans la bibliographie.

Or, *Phragmite australis* est connu pour accumuler certains ETMs (Zn, Pb, Cd et Cu) que d'autres plantes aquatiques (Aksoy et al, 2005), ce qui n'est pas le cas de nos résultats qui montrent que *Scirpus lacustris* est l'espèce qui accumule d'avantage les ETMs que les autres espèces, viens ensuite *Phragmite australis* et en fin *Carex riparia*.

Nous savons également que la bioaccumulation en ETMs dépend de nombreux facteurs tels que la texture du sol, le pH, CEC, MO...

La solubilité d'un élément trace dépend tout d'abord du pH. Un pH bas augment généralement la phytodisponibilité des ETMs car les ions H^+ ont 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 relargage des éléments traces dans l'eau des pores du sol.

Plus le sol est acide, plus le transfert de Cd, Cu, Pb, Cr, Co, Zn, Ni vers les plantes est important, car ces éléments sont solubles. En effet les réactions de précipitation et d'absorption augmentent avec le pH. Quand le pH du sol est supérieur à 7, la solution du sol contient surtout des

Conclusion

Les résultats obtenus de caractérisation du sol de bassin versant de l'Oued Nil ont montrés que ce sol est caractérisé par une texture sableuse- limoneuse à pH neutre, des teneurs en matière organique moyennes, une CEC faible, un taux important en sel soluble et présence de faible teneur en calcaire.

En ce qui concerne les éléments traces métalliques, le sol présente des concentrations élevées en Zn, Cu, Pb et Cd par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés, ce qui indique qu'il ya effectivement une contamination du bassin de l'Oued Nil par les éléments traces métalliques. La source principale de pollution identifiée dans ce bassin est liée aux activités anthropiques ; rejets d'eaux usées domestiques et le lessivage des déchets et des terrains agricoles avoisinantes.

Ainsi, les résultats de cette expérience ont montrés que les trois espèces macrophytes étudiées ont une bonne capacité de s'installer et de développer sur ce sol contaminé.

Pour les quatre métaux, nous avons noté une diminution des teneurs en métaux lourds dans les plantes comparée au sol. Nous avons également pu mettre en évidence que les racines accumulaient d'avenage que les feuilles.

Les concentrations des ETMs mesurés dans les plantes semblent être inférieures aux concentrations critiques au-dessus des quelles les effets de toxicité sont possible. Cependant la comparaison de ces valeurs avec celles de concentration en métal d'une « plante normale » a permit de les classer parmi les plantes à capacité de prélèvement élevée. Ces plantes peuvent donc être envisagées pour dépolluer des sols contaminés par les ETMs.

Conclusion

Les résultats obtenus de caractérisation du sol de bassin versant de l'Oued Nil ont montrés que ce sol est caractérisé par une texture sableuse- limoneuse à pH neutre, des teneurs en matière organique moyennes, une CEC faible, un taux important en sel soluble et présence de faible teneur en calcaire.

En ce qui concerne les éléments traces métalliques, le sol présente des concentrations élevées en Zn, Cu, Pb et Cd par comparaison avec les moyennes mondiales des sols non contaminés, ce qui indique qu'il ya effectivement une contamination du bassin de l'Oued Nil par les éléments traces métalliques. La source principale de pollution identifiée dans ce bassin est liée aux activités anthropiques ; rejets d'eaux usées domestiques et le lessivage des déchets et des terrains agricoles avoisinantes.

Ainsi, les résultats de cette expérience ont montrés que les trois espèces macrophytes étudiées ont une bonne capacité de s'installer et de développer sur ce sol contaminé.

Pour les quatre métaux, nous avons noté une diminution des teneurs en métaux lourds dans les plantes comparée au sol. Nous avons également pu mettre en évidence que les racines accumulaient d'avenage que les feuilles.

Les concentrations des ETMs mesurés dans les plantes semblent être inférieures aux concentrations critiques au-dessus des quelles les effets de toxicité sont possible. Cependant la comparaison de ces valeurs avec celles de concentration en métal d'une « plante normale » a permit de les classer parmi les plantes à capacité de prélèvement élevée. Ces plantes peuvent donc être envisagées pour dépolluer des sols contaminés par les ETMs.

Boyd, R.S., 1998. Hyperaccumulation as a plant defensive strategy. In: Brooks, R.R. (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Wallingford, pp. 181-200.

Brooks, R.R., 1998. Geobotany and hyperaccumulators. In: Brooks, R.R. (Ed.). Plants that Hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Wallingford, pp. 55-94.

Burgess, R.M., Scott, K.J., 1992. The significance of In-place contaminated marine sediments on the water column: processes and effects. In: Benhabilas, K., 2008. Evolution biotoxicologique du risque de contamination de sols et d'eaux naturelles par les métaux lourds susceptibles d'être présents dans des effluents de Tannerie. Thèse magister. Université de Jijel.

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

Carranza-Alvarez, C., Alonso-Castro, A.J., Alfaro-De La Torre, M.C., Garcia-De La Cruz, R.F. 2008. Accumulation and Distribution of Heavy Metals in *Scirpusamericanus* and *Typha latifolia* from an Artificial Lagoon in San Luis Potosí, México. Water Air Soil Pollut, 188, pp. 297-309.

Debièche, 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, Université de Franche - Comté, pp 38-60.

Delmas-Gadras, C., 2000. Influence des conditions physico-chimiques sur la mobilité du plomb et du zinc dans un sol et un sédiment en domaine routier. Thèse : Université de Pau et des pays de l'Adour, U.F.R. Sciences.

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

Devi, S.R., Prasad, M.N.V., 1999. Membrane lipid alterations in heavy metal exposed plants. In: Prasad, M.N.V. ET Hagemayer, J. (Eds.). Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, pp. 99-116.

Dhaou-El-Djabine, K., 2005. Evaluation et comportement des métaux lourds (Cd – Cr – Cu – Ni – Pb – Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique. (El-Hadjar – Annaba – est algérien). Influence de la végétation sur la dynamique de ces métaux. Thèse de doctorat. Université Mentouri de Constantine Département de la science de la nature et de la vie.

Djellit, H., 1987. Evolution tecto-métamorphique du socle Kabyle et polarité de mise en place des nappes des flyschs en petite Kabyle occidentale (Algérie). Thèse. Université de Paris Sud, 206 p. In Belli N. La contamination potentielle des eaux d'alimentation de la ville de Jijel par les métaux lourds serait-elle responsable de stress cellulaire. Mémoire de magister en écotoxicologie. Université de Jijel.

Dubé, J.S., 1997. Application d'un protocole analytique à l'évaluation de la distribution géochimique métaux lourds dans les sols contaminés. Thèse. Université Laval. Faculté des études supérieures, Canada.

Evans, L.J., 1989. Chemistry of metal retention by soils. Environmental Science and Technology, Vol.23 (9), p, 1046-1056, SL.

Gizenga, A., 2007. Programme du gouvernement 2007-2011, République Démocratique du Congo. Kinshasa, 70 p.

Hoening, M., Dupire, S., Wollast, R., 1979. L'atomisation électrothermique en spectrométrie d'absorption atomique et son application dans les études de l'environnement. Techniques et documentation, Paris.

Huynh, T.M.D., 2009. Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante /ver de terre/ microflore tellurique. Thèse. Université Paris est Ecole Doctorale Science de la Vie et de la Santé.

Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001. Trace elements in soils and plants. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.

Lasat, M.M., 2002. Phytoextraction of toxic metals: A Review of Biological Mechanisms. Journal of Environmental Quality 31, 109-120, SL.

Levitt, J., 1980. Responses of plants to environmental stresses. Volume II: Water, radiation, salt, and other stresses. Academic Press, New York.

Malaisse, F., Grégoire J., 1999. Contribution à la phytochimie de la Mine de l'Étoile (Shaba, Zaïre). Bull Soc Roy Bot Belg. 111, 252-260

Manda, B. K., Clinet, G., André, C., Manda, A.C., Marquet, J.P., Micha, J.C., 2010. Evaluation de la contamination de la chaîne trophique par les éléments traces (Cu, Co, Zn, Pb, Cd, U, V et As) dans le bassin de la Lufira supérieure (Katanga/RD Congo), Congo.

Marples, A.E., 1979. The occurrence and behaviour of cadmium in soils and its uptake by pasture grasses in industrially contaminated and naturally metal-rich environments. Ph.D. Thesis. University of London.

Mathieu, C., Pieltain, F., 2003. Analyse chimique des sols. Edition TES et DOC, Lavoisier, pp26-28.

Matthews, D.J., Moran, B.M., McCabe, P.F., Otte, M.L., 2004. Zinc tolerance, uptake, accumulation and distribution in plants and protoplasts of five European populations of the wetland grass *Glyceriafluitans*. Aquatic Botany 80, 39-52.

Matthews, D.J., Moran, B.M., Otte, M.L., 2005. Screening the wetland plant species *Alisma plantago-aquatica*, *Carexrostrata* and *Phalarisarundinacea* for innate tolerance to zinc and Comparaison with *Eriophorumangustifolium* and *Festucarubra* Merlin. Environmental Pollution 134, 343-351.

Meharg, A.A., 1993. The role of the plasmalemma in metal tolerance in angiosperms. Physiologia Plantarum 88, 191-198, SL.

McGrath, S.P., 1998. Phytoextraction for Soil Remediation. In: Brooks, R.R. (Ed.). Plants that hyperaccumulate heavy metals. CABI Publishing, Wallingford, pp. 261-287.

McNaughton, S.J., Folsom, T.C., Lee, T., Park, F., Price, C., Roeder, D., Schmitz, J., Stockwell, C., 1974. Heavy metal tolerance in *Typha latifolia* without the evolution of

tolerant races. Ecology 55, 1163-1165. Monni, S., Salemaa, M., White, C., Tuittila, E., Huopainen, M., 2000

Moussavou Moudouma, C.F., 2010. Etude des mécanismes d'accumulation du cadmium chez *Arabidopsis thaliana* (écotype Wassilewskija) et chez un mélèze hybride (*Larix eurolepis*) par des approches moléculaire et développementale. Université De Limoge. Sciences pour l'Environnement / Biologie - Science – Santé. Faculté des Sciences et Techniques, SL.

Pagotto, C., 1999. Etude sur l'émission et le transport dans les eaux et les sols. Des éléments traces métalliques et des hydrocarbures. En domaine routier. Thèse. Université de Poitiers Ecole des Mines de Nantes Laboratoire Central des Ponts et Chaussées, Paris

Ramade, F., 2007. Introduction à l'écotoxicologie: fondements et applications. TEC et DOC, Lavoisier(Ed). Paris, P 13.

Ramade, F., 1993. Dictionnaire encyclopédique des éléments de l'écologie des sciences de l'environnement. Ed. Science internationale, p822.

Rapport. 2007. la cité administratif (direction de l'environnement) wilaya de Jijel.

Remon, E., 2006. Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse: Université Jean Monnet Faculté des Sciences et Techniques, Paris.

Rengel, Z., 1999. Heavy Metals as Essential Nutrients. In: Prasad, M.N.V. & Hagemayer, J. (Eds.). Heavy metal stress in plants: From molecules to ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, pp. 231-251.

Robert, M., Juste, C., 1999. Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. In Club CRIN Environnement et Ministère de l'environnement. Spéciation des métaux dans le sol. Paris: CRIN.

Roula, S.E., 2005. Caractérisation physico-chimique et valorisation des boues résiduaires urbaines pour la confection des substrats de culture en pépinière hors sol, Thèse Mage. Agro, Université de Batna.

Rzepka, M.A., Cuny, D., 2008. Biosurveillance végétale et fongique des ETM atmosphériques,SL.

Samecka-Cymerman, A., Kempers A.J., 1996. Bioaccumulation of Heavy Metals by Aquatic Macrophytes around Wrocław, Poland. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 35, pp. 242-247.

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

Singh Br., Arwal R.et Almas A., 1997. Residual effect of organic matter on cadmium uptake by plants and its distribution in soils. Paris- France, p 9, 21.

Sposito, G., 1989. The chemistry of soils. Oxford University Press, Oxford

Susarla, S., Victor, F. Medina, V.F, McCutcheon, S.C., 2002. Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* 18 : 647-658, SL.

Tekkouk, M., 2005. Etude de la pollution par les sulfates des eaux de bassin versant de l'oued Djendjen. Mémoire de magister en hydrogéologie. Université de Constantine, pp262. In Belli, N. La contamination potentielle des eaux d'alimentation de la ville de Jijel par les métaux lourds serait-elle responsable de stress cellulaire. Mémoire de magister en écotoxicologie. Université de Jijel.

Termel-Schaub, T., Feix, I., 2005. Contamination des sols: transferts des sols vers les plantes. EDP Sciences/ADEME(Ed), Paris.

Thomas, J.F.A., 1980. Shipham Survey Comitee. Soil Contamination at Shipham-Report on Studies Completed in the Village and Advice to Residents. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, London.

Truong, P., 1997. An Overview of Research, Development and Application of the Vetiver Grass System (VGS) Overseas and in Queensland. The Vetiver Workshop, Queensland, Australia.

Vila, M., 2006. Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDX et le TNT : approches en laboratoire. Thèse : École doctorale : Transfert, Dynamique des Fluides, Énergétique et Procédés Spécialité : Science des Agroressources, SL.

Yong, R.N., Mohamed A.M.O., Warkentin B.P., 1992. Principles of contaminant transport in soils. Edition Elsevier. 327p, SL.

ANNEXE I

Tableau I : Normes d'interprétation de la matière organique d'après (Roula, 2005)

Taux de la matière organique (%)	Terre
<1	Très pauvre
1 à 2	Pauvre
2 à 4	Moyenne
>4	Riche

Tableau II : Normes d'interprétation du calcaire total selon (Baize, 1997)

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 III : Normes d'interprétation pour la CEC (AFNOR)

Classes	Très faible	Faible	Moyenne	Elevée	Très élevés
CEC méq/100g du sol	<5	5-10	10-15	15-20	>20

Tableau VI : teneur " normale " en métaux dans les plantes (Tremel-Scaub et Feix, 2005)

Eléments traces	Mg/Kg
Al	80
Cd	0,05
Cr	1,5
Co	0,2
Cu	10
Fe	150
Pb	1,0
Mn	200
Hg	0,1
Mo	0,5
Ni	1,5
Ag	0,2
Zn	50

Tableau V : définition d'une plante hyper-accumulatrice (plus basse concentration en métaux dans les feuilles) (Tremel-Scaub et Feix, 2005)

métal	Concentration dans les feuilles mg/Kg
Cd	> 100
Pb	>1000
Co	>1000
Cu	>1000
Ni	>1000
Mn	>10000
Zn	>10000

ANNEXE II

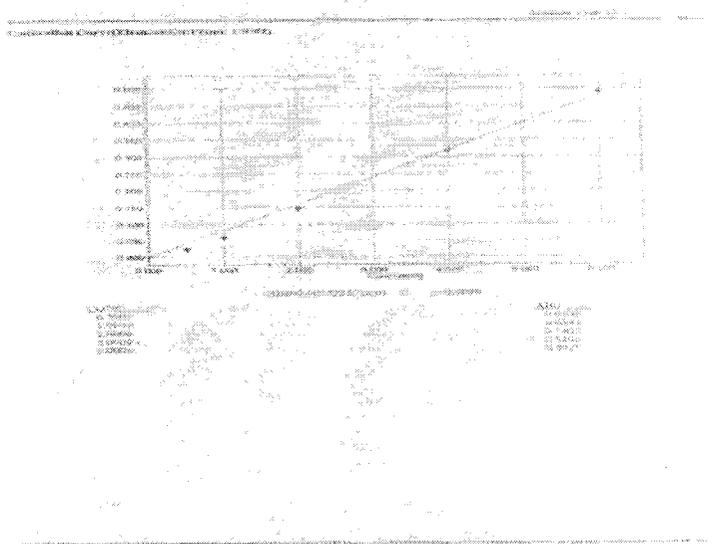


Figure 01 : Courbe d'étalonnage de Cadmium

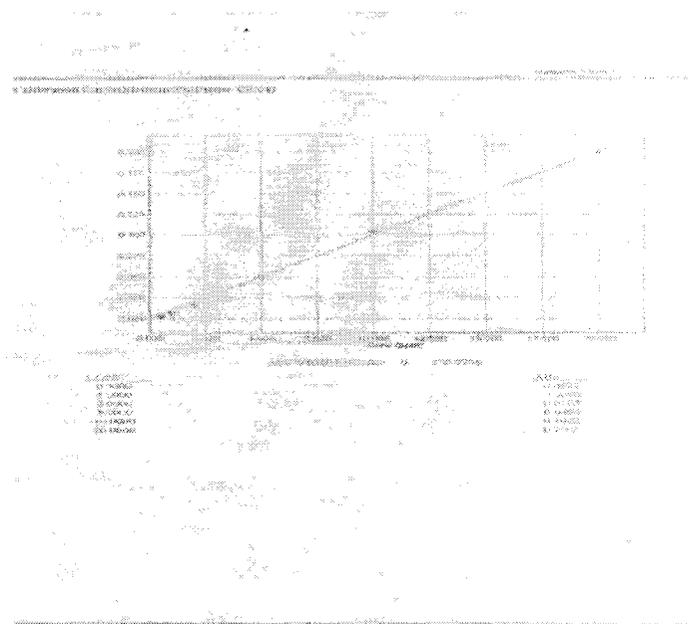


Figure 02: courbe d'étalonnage de Cuivre

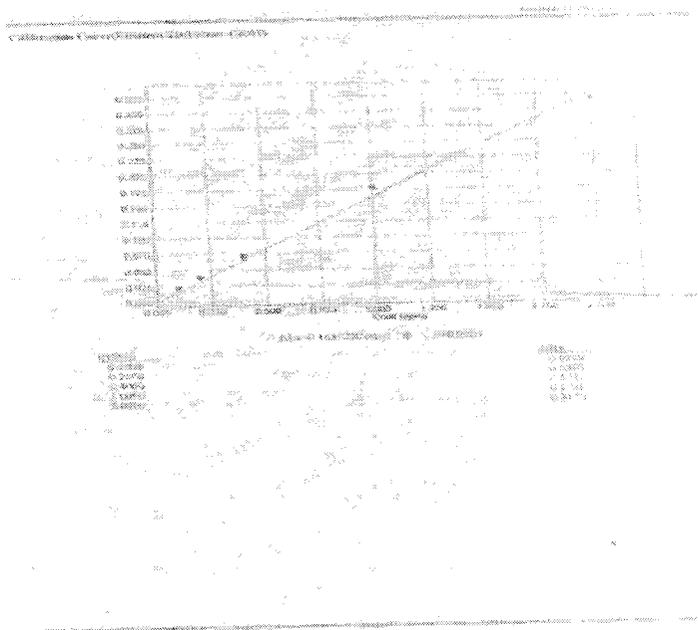


Figure 03 : courbe d'étalonnage de Plomb

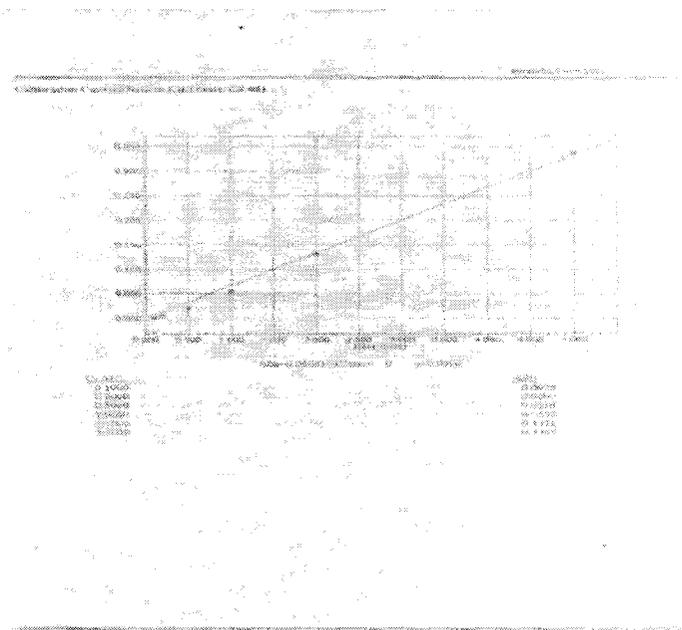


Figure 04: courbe d'étalonnage de Zinc

Réalisé par : Siari Wafia
Mezhoud Fatima

Date de soutenance : 04/07/2011

**Thème : EVALUATION DE LA TOLERANCE ET DE LA BIOACCUMULATION
DES ELEMENTS TRACES METALLIQUELE PAR CERTAINS
ESPECES VEGETALES DU BASSIN VERSANT DE
L'OUED-NIL**

Résumé

L'objectif de la présente étude est d'évaluer la teneur et la distribution des ETMs dans les différentes parties anatomiques (racines, feuilles) de trois espèces macrophytes (*Phragmite australis*, *Carex riparia*, *Scirpus lacustris*) en relation avec le niveau de contamination des sols du bassin versant d'Oued Nil.

Les resultats que nous avons obtenus montrent une contamination du sol par Pb, Cd, Zn et Cu. Ainsi les trois espèces macrophytes étudiées révèlent une tolérance à cette contamination, elles ont aussi capables d'absorber et d'accumuler des concentrations en ETMs dans les racines et les feuilles.

Mots clés: ETMs- sol- macrophytes- Oued Nil- tolérance- bioaccumulation

Abstract

The objective of this study is to evaluate the content and the distribution of ETMs in the various anatomical parts (roots, sheets) of three species macrophytes (*Phragmite australis*, *Carex riparia*, *Scirpus lacustris*) in relation to the level of contamination of the grounds of the catchment area of Nile Wadi.

The results which we obtained show a contamination of the ground by Pb, Cd, Zn and Cu. Thus the three species macrophytes studied reveal a tolerance with this contamination, they have also able to absorb and accumulate concentrations in ETMs in the roots and the sheets.

Key words: ETMs- ground macrophytes-Wadi the Nile-tolerance-bioaccumulation

ملخص

الهدف من هذه الدراسة هو تقييم محتوى وتوزيع العناصر المعدنية الثقيلة في مختلف الأجزاء التشريحية (جذور، الأوراق) لثلاثة أنواع من النباتات ذات الأوراق الكبيرة (*Phragmite australis*, *Carex riparia*, *Scirpus lacustris*) بالنسبة لمستوى تلوث التربة في حوض واد النيل.

النتائج التي تحصلنا عليها، تظهر تلوث التربة بواسطة الرصاص و الكاديوم والزنك والنحاس، وبالتالي الأنواع الثلاثة للنباتات كبيرة الاوراق المدروسة تظهر سماحية لهذا التلوث، كما أنها قادرة على إمتصاص و تخزين كميات من العناصر المعدنية الثقيلة في الجذور والأوراق.

الكلمات المفتاحية: العناصر المعدنية الثقيلة- تربة- نباتات كبيرة الأوراق- واد النيل- سماحية - تراكم.