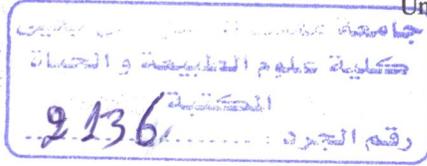


الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique

جامعة جيجل Université de Jijel



Faculté de Sciences de la Nature et de la Vie
Département des Sciences de L'environnement
et de Sciences Agronomiques

كلية علوم الطبيعة و الحياة
قسم علوم المحيط و العلوم الفلاحية

Mémoire de fin d'études
En vue de l'obtention de diplôme : Master 2 Académique en Biologie
Option : Toxicologie de l'environnement

Thème :

***Phytoremédiation des sols contaminés par les métaux
lourds : Tolérance et capacité d'élimination des plantes
aquatiques ou niveau du centre d'enfouissement
technique de beni Ahmed Jijel***

Jury :

- Présidente : *M^{me} Balli N.*
- Examineur : *M^r Roula S.*
- Encadreur : *M^r Mayache B.*



Présenté par :

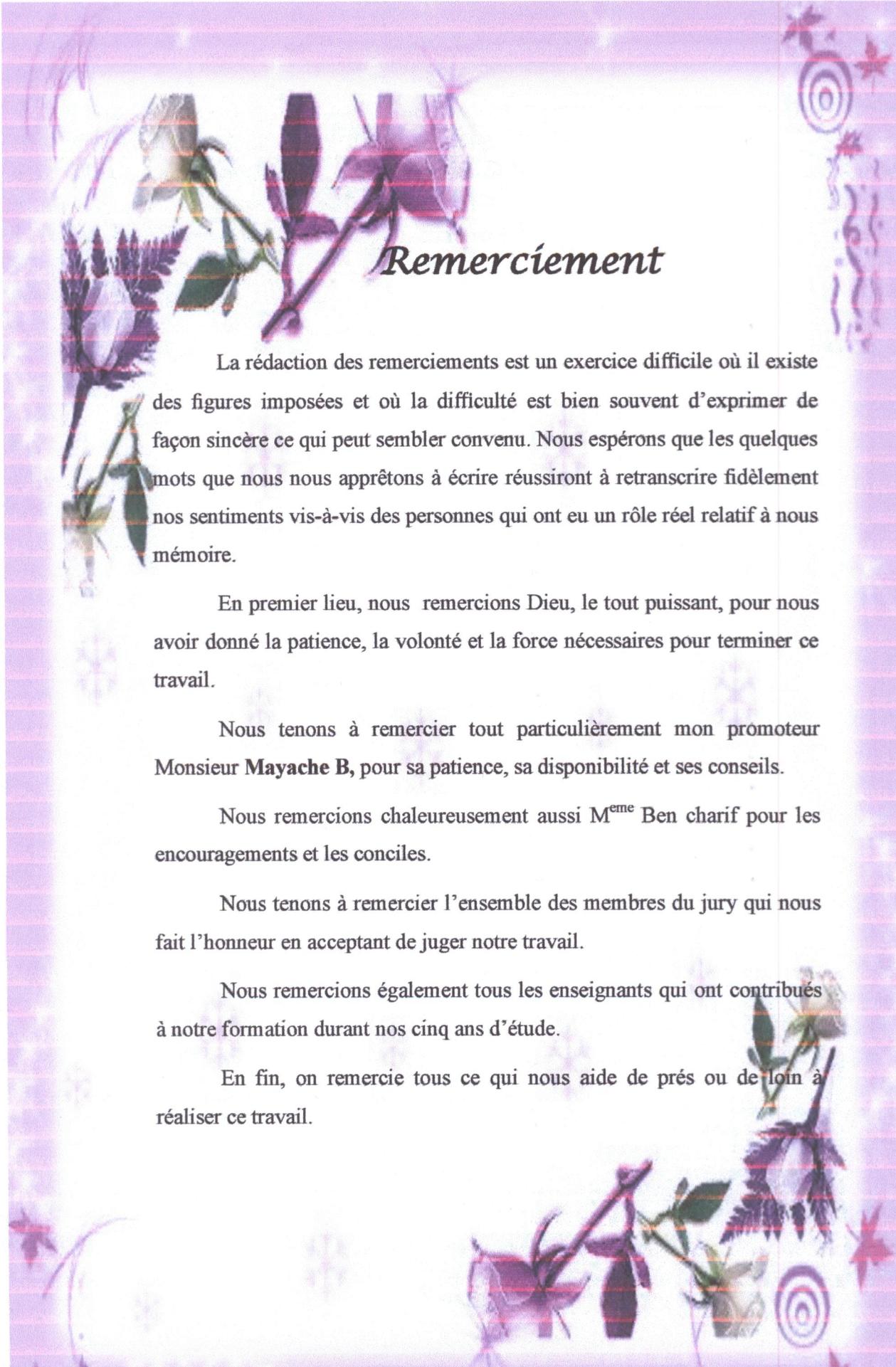
- *Tebboub Zoubeyda*
- *Djeghloul chadiya*

Numéro d'ordre :.....

Sessão :Juin 2013



قال الرسول صلى الله عليه وسلم:
" من أراد الدنيا فعليه بالعلم, ومن
أراد الآخرة فعليه بالعلم ومن
أرادهما معا فعليه بالعلم "



Remerciement

La rédaction des remerciements est un exercice difficile où il existe des figures imposées et où la difficulté est bien souvent d'exprimer de façon sincère ce qui peut sembler convenu. Nous espérons que les quelques mots que nous nous apprêtons à écrire réussiront à retranscrire fidèlement nos sentiments vis-à-vis des personnes qui ont eu un rôle réel relatif à nous mémoire.

En premier lieu, nous remercions Dieu, le tout puissant, pour nous avoir donné la patience, la volonté et la force nécessaires pour terminer ce travail.

Nous tenons à remercier tout particulièrement mon promoteur **Monsieur Mayache B**, pour sa patience, sa disponibilité et ses conseils.

Nous remercions chaleureusement aussi M^{ème} Ben charif pour les encouragements et les conciles.

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.

Dédicaces

Il est agréable au moment de présenter ce travail d'adresser mes dédicaces à :

Ma très chère mère, que je ne pourrai remercier assez, pour son soutien moral et matériel, sa compréhension, amour, tendresse, et ses sacrifices, que Dieux lui offre la santé.

Mon cher père pour ses sacrifices, pour mon bien être.

Mon très cher mari Hassen Amirouche

Mes chères sœurs : Samia, Fatima, Naima, faiysa, donya que Dieu lui offre tout ce qui est beaux.

Mes chers frères : Moad, Haroun, Hicham, Yaakoub, Alilo

Mes chères amies : Zoubeyda, hanan, Fatima, razika, Fadia, Wassila, Hassiba.

A tous mes collègues de promotion 2013.

A tous ce que j'aime et qui m'aiment, et ceux qui ont veillé de près ou de loin à l'achèvement de ce travail.

Chadiya

Dédicaces

Il est agréable au moment de présenter ce travail d'adresser mes dédicaces à :

Ma très chère mère, que je ne pourrai remercier assez, pour son soutien moral et matériel, sa compréhension, amour, tendresse, et ses sacrifices, que Dieux lui offre la santé.

Mon trésor père pour ses sacrifices, pour mon bien être.

Ma très chère sœur Nekhla et son mari Nasser et ses enfants : Idriss, Sara, Assia.

Ma sœur Rachida et son mari soufyne et leur fille serine.

Ma sœur fadia et son mari Nouradine et ses enfants : Rahim et kamro et yahi

Mon cher Bachir et sa femme Dalila et sa petite fille kamilia.

Mes chers frères et sœurs : Rachid, wahida, Imad, souad, Ibrahim et Samira

Mes chères amies : Chadia, Nassira, Houria, Fatima, Razika, Hala, Nora, Nassima

Mes chères cousines : Mariem, Chahra, Wafa, Ibtissem.

A tous mes collègues de promotion 2013.

A tous ce que j'aime et qui m'aiment, et ceux qui ont veillé de près ou de loin à l'achèvement de ce travail.

Sommaire

Liste des tableaux	i
Liste des figures	ii
Liste des Photos	iii
Liste des abréviations	iv

Sommaire

Introduction	01
<i>Première partie : synthèses bibliographique</i>	03
Chapitre I : Les décharges	03
I-1- Les déchets	03
I-1-1- Définition de déchet	03
I-1-2- La classification des déchets	03
I-1-2-1- Les déchets des ménages et assimilés	03
I-1-2-2- Les déchets non dangereux	03
I-1-2-3- Les déchets dangereux	03
I-1-2-4- Les déchets d'activités de soins	03
I-1-2-5- Les déchets inertes	04
I-1-2-6- Les déchets ultimes	04
I-2- Les décharges	04
I-2-1- Définition de décharge	04
I-2-2- Les types de traitement de décharge	04
I-2-2-1- Le tri	04

I-2-2-2- Le recyclage	05
I-2-2-3- La Régénération	05
I-2-2-4- L'incinération	05
I-2-2-5- Le centre d'enfouissement technique (CET)	05
I-2-2-5-1- Définition du centre d'enfouissement technique	05
I-2-2-5-2- Classification de centre d'enfouissement technique	05
I-2-2-5-3- Les nuisances de centre d'enfouissement technique	06
Chapitre II : Les macrophytes aquatiques	08
II-1- Définition des macrophytes	08
II-2- Les différents types de macrophytes aquatiques	08
II- 2-1- Amphiphytes	08
II- 2-2- Hydrophytes	08
II-3- Rôles des macrophytes aquatiques	10
II-3-1- Rôle physico-chimique	10
II-3-2- Rôle biologique	10
II-3-3- Rôle mécanique	11
II-4- Facteurs influant sur l'état des peuplements de macrophytes	12
II-4-1- Les facteurs abiotiques	12
II-4-2- Les facteurs biotiques	13
II-5- Utilisation des macrophytes en tant que bioindicateurs et biointégrateurs	14
Chapitre III : La Phytoremédiation	

III-1- Définition de phytoremédiation	15
III-2- Différents techniques de Phytoremédiation	16
III-2-1- Phytoextraction	16
III-2-1-1- Phytoextraction assistée	16
III-2-1-2- Phytoextraction continue	17
III-2-2- Phytostimulation	17
III-2-3- Phytostabilisation	17
III-2-4- Phytotransformation	17
III-2-5- Phytovolatilisation	18
III-2-6- Rhizofiltration	18
III-2-7- Phytodégradation	18
III-3- Phytoremédiation des sols contaminés par les métaux	18
III-4- Les avantages et inconvénients des techniques de phytoremédiation	19
III-4-1- Avantages	19
III-4-2 -Inconvénients	20
<i>Deuxième partie : partie pratique</i>	
Chapitre IV : Matériel et Méthodes	
IV-1- Présentation de la zone d'étude	21
IV-1-1- Présentation de la wilaya de Jijel	21
IV-1-2- Localisation de la zone d'étude	23
IV-1-2-1- Géologie et pédologie	23

IV-1-2-2-caractéristiques hydrologiques	23
IV-1-2-3-Climatologie	24
IV-2- Site de prélèvement	24
IV-3- Méthode d'analyse	24
IV-3-1- Compartiment Lixiviat	24
IV-3-1-1- Prélèvement de Lixiviat	24
IV-3-1-2- Préparation de l'extrait de lixiviat	27
IV-3-1-3- Méthodes de mesures et d'analyses	25
IV-3-1-3-1- Mesure de pH	25
IV-3-1-3-2- Mesure de la conductivité électrique	25
IV-3-1-3-3- Demande chimique en oxygène (DCO)	25
IV-3-2- Compartiment sol	25
IV-3-2-1- Prélèvement du sol	25
IV-3-2-2- Préparation des échantillons	26
IV-3-2-3- Préparation des extraits de sol	26
IV-3-2-4- Mode opératoire des analyses physico-chimiques du sol	26
IV-3-2-4-1- Mesure de pH	26
IV-3-2-4-2- Mesure de la conductivité électrique	26
IV-3-2-4-3- Dosage du calcaire total (calcimètre de Bernard)	27
IV-3-2-4-4- Dosage de la matière organique (méthode de Walkley-Black)	27
IV-3-2-4-5- La capacité d'échange cationique (méthode AFNOR)	27
IV-3-3- Compartiment plante	27

IV-3-3-1- Choix de plantes	29
IV-3-3-2- Prélèvement des plantes	29
IV-3-3-3- Préparation des échantillons	29
IV-3-3-4- Préparation des extraits des plantes	29
IV-4- Technique d'analyse des métaux lourds	29
IV-4-1- Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)	29
Chapitre V : Résultats et Discussion	
V-1- Compartiment Lixiviat	30
V-1-1- Résultats des analyses physico-chimiques du lixiviat	30
V-1-2- Résultats des analyses des métaux lourds	31
V-2- Compartiment sol	32
V-2-1- Résultats des analyses physico-chimiques du sol	32
V-2-2- Résultats des analyses des métaux lourds de sol	34
V-3- Compartiment plante	37
V-3-1- Résultats des analyses des métaux lourds	38
V-3-1-1- Cadmium	38
V-3-1-2- Plomb	38
V-3-1-3- Chrome	39
V-3-1-4- Manganèse	39
V-3-1-5- Cuivre	40
V-4- Dynamique des métaux lourds	40

Liste des tableaux

Tableau 01 : classification des principales catégories des macrophytes (Ramade, 1998).09

Tableau 02 : Gamme des concentrations des polluants métalliques les plus répandus dans l'environnement.....19

Tableau 03 : Résultats des analyses physico-chimiques du lixiviat.....30

Tableau 04 : teneurs totales en métaux lourds..... 31

Tableau 05 : Résultats des analyses physico-chimiques du sol.....33

Tableau 06 : Teneurs moyennes des métaux lourds dans le sol.....34

Tableau 07 : Teneurs moyennes des métaux lourds dans les plantes.....37

Tableau 08 : Concentrations en Cd, Pb, Cr, Mn et Cu dans le lixiviat en mg/L, le sol et les plantes.....42

Liste des figures

Figure 01 : Centre d'Enfouissement Technique.....06

Figure 02 : Exemple de peuplement de macrophytes commun dans la zone riparienne des lacs et autres écosystèmes lentiqes des pays tempérés..... 10

Figure 03 : Récapitulatif des différents processus de phytoremédiation décrit par le BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières)..... 15

Figure 04 : Situation géographique de la wilaya de Jijel.....21

Figure 05 : Carte de localisation du centre d'enfouissement technique de Beni Ahmed Echelle 1/250000.....22

Figure 06 : Variations des concentrations des métaux lourds dans le lixiviat.....32

Figure 07 : Variations des concentrations des métaux lourds dans le sol34

Figure 08: Variations des teneurs en Cd dans les plantes.....38

Figure 09 : Variations des teneurs en Pb dans les plantes.....38

Figure 10 : Variations des teneurs en Cr dans les plantes.....39

Figure 11 : Variations des teneurs en Mn dans les plantes.....39

Figure 12 : Variations des teneurs en Cu dans les plantes.....40

Figure 13 : Variations des facteurs de transfert lixiviat-sol.....43

Figure 14 : Variation de facteur de bioconcentration entre le sol et les racines.....44

Figure 15 : Variation de facteur de translocation entre les racines et les parties aériennes.....44

Figure 16 : variation de facteur de bioconcentration entre sol plante.....45

Liste des photos

Photo 01 : CET Béni Ahmed (photo personnelle)24

Photo02 : *Lactuca virosa* L..... 27

Photo 03: *Plantago lanceolata* L..... 28

Photo 04 : *Polygonum salicifolium* L.....28

Abréviations

AFNOR : Association française de Normalisation.

BRGM : Bureau de Recherches Géologiques et Minières.

°C : Degré Celsius.

CaCO₃ : Calcaire total.

Cd : Cadmium.

CE : La conductivité électrique.

CEC : Capacité d'échange cationique.

CET : Centre d'enfouissement technique.

cm : Centimètre.

Cr : Chrome.

Cu : Cuivre.

DCO : Demande chimique en oxygène.

EDDS : Ethylene diamine disuccinate.

EDTA : Ethylene diamine tetra acetic acid.

EGTA : Ethylene glyco-O, O'-bis-[2-amino-ethyl]-N, N, N', N',- tetra acetic acid.

ETM : éléments traces métalliques.

FBC : Facteur de bioconcentration.

FT : Facteur de translocation.

g : Gramme.

ha : hectare.

HCl : Acide chlorhydrique.

Kg : Kilogramme.

Meq : Milliéquivalent.

Mg/l : Milligramme par litre.

ml : Millilitre.

Mn : Manganèse.

MO : Matière organique.

Pb : Plomb.

% : Pourcentage.

pH : Potentiel d'hydrogène.

ppm : Partie par Million.

SAA : Spectrophotométrie d'absorption atomique.

μS/Cm : Micro semence par centimètre

Introduction

Introduction

Notre société est de plus en plus confrontée au problème des déchets. Les produits de consommation d'aujourd'hui sont souvent les produits de demain. Dans la vie quotidienne, nous ne prenons conscience du problème des déchets que lorsqu'il nous touche directement, que ce soit par la peur des déchets toxiques ou par la laideur des décharges sauvages.

Pourtant, même quand ils sont invisibles, les déchets finissent tôt ou tard par se rappeler désagréablement à notre souvenir. La composition des déchets est très complexe et toute erreur dans leur gestion ou leur traitement peut avoir de graves conséquences. Les déchets peuvent nuire à tout notre environnement : le sol par les sites contaminés, l'eau par les fuites des décharges défectueuses et l'air par les émissions de dioxine produite lors de l'incinération des déchets à l'air libre ou dans les cheminées. Toutes ces formes de pollution finissent toujours par porter atteinte à notre santé ou à notre bien être.

Un système complexe et coûteux doit être organisé pour éliminer ces déchets : le ramassage des ordures, constitue la plus grande part des frais, mais le traitement final de ces derniers devient plus difficile à mesurer que leur quantité augmente (Johnston et Carlier, 1991). La façon la plus courante de se débarrasser des ordures ramassées est de les déverser dans des décharges sauvages comme le cas de la décharge de Mazghitane (Jijel) qui a connu une situation critique, ce qui a obligé les autorités compétentes de construire une nouvelle décharge contrôlée, située au niveau de Béni Ahmed (Jijel) pour remplacer l'ancienne décharge, et de ce fait diminuer les risques enjondrés par cette dernière.

Les teneurs des métaux lourds trouvées, confrontées aux valeurs indicatives, nous permettent de juger du niveau de contamination des sols considérés.

A coté de l'évaluation des teneurs totales en métaux lourds, un travail de recherche bibliographique est nécessaire, il nous permettra de mieux saisir la notion des concepts de déchets et de décharges, sources émettrices de métaux lourds.

L'identification des mécanismes de transport et de transfert des métaux lourds dans la plante peut être valorisée pour le développement de techniques de dépollution alternatives des techniques physico-chimiques, telles que la phytoremédiation ; qui est l'utilisation des plantes dans la décontamination des sols pollués.

Beaucoup de plantes en présence de concentrations importantes en métaux lourds et voire les accumuler dans certains organes (racines, feuilles). Afin d'améliorer les connaissances des mécanismes de circulation des métaux dans la plante, s'inscrit notre travail dans le but de sélectionner les espèces appropriées pour la phytoremédiation et la décontamination du sol de la décharge contrôlée Beni- Ahmed (CET).

Dans ce cadre trois macrophytes aquatiques (*Plantago lanceolata* L. *Polygonum salicifolium* L. *Lactuca virosa* L.) ont été choisies pour la réalisation de cette étude.

Notre travail sera structuré de la manière suivante :

- Une première partie est une synthèse bibliographique, contient trois chapitres. Le premier chapitre est consacré à une bref définition d'une décharge, des déchets et leurs classifications et le deuxième portere des généralités sur les macrophytes aquatiques, en fin un troisième chapitre portere sur la phytoremédiation.
- Une seconde partie qui est la partie pratique, constituée de deux chapitres, ou le quatrième chapitre traitera le matériel et les méthodes utilisées et un cinquième chapitre consacré aux résultats et discussion. Le travail sera clôturé par une conclusion générale.

*Synthèse
bibliographique*

Chapitre I : Les décharges

I-1-Les déchets

I-1-1- Définition de déchet

Tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, tout matériau, produit ou substance destinée à l'abandon ou plus généralement, tout bien meuble abandonné, ou que son détenteur destine à l'abandon. Autrement dit, tout élément qui est abandonné est un déchet. Ce n'est pas pour autant que cet élément est inutilisable, en l'état ou après modification (Tissot, 2004 ; Balet, 2005 ; Damien, 2009).

I-1-2- La classification des déchets

Les déchets sont classés en différentes catégories elles même associées à différentes classes de décharges ou traitements :

I-1-2-1- Les déchets des ménages et assimilés

Les déchets ménagers et assimilés sont les déchets issus de l'activité domestique des ménages et les déchets des activités économiques collectés dans les mêmes conditions (Balet, 2005). Ils comprennent : les ordures ménagères et assimilées, la collecte en déchèteries, les collectes d'encombrants, les collectes de déchets verts (Djemaci, 2012).

I-1-2-2- Les déchets non dangereux

Cette catégorie concerne les déchets qui ne sont ni dangereux, ni inertes ; Elle comprend notamment : les déchets municipaux non dangereux et les déchets industriels banals (Tissot, 2004). Ils ne présentent aucun des critères de dangerosité. Ils s'agitent des déchets ménagers et des déchets usuels des petites entreprises : papiers, cartons, bois, textile, etc. (Andrieu et al., 2012).

I-1-2-3- Les déchets dangereux

Ils présentent un certain nombre de risques pour la santé : toxique, inflammable, explosif, corrosif, infectieux, cancérigène, mutagène (Desachy, 2001).

I-1-2-4- Les déchets d'activités de soins

Ces déchets sont issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif, curatif ou palliatif dans les domaines de la santé humaine ou vétérinaire. Ils regroupent les déchets à risques infectieux qui contiennent des micro-organismes viables ou leurs toxines susceptibles de causer une maladie chez l'homme et d'autres organismes vivants ainsi que des déchets d'activités

de soins (DAS) qui, même en l'absence de risques infectieux, peuvent être dangereux pour la santé humaine (Tissot, 2004 ; Damien, 2009).

I-1-2-5- Les déchets inertes

Ils s'agitent de déchets qui ne se décomposent pas, ne brûlent pas, ne sont pas biodégradables et ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique importante (Duval, 2004). Ils proviennent en règle générale des chantiers du bâtiment et des travaux publics mais aussi, en plus faible quantité, des ménages : sable, gravats, tuile, béton, ciment, carrelage (Andrieu et al., 2012 ; BRGM, 1994).

I-1-2-6- Les déchets ultimes

Un déchet ultime est un déchet résultant ou non du traitement d'un déchet qui n'est plus susceptible d'être traité dans les conditions techniques et économiques, notamment par extraction de la part valorisable ou par réduction de son caractère polluant ou dangereux (Maes, 2004).

I-2- Les décharges

I-2-1- Définition de décharge

Zones dans lesquelles sont déposés des déchets domestiques ou industriels. En principe, de telles installations sont localisées tout au moins en ce qui concerne les décharges dites contrôlées, la ou le substrat géologique est imperméable, afin d'éviter de polluer les nappes phréatiques (Ramade, 1998 ; 2000).

I-2-2- Les types de traitement de décharge

Le traitement est une opération qui permet de réduire le potentiel polluant du déchet dans des conditions contrôlées. Les procédés utilisés pour le traitement des déchets se répartissent en plusieurs catégories (Desachy, 2001).

I-2-2-1- Le tri

Le tri des déchets est la séparation des déchets selon leur nature en vue de leur traitement, par exemple le papier, plastique...etc. (Djemaci, 2012). Les centres de tris et conteneurs devraient également être plus accessibles aux particuliers sans voitures et gratuits ou peu coûteux (Desachy, 2001).

Principe du tri manuel : ce tri simple dans son principe, les objets à trier défilent sur un tapis roulant devant un ensemble d'opérateurs qui peuvent prélever les objets qu'ils identifient et qu'ils jettent dans les goulottes ou bacs appropriés (Duval, 2004).

I-2-2-2- Le recyclage

Ce mode de traitement concerne surtout le verre, le papier – carton, les emballages et les métaux : ces déchets font l'objet d'une collecte séparative déjà bien établie depuis longtemps et suivie d'un traitement spécifique de valorisation sous forme de recyclage : il s'agit d'une récupération de matière première, sans véritable transformation. Dans la plupart des cas, le matériau issu du recyclage est moins coûteux que la matière naturelle (Balet, 2005).

I-2-2-3- la régénération

La régénération est une opération de recyclage. Cette opération est basée sur des procédés de raffinage d'un fluide ou d'un solide, impliquant l'extraction de la fraction polluante ou indésirable contenue dans le déchet. Les différents types de régénération se sont la régénération des huiles, la régénération de solvants, Régénération de gaz fluorés en régénération des plastiques, régénération des catalyseurs (Andrieu et al., 2012).

I-2-2-4- L'incinération

L'incinération est une technique de transformation par l'action du feu. Incinérer signifie « réduire en cendres » ou, dit autrement, qu'on brûle complètement les matières à incinérer. L'incinération est utilisée comme technique pour le traitement de déchets au moyen d'un incinérateur de déchets. C'est une technique de gestion des déchets (Desachy, 2001).

I-2-2-5- Le centre d'enfouissement technique (CET)

Centre d'enfouissement technique (CET) est une décharge contrôlée dans laquelle les déchets sont stockés et contrôlés pour ne pas polluer le sol et minimisant les risques de pollution ou contamination de l'environnement (Balet, 2005).

I-2-2-5-1- Définition du centre d'enfouissement technique

Un CET est un ensemble composé de casiers, indépendants sur le plan hydraulique, eux-mêmes composés d'alvéoles, (Balet, 2005). Dans lesquelles sont entreposés les déchets. Les casiers sont entourés de digues étanches. L'étanchéité est assurée par superposition d'une "géomembrane" en mélange de fibres textiles et de matériaux drainant (fig.01) (Kehila et Mezouari, 2011).

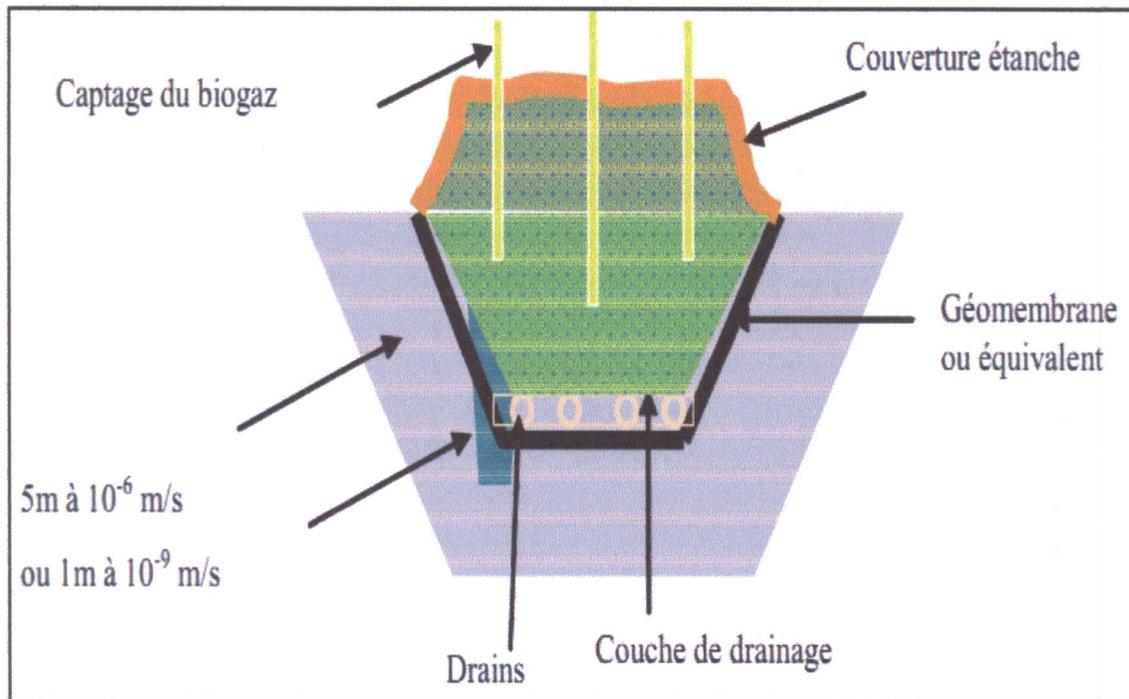


Figure 01 : Centre d'Enfouissement Technique

I-2-2-5-2- Classification des centres d'enfouissement technique

Les centres d'enfouissement technique (CET) sont divisés en trois catégories ou classes :

- **Le CET de classe I**, réservé aux déchets dits " spéciaux ou toxiques ".
- **Le CET de classe II**, réservé aux déchets ménagers et assimilés.
- **Le CET de classe III**, réservé aux déchets inertes (gravats...) (Balet, 2005 ; Lox et Houtain, 1999).
- **I-2-2-5-3- Les nuisances de centre d'enfouissement technique**

Les CET peuvent être à l'origine de plusieurs types de nuisances :

- **Génération d'odeurs** : pas de caractère dangereux mais la nuisance peut-être forte pour les riverains.
- **Génération de Lixiviats** : ou "jus de décharges" (Trebouet et al., 1998). Ils sont le mélange des éléments organiques de la décharges (déchets verts, déchets de cuisine, papier, cartons...) auxquels s'ajoute l'eau de pluie pour les casiers en cours de remplissage et surtout un ensemble d'éléments solubles contenus dans les déchets comme par exemple des métaux lourds et d'autres éléments toxiques (Salim, 2007).

- **Génération de biogaz** : une grande partie des gaz dégagés ne présente pas de risques sur l'organisme mais d'autres sont en revanche nocifs, essentiellement constitué de méthane et dioxyde de carbone. Ils sont généralement brûlés sur place à l'aide d'une torchère (Aina, 2006). La majorité du biogaz produit vient du processus anaérobie (fermentation anaérobie) qui est très complexe et qui dépend de nombreux paramètres (Salim, 2007). Dans ce cas, une partie du biogaz peut servir à fournir l'énergie nécessaire au processus de fermentation, et le reste peut être prélevé pour d'autres usages (Ngo et Régent, 2004).

On distingue : Les Rhizosphères, Les Emménophytes, Les Pleustophytes (tab.1) (Ramade, 1998 ; 2002 ; Waridel, 2003 ; Ladislas, 2011).

Tableau 01 : classification des principales catégories des macrophytes (Ramade, 1998).

Catégorie	Type	Caractéristiques	Exemples
Amphiphytes	Hélophytes	Plantes pourvues de racines à pory dressé : parties inférieures la plupart du temps immergées ; feuilles et inflorescences hors de l'eau	<i>Typha latifolia</i> , <i>Phragmites sp</i> , <i>Scripus sp</i> <i>Papyrus</i> , <i>prèlesaquatiques</i> , etc.
	Pseudohydrophytes	Plantes entièrement immergées en règle générale mais dont le cycle vitale exige une phase exondée des parties végétatives pour la reproduction.	<i>Juncus bulbosa</i> , <i>sagittaire</i>
	Pleustohélophytes	Plantes fixée dans ses jeunes stades, puis se détachants et flottant en surface.	<i>Glyceria fluitans</i>
Hydrophytes	Rhizosphères	Plantes fixées au substrat (sédiment ou fond d'une autre nature minéralogique) à feuilles flottantes avec ou non présence des feuilles submergées.	<i>Lotus</i> , <i>Nuphar</i> <i>Nymphaea</i> , <i>Potamogeton natans</i> , <i>Victoria regis</i>
	Emménophytes	Plantes intra-aquatiques, entièrement submergées, dépourvues d'organes de flottation	<i>Myriophyllum</i> , <i>Najas</i> <i>divers Potamogeton</i> , etc.
	Pleustophytes	Plantes libres non enracinées flottantes à la surface de l'eau à l'exception du système racinaires ; ou au contraire entièrement immergées	<i>Lemnacées</i> , <i>Hydrocharis</i> , <i>Eichornia</i> , <i>Salvinia</i> , <i>Ceratophyllum</i> , <i>Utricularia</i>

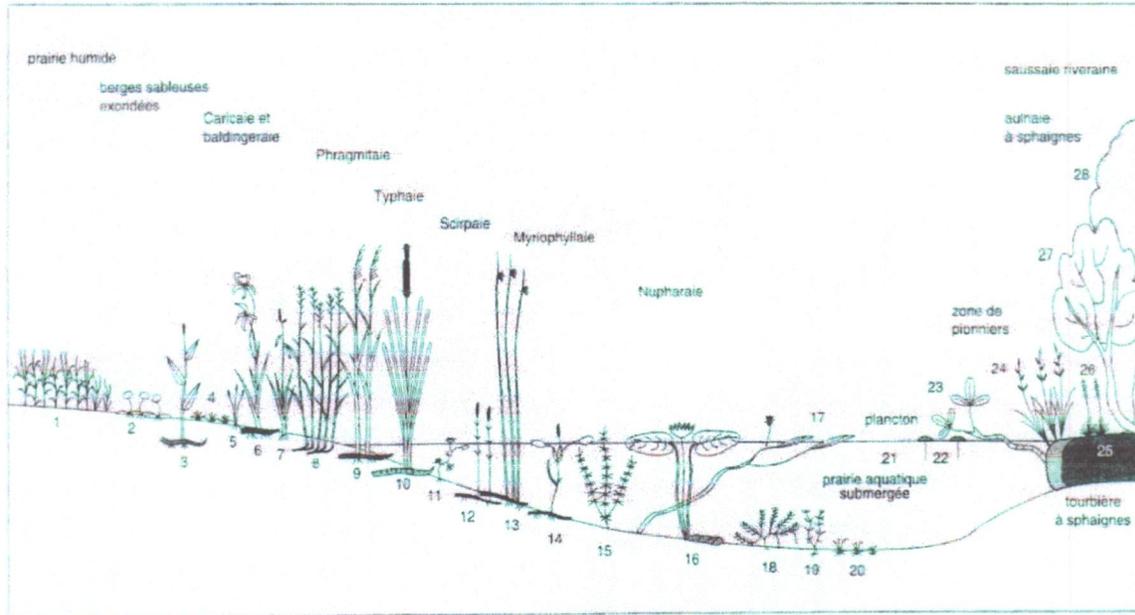


Figure 02 : Exemple de peuplement de macrophytes commun dans la zone riparienne des lacs et autres écosystèmes lenticques des pays tempérés (Ramade, 1998).

II-3- Rôles des macrophytes aquatiques

II-3-1- Rôle physico-chimique

- L'activité photosynthétique diurne des végétaux chlorophylliens produit de l'oxygène et absorbe le gaz carbonique.
- La quantité d'oxygène produite pendant le jour dépend des caractéristiques de la plante (état physiologique) et des paramètres propres au substrat aqueux (insolation, température, pourcentage de saturation du milieu). L'oxygène libéré, outre de permettre la respiration des animaux, a pour rôle essentiel de favoriser les oxydations (nitrifications).
- Quelles que soient leurs formes et leurs dimensions, les plantes sont indispensables dans tout écosystème aquatique. Durant la période nocturne, la fonction chlorophyllienne ne s'effectue pas, les végétaux, comme les animaux, utilisent l'oxygène dissous dans l'eau (Barbe, 1984).

II-3-2- Rôle biologique

➤ Production primaire

- Les végétaux constituent l'élément de base des chaînes alimentaires des biocénoses aquatiques. La production de matière organique à partir de substances dissoutes ou

colloïdales dans l'eau est l'expression de la synthèse du vivant à partir des composés élémentaires.

➤ Diversification des habitats

- Les peuplements végétaux et animaux au sein du milieu aquatique sont liés les uns aux autres non seulement par la nourriture que les premiers fournissent aux seconds mais également par les supports et les abris qu'ils leur procurent.
- La densité des peuplements de macroinvertébrés augmente considérablement en présence de végétaux. Il faut signaler enfin leur rôle d'abri pour les organismes qui viennent se cacher parmi la masse végétale de la vue de leurs prédateurs ou également y trouvent une protection contre l'ardeur du soleil estival (Joniak, 2007 ; Egbert, 1999).

➤ Source de nourriture

- Les végétaux peuvent être consommés directement par les organismes phytophages ou indirectement par des prédateurs du deuxième ou troisième ordre. Les algues planctoniques ou benthiques servent de nourriture à tous les alevins et à quelques poissons adultes (gardon, corégone).
- Leurs principaux consommateurs sont les petits invertébrés (rotifères, cladocères, copépodes) qui constituent la masse essentielle de la chaîne alimentaire des poissons. Certaines espèces de poissons (brèmes, carpes, cyprinidés asiatiques) sont herbivores et consomment feuilles ou tiges de phanérogames. Les mollusques, les crustacés et les larves d'insectes se nourrissent des plantes aquatiques (Barbe, 1984).

II-3-3- Rôle mécanique

➤ Entrave à l'écoulement

- Bien qu'ayant un rôle positif dans la lutte contre l'érosion et dans la fixation des sédiments meubles, la végétation aquatique peut engendrer simultanément par la présence de gros herbiers, un effet négatif sur l'écoulement en le ralentissant, et en rehaussant le niveau de l'eau (Peltre et al., 2002).

➤ Consolidation des éléments meubles et fixation des berges

- Les sédiments déposés peuvent être ultérieurement fixés, les plantes s'y installent et les stabilisent. Racines et rhizomes consolident efficacement des bancs de matériaux fins qui, dans des conditions normales d'écoulement, seraient entraînés vers l'aval.
- En bordure des eaux stagnantes les héliophytes s'opposent à l'action érosive des vagues à la fois en les affaiblissant et en fixant les éléments du substrat (Wetzel et Hough, 1973).

II-4- Facteurs influant sur l'état des peuplements de macrophytes

II-4-1- Les facteurs abiotiques

- La lumière : c'est le facteur essentiel au développement des macrophytes car elle est indispensable à la réalisation de la photosynthèse. L'intensité et la qualité de la lumière ainsi que la photopériode sont des éléments qui influencent fortement la composition et l'abondance des peuplements (Peltre et al., 2002).
- La profondeur et la turbidité : elles déterminent l'accès à la lumière et donc la réalisation de la photosynthèse.
- La quantité d'éléments nutritifs : la capacité d'absorption des nutriments varie selon les espèces. En cas d'apports excessifs, certaines espèces peuvent rapidement proliférer aux dépens des autres, on parle dans ce cas d'espèces opportunistes.
- L'hydrodynamisme : les lagunes, se caractérisant par une agitation généralement faible de l'eau, permettent le développement des espèces non fixées. Mais l'action des courants et des vagues peut déplacer les peuplements et parfois conduire à des accumulations de végétaux (Haury, 1985).
- La salinité : les lagunes sont soumises aux apports d'eau salée de la mer via les graus et aux apports d'eau douce du bassin versant. De plus, les précipitations et le phénomène d'évaporation font varier la salinité au cours de l'année. La majorité des espèces de macrophytes des lagunes sont tolérantes aux variations de salinité. Certaines espèces ont plus d'affinité pour les milieux d'eau douce (ex : *Potamogeton pectinatus*) ou les milieux d'eau salée (ex. : *Zostera marina*).
- La température : les lagunes sont soumises à des variations saisonnières de la température

plus importantes qu'en milieu marin. La plupart des espèces présentes dans les milieux lagunaires supportent donc une large gamme de température. Certaines espèces préfèrent les eaux plus chaudes et se développent donc préférentiellement en été (ex : *Cladophora vagabunda*, *Bryopsis plumosa*) (Laure et al., 2011).

- Le substrat : les populations de phanérogames se forment et se développent sur un substrat meuble (sable, vase). Les macroalgues se développent, dans un premier temps, sur un support dur (roches, structures immergées, coquilles de mollusques, coques de bateaux, débris divers). Mais, une fois détachées, des macroalgues peuvent se développer posées (non fixées) sur substrat meuble (Hauray et al., 2000 ; Peltre et al., 2002).

II-4-2- Les facteurs biotiques

- La compétition entre espèces animales ou végétales pour l'habitat, pour la lumière et les nutriments, intervient dans la composition des peuplements. Certaines espèces animales consomment les macrophytes (ex : broutage par les oursins et certains gastéropodes, consommation par les poissons, oiseaux) (Laure et al., 2011).
- La constitution d'herbiers permet aux macrophytes d'assurer des fonctions d'habitat, notamment pour les invertébrés comme c'est le cas de nombreuses macroalgues d'abri et d'ombrage (Hauray et Bagliniere, 1996).
- Les décomposeurs déterminent le cycle de développement des espèces et assurent un recyclage des éléments minéraux.
- La coopération animale, les animaux assurant le transport et la propagation des diaspores ou des propagules, ou favorisant leur enfouissement, phénomène qui semble néanmoins limité en rivière compte tenu des régimes alimentaires non phytophages de la majorité des poissons et invertébrés.
- La consommation et les dégâts physiques aux macrophytes effectués par les consommateurs primaires ou les organismes fouisseurs qui peuvent déraciner les macrophytes ou accroître les matières en suspension, peuvent amener à éliminer ou fortement limiter certains macrophytes comme les renoncules, ce qui a été observé avec une déprédation importante due à des gammares (Hauray et al., 2000).

II-5- Utilisation des macrophytes en tant que bioindicateurs et biointégrateurs

Les caractéristiques de l'écologie des macrophytes permettent de les utiliser en tant que bioindicateur de la qualité du milieu environnant. Certains paramètres mesurés sur les peuplements de macrophytes permettent de développer des indicateurs de la qualité du milieu en fonction de différents types de perturbations engendrées par les activités humaines (ex : eutrophisation, contamination chimique). Ces indicateurs sont associés à des grilles d'interprétation qui permettent de qualifier l'état concerné. De récentes études présentent également les macrophytes, en particulier les macroalgues, comme des biointégrateurs potentiels de pollution d'origine anthropique. En effet, les macroalgues, organismes sessiles dont la capacité de bioaccumulation de différents composants chimiques a été démontrée, assimilent certains composants de la colonne d'eau comme les nutriments ou les métaux lourds. La composition chimique des tissus des macroalgues peut ainsi potentiellement fournir des informations sur les sources de pollution et leurs niveaux. Certaines espèces de macroalgues, telles que *Cladophora glomerata* ou *Ulva rigida*, présentent de fortes capacités de bioaccumulation des métaux lourds (plomb, cadmium, nickel,...) et peuvent ainsi être utilisées en tant que biointégrateurs pour la teneur en métaux lourds du milieu aquatique ou pour piéger les métaux lourds lors des étapes de traitement tertiaire des eaux usées (Laure et al., 2011).

Chapitre II : les macrophytes aquatiques

II-1- Définition des macrophytes

Macrophytes terme désignant les végétaux de grande taille tant cryptogames que phanérogames qui croissent dans les écosystèmes aquatiques (Ramade, 1998 ; 2002). En milieu marin , ils sont généralement localisés dans la zone médio- et infralittorale et sont représentés par des algues de grande taille en particulier des Phaeophycées - fucus , laminaires et gigantesques *Macrocystis pyrifera* des rivage des zone tempérées du Pacifique – ainsi que par des phanérogames marines tels les posidonies en Méditerranée. Dans la zone riparienne des écosystèmes continentaux, qu'ils soient lagunaires ou dulçaquicoles, ils sont essentiellement représentés par des Bryophytes, des characées et des angiospermes aquatiques, auxquels s'ajoutent dans les écosystèmes limniques tropicaux certains Filicophytes (Ramade, 2000). Dans les zones humides des régions tempérées paléarctiques, les roseaux (*phragmites, typha*), les scirpes, les nénuphars, les renoncules d'eau, les potamogetons , ou encore les cératophylles constituent quelques exemples de macrophytes communs et dominants des hydrophytocoenoses de ces biotopes lenticues (Ramade, 2002).

II-2- Les différents types de macrophytes aquatiques

Il existe de très nombreuses variétés de macrophytes aquatiques qui se développent dans des milieux humides ou aquatiques. On peut les classer en deux groupes selon leur fonction d'adaptation à un type d'écotope donné (fig.02)

II- 2-1- Amphiphytes

Les amphiphytes (hélrophytes) se sont des espèces dont l'appareil racinaire se trouve dans un milieu constamment gorgé d'eau mais dont les parties végétatives se développent plus ou moins hors de l'eau Ce sont des espèces semi-aquatiques ou amphibies. On distingue : les Hélrophytes, les Pseudohydrophytes, les Pleustohélrophytes.

II- 2-2- Hydrophytes

Les macrophytes aquatiques à feuilles immergées ou émergées dont l'ensemble des tissus photosynthétiques est immergé dans le premier cas (par exemple le *potamot* ou *potamogeton crispus*), et dont seules les feuilles atteignent la surface dans le second cas (*potamogeton gramineus*). Les macrophytes aquatiques flottants dont les racines sont totalement libres et flottantes. Les lentilles d'eau (*Lemna sp*) sont un bon exemple de ce type d'hydrophytes.

Chapitre III : La Phytoremédiation

III-1- Définition de phytoremédiation

Étymologiquement, le terme phytoremédiation est issu du grec phyto qui signifie plante et du latin remedium qui signifie corriger un méfait (Succuro et al., 2009 ; Vamerali et al., 2009).

La phytoremédiation est définie comme technique de dépollution consistant en l'utilisation de plantes hyperaccumulatrices pour éliminer ou transformer des composés polluants du sol contaminés. (Akhionbare et al., 2010). Afin d'immobiliser puis d'extraire les contaminants qu'ils renferment (Ramade, 20002 ; Peer et al., 2005).

Cette technique est utilisée pour le traitement des sols, boues, sédiments et s'applique aux polluants organiques mais aussi inorganiques comme les métaux lourds ou les radioéléments (Ramade, 2007).

Le principe de base est identique pour tous : des végétaux (supérieurs) spécifiques sont plantés sur la zone à traiter, soit directement dans un sol en place ou sur des dépôts de matériaux, soit dans une unité spéciale par où va transiter un effluent ou une eau contaminée. Les familles de polluants concernés sont d'abord les métaux lourds et les hydrocarbures (Lecomte, 1998). On peut distinguer les méthodes suivantes, schématisées sur la fig. 03 :

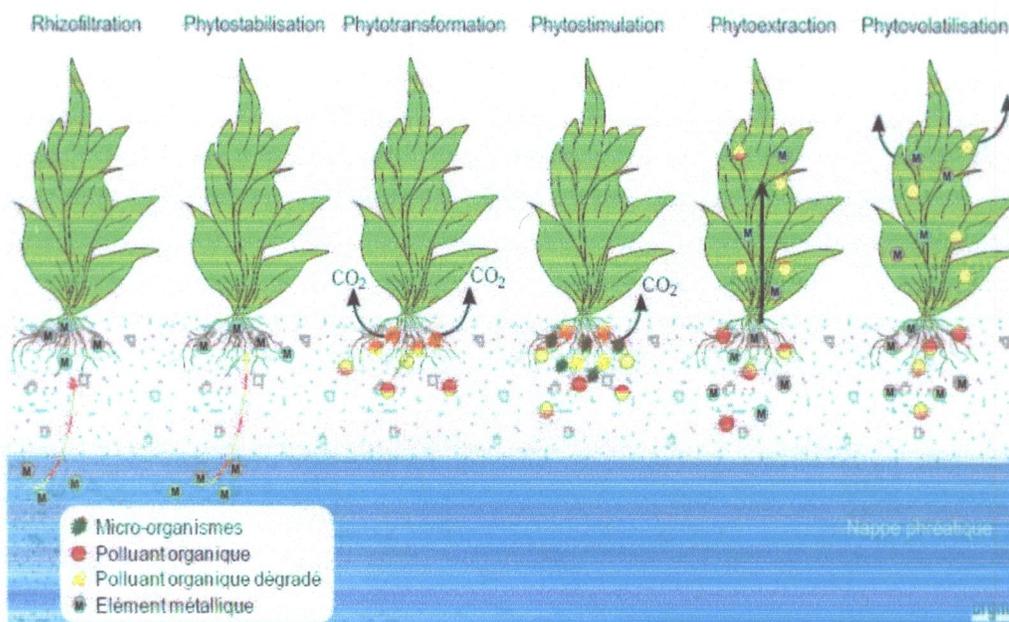


Figure 03 : Récapitulatif des différents processus de phytoremédiation (anonyme, 1994)

III-2- Différents techniques de Phytoremédiation

Il existe plusieurs techniques de phytoremédiation. Parmi celles-ci, celles qui s'appliquent le plus souvent aux sols sont :

III-2-1- Phytoextraction

C'est la voie dans laquelle les chercheurs se sont le plus investis depuis le début de cette décennie. La phytoextraction est l'utilisation des plantes hyperaccumulatrices 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) (Erakhrumen et Agbontalor, 2007).

Les métaux lourds vont se complexer avec des acides organiques ou des acides aminés synthétisés par la plante. Ils sont ensuite récupérés en incinérant ou compostant la biomasse de plante (Peer et al., 2005 ; Abdely, 2007). Les cendres seraient alors mises en décharges ou mieux réutilisées en métallurgie. Deux stratégies sont actuellement développées dans la phytoextraction. Il y a la phytoextraction assistée par des chélateurs de métaux. Certaines espèces, au système racinaire très développé, présentant une aptitude particulière à la concentration de certains éléments et parfois de certains composés organiques, possèdent une potentialité importante de Phytoextraction des contaminants présents dans l'environnement (Ramade, 2000).

Cette méthode est désignée également par la phytoextraction induite et d'autre part la phytoextraction continue (Salt et al., 1998 in Jemal et al., 2002).

III-2-1-1- Phytoextraction assistée

La phytoextraction assistée se fait en présence de chélateurs et de plantes à forte biomasse et à croissance rapide. Lorsque la plante a atteint un certain niveau de croissance, les chélateurs de métaux sont appliqués au sol (Drechsel, 2011). Ceux-ci permettent d'induire l'accumulation de métaux lourds dans la plante par augmentation de la biodisponibilité de l'élément ciblé (Wuana et Okieimen, 2010).

Les chélateurs des métaux lourds comme EDTA (éthylène diamine tetra acetic acid) et EDDS (ethylene diamine disuccinate) pour le plomb, et EGTA (ethylene glyco-O, O'-bis-[2-amino-ethyl]-N, N, N', N',- tetra acetic acid) pour le cadmium, sont connus pour améliorer la phytoextraction par l'augmentation de la biodisponibilité et de l'accumulation des métaux lourds (Cooper et al., 1999 ; Tandy et al., 2006 in Dung Huynh, 2009).

Le protocole pour la phytoextraction assistée par des chélateurs a été récemment proposé :

- le site contaminé est évalué et une étude préliminaire permet de déterminer la combinaison appropriée chélateur / plante.
- le site est préparé et les plantes sont cultivées.

- une fois que la production de biomasse est optimale, le chélateur approprié est appliqué.
- après une période d'accumulation pouvant s'étendre sur une période allant de quelques jours à quelques semaines, la récolte est réalisée (Abdely, 2007).

III-2-1-2- Phytoextraction continue

La phytoextraction continue est basée sur les capacités génétiques et physiologiques des plantes spécialisées appelée « plante hyperaccumulatrice » dans l'absorption, la translocation et la tolérance des métaux (Dung Huynh, 2009).

Les inconvénients majeurs de l'utilisation de ces plantes dans la phytoremédiation sont représentés par une faible production de biomasse et une croissance beaucoup trop lente. A cela s'ajoute l'inexistence de plantes hyperaccumulatrices de métaux fortement impliqués dans la pollution de l'environnement (plomb, cadmium, arsenic). Cependant, une recherche approfondie sur les mécanismes biologiques des plantes hyper accumulatrices pourrait contribuer au développement des plantes supérieures pour la phytoremédiation des métaux (Abdely, 2007).

III-2-2- Phytostimulation

Phytostimulation ne met pas vraiment en contact les polluants et les végétaux (Lecomte, 1998). 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 in Dung Huynh, 2009).

III-2-3- 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 (Lecomte, 1998). L'avantage de ce procédé est que les polluants ne restent pas concentrés dans les plantes ; par contre, les polluants sont dispersés dans l'atmosphère (Colomban et al., 2010).

III-2-4- Phytotransformation

La Phytotransformation favorise la dégradation des molécules organiques complexes en composés plus simples qui seront intégrés dans les tissus végétaux. Elle est généralement associée à de la biodégradation en tas (compostage) et concerne des polluants facilement biodégradables (Lecomte, 1998).

III-2-5- Phytovolatilisation

Utilisation des 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 (Tremel-Schaub et al., 2005).

Quelques-uns de ces contaminants peuvent être transportés à travers les plantes aux feuilles et peuvent être s'évaporé, ou a volatilisé, dans l'atmosphère. Les mêmes approches ont été décrites pour les métaux sélectionnés, par exemple mercure et sélénium. Du point de vue général, cette méthodologie n'est pas du vrai nettoyage mais la dilution et le transport de pollution à l'atmosphère (Prabha, 2007).

III-2-6- Rhizofiltration

La rhizofiltration permet la dépollution et la restauration des eaux de surface et souterraines (Annabelle, 2012). Les contaminants sont absorbés ou adsorbés par les racines des plantes en milieu humide (Erakhrumen et Agbontalor, 2007). Les mécanismes mis en jeu sont nombreux ; il s'agit surtout d'absorption et de précipitation de sels, de métaux voire de dégradation d'organiques dissous. Régulièrement, il faut enlever la masse végétale de l'unité de traitement, la mettre en décharge et la remplacer par des plantes neuves ; si le milieu est en équilibre, le renouvellement de la masse végétale peut se faire naturellement et progressivement au fur et mesure de la croissance (Lecomte, 1998).

III-2-7- Phytodégradation

La phytodégradation est une méthode de décontamination des sols, consistant en la dégradation de polluants par les plantes cultivées (Dabouineau et al., 2005). Cette dégradation peut avoir lieu soit hors de la plante, grâce à l'activité des micro-organismes présents dans l'environnement des racines (rhizosphère), soit dans la plante après absorption du composé puis dégradation dans les cellules Cette technique est applicable sur hydrocarbures, pesticides, explosifs. Il a par exemple été montré que les hydrocarbures polluants un sol sont plus facilement éliminés si le sol est couvert de végétation que s'il est dénudé (Ramade, 2000).

III-3- Phytoremédiation des sols contaminés par les métaux

Parmi les différentes méthodes de phytoremédiation, la plus utilisée est la Phytoextraction. Elle a été en particulier appliquée pour la dépollution des métaux. La liste des éléments les plus connus pour leurs effets toxiques et susceptibles de polluer les sols, est représentée dans le tableau suivant (Abdely, 2007).

Tableau 02 : Gamme des concentrations des polluants métalliques les plus répandus dans l'environnement (Salt et al., 1998 in Jemal et al., 2002).

Eléments	Gamme des teneurs (mg.kg-1)	Limite réglementaire (mg.kg-1)
Plomb	1-6900	600
Cadmium	0.1- 345	100
Arsenic	0.1-102	20
Chrome	0.005-3950	100
Mercure	0.0001-1800	270
Cuivre	0.030-550	600
Zinc	0.150-5000	1500

III-4- Les avantages et inconvénients des techniques de phytoremédiation

Le retour d'expérience des projets réalisés dans le monde ainsi que les recherches permettent d'établir un bilan des avantages et inconvénients liés aux techniques de phytoremédiation :

III-4-1- Avantages

- le coût de la phytoremédiation est souvent bien moindre que celui de procédés traditionnels in situ et ex situ ou sur site (ADME, 2006).
- une méthode de dépollution douce, moins destructrice car elle utilise des organismes naturels et préserve l'état naturel de l'environnement. Contrairement à l'emploi de procédés chimiques, il n'y a pas d'impacts négatifs sur la biodiversité et le fonctionnement du sol.
- la possibilité de réaliser des traitements de contamination de grande superficie (Alkorta et al., 2004).
- récupération et réutilisation de métaux de valeur peut être possible (des entreprises se spécialisent dans le «phytominage».
- la source d'énergie est l'énergie du soleil pour la croissance des plantes. Au-delà des effets liés à la dégradation, transformation, volatilisation ou stabilisation des polluants, un des bénéfices les plus rapides de la phytoremédiation réside dans le fait que les plantes limitent les transferts de polluants et les expositions (réenvols de poussières, ruissellement, évapotranspiration, contact cutané, ingestion de terres).

- production de peu de déchets : le volume de déchet est en général une fraction de celui des techniques conventionnelles ; le sol pollué n'est pas traité comme déchet (Erakhrumen et Agbontalor, 2007).

III-4-2 -Inconvénients

- les durées de traitement sont importantes (Blaylock et Huang, 2000).
- Procédé fortement influencé par la météorologie, la fertilité des sols mais aussi les attaques des insectes, les micro-organismes et les substances phytopathogènes (Alkorta et al., 2004).
- on ne peut pas, avec des systèmes de remédiation à base de plantes, totalement empêcher l'écoulement des contaminants dans la nappe phréatique.
- la phytoremédiation est limitée à la surface et la profondeur occupée par les racines- environ 80 cm, peut-être plus profond en cas d'utilisation d'arbres (ADME, 2006).
- l'hétérogénéité des répartitions des polluants interfère énormément sur l'efficacité du traitement.
- procédés s'appliquant le plus souvent sur les métaux/métalloïdes.
- l'emploi d'une plante bien adaptée à un type de polluant n'est pas toujours possible du fait des caractéristiques agronomiques du terrain (Colombano, 2011).

*Partie
pratique*

*Matériel et
Méthodes*

Chapitre IV : Matériel et Méthodes

IV-1- Présentation de la zone d'étude

IV-1-1- Présentation de la wilaya de Jijel

La wilaya de Jijel est située au nord-est de l'Algérie. Elle est limitée au nord par la mer méditerranéenne, 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 (fig.04) (Anonyme, 2013).

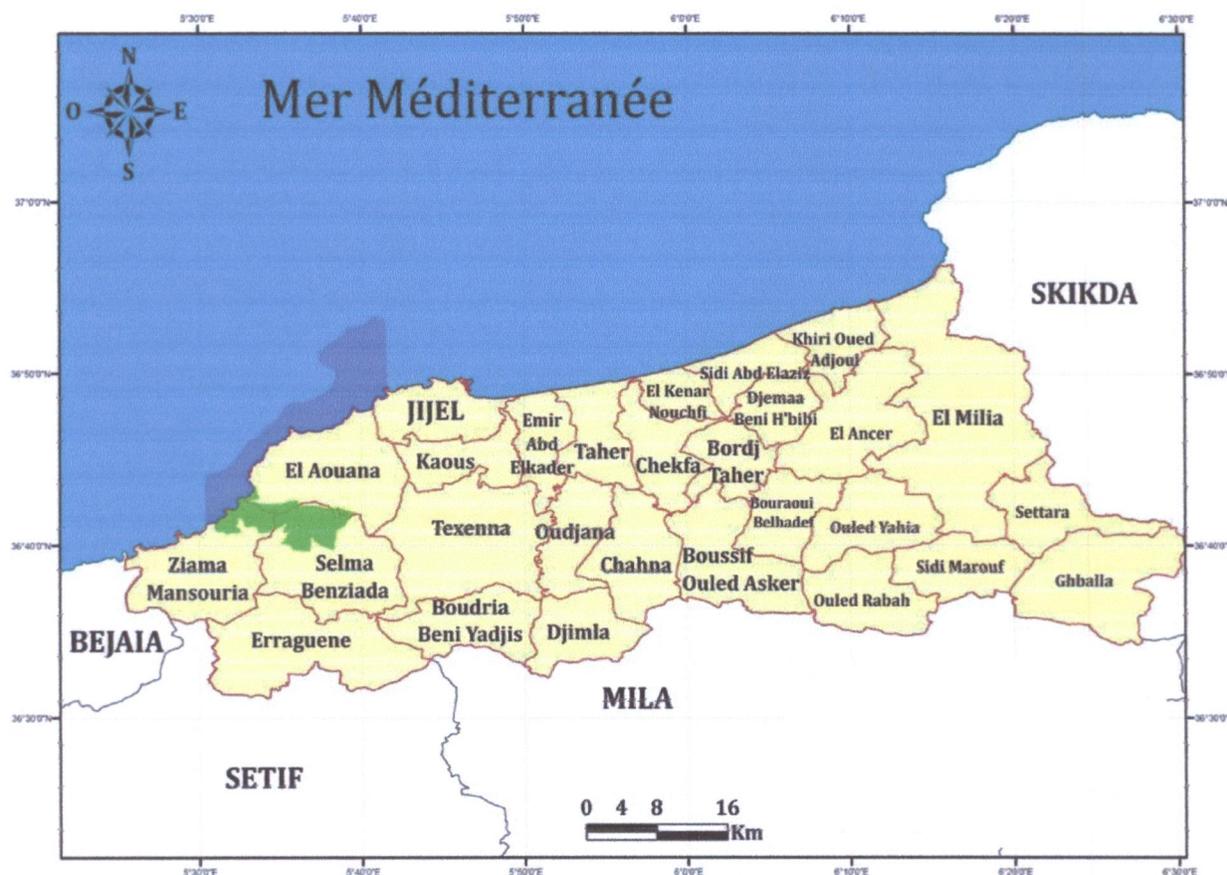


Figure 04 : Situation géographique de la wilaya de Jijel (Anonyme, 2013).

IV-1-2- Localisation de la zone d'étude

Notre zone d'étude est localisée dans la région de beni Ahmed qui se trouve à 7 km au sud de la commune de Jijel.

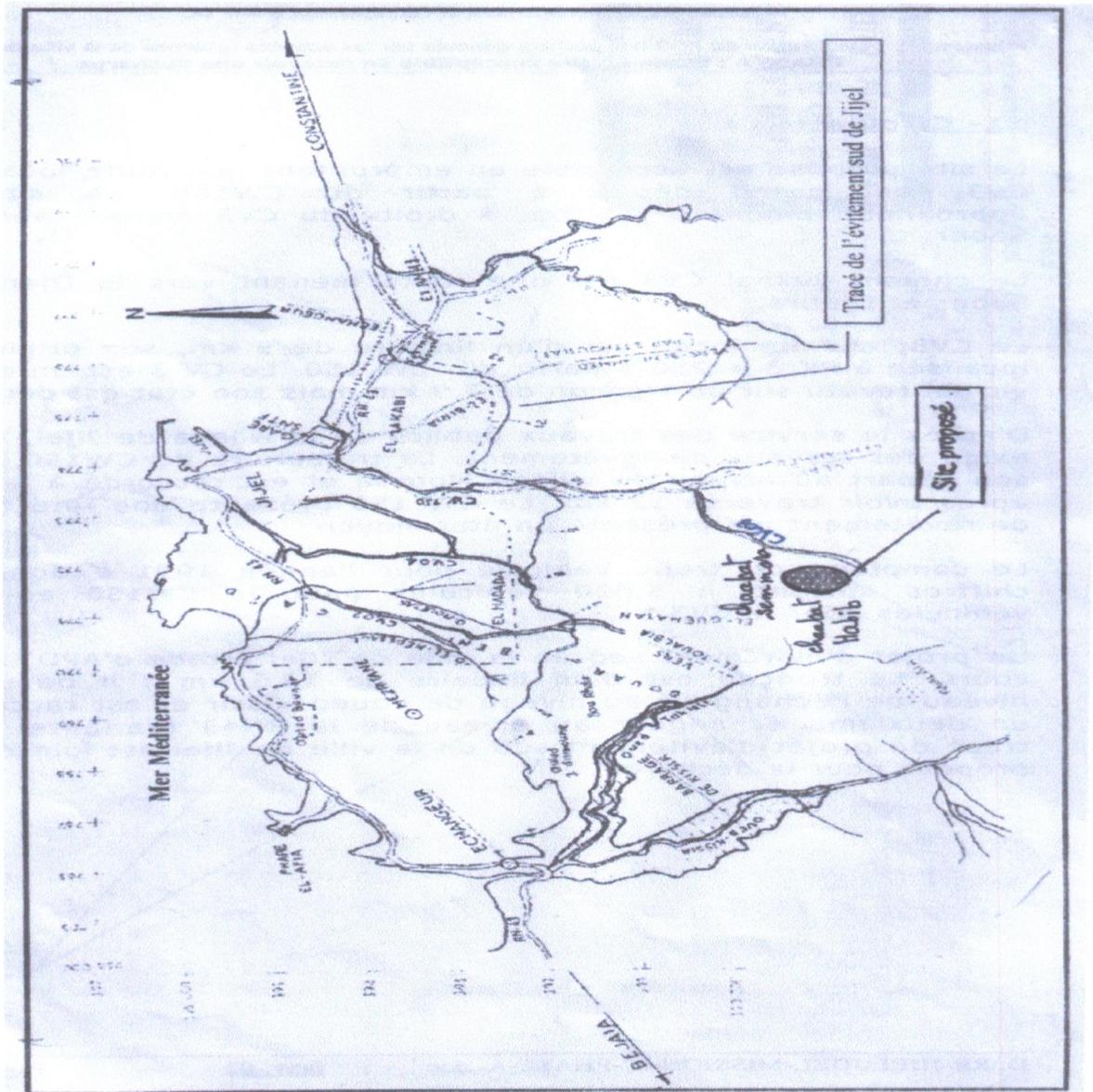


Figure 05 : Carte de localisation du centre d'enfouissement technique de Beni Ahmed Echelle 1/250000 (Anonyme, 2002).

Le centre d'enfouissement technique (CET) se situe à la limite entre les communes de Jijel et Kaous au lieu dit Zkelba. Il se situe à environ 1,5 km depuis le départ du chemin communal. Les limites géographiques du site potentiel sont (Fig.05) :

- A l'Est et au sud par la route menant vers Djebra ;
- Au Nord par chevelu de Chaabat, Semmara, affluent de l'Oued el Kantara ;
- A l'Ouest par Chaabat Habid ;

IV-1-2-1- Géologie et pédologie

Le site susceptible de recevoir la décharge contrôlée se trouve à l'endroit du Miocène du burdigalien imperméable. Cette formation est caractérisée par la présence des argilites, argiles calcaireuses, marnes, marnes-calcaires, conglomérats à petits galets grossiers.

Le caractère hydrogéologique de cette formation géologique est de très peu perméable, à imperméable en raison de la présence de petits galets qui favorisent des cheminements pour les eaux de surface . (Anonyme, 2002).

IV-1-2-2-caractéristiques hydrologiques

Le terrain de la décharge contrôlée se présente en deux grandes parties séparées par une importante chaabat de l'Oued Haria. La partie inférieure du terrain est traversée par un chevelu assez important de chaabat.

L'Oued le plus proche au site proposé est un affluent de l'Oued El Kantara : chaabat Ksara. La direction d'écoulement de l'Oued est Sud- Nord et coule vers la mer (exutoire final).

IV-1-2-3-Climatologie

Pour les caractéristiques climatiques, les paramètres climatiques considérés pour le projet de décharge sont les précipitations, la température et le vent.

Les précipitations peuvent entraîner la pollution des cours d'eau ou des eaux souterraines de la nappe si elles existent, par infiltration des eaux de lixiviat.

La température intervient dans la fermentation des déchets.

Les vents interviennent dans la dispersion des fumées, des odeurs et des déchets légers (papier, film plastique, poussière).

Le climat de notre zone d'étude caractérise 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 1200mm/an de précipitation (Anonyme, 2002).

IV-2- Site de prélèvement

Le site de prélèvement est le centre d'enfouissement de Béni Ahmed (Photo : 01).



Photo 01 : C ET Béni Ahmed (photo personnelle)

IV-3- Méthode d'analyse

IV-3-1- Compartiment Lixiviat

IV-3-1-1- Prélèvement de Lixiviat

Le prélèvement d'un échantillon de lixiviat est une opération à laquelle le plus grand soin doit être apporté, il conditionne les résultats analytiques et l'interprétation qui en sera donnée. Le prélèvement se fait au niveau du bassin de lixiviat (la sortie du casier) dont l'échantillon .Au moment du prélèvement, les flacons sont de nouveau rincés trois fois par le lixiviat à analyser, puis remplis jusqu'au bord, fermés de telle façon qu'il n'y ait aucune bulle d'air et qu'il ne soit pas éjecté au cours du transport.les échantillons sont conservés à 4°C dans une glacière qui servira à leur transport jusqu'au laboratoire.

IV-3-1-2- Préparation de l'extrait de lixiviat

On met 100 mL de l'échantillon représentatif avec 2 mL d'acide sulfurique concentré et en présence de méthyl orange puis ajouter 10 mL d'acide nitrique concentré. Dans le cas du dosage du chrome, introduire au moins 2 mL d'eau oxygénée à 30 %. Évaporer ensuite sur une plaque chauffante et réduire le volume à 10mL environ. Ajouter à nouveau 10 mL d'acide nitrique

concentré. Evaporer jusqu'à l'apparition de fumées blanches. Recommencer l'addition d'acide nitrique et l'évaporation si la solution n'est pas claire et si le dépôt (silice) est coloré. Refroidir, dissoudre le résidu avec de l'eau permutée et filtrer (Rodier et al., 2009).

IV-3-1-3- Méthodes de mesures et d'analyses

IV-3-1-3-1- Mesure de pH

Le pH se mesure à l'aide d'un pH-mètre de la marque (WTW pH720) sur le lixiviat.

IV-3-1-3-2- Mesure de la conductivité électrique

La conductivité peut être mesurée en permanence, Son unité est le mS/cm. La conductivité est étroitement liée à la concentration des substances dissoutes et à leur nature. Les sels minéraux sont dans l'ensemble de bon conducteur. La conductivité électrique est mesurée à l'aide de conductimètre de marque Consort 120.

IV-3-1-3-3- Demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène consommée par les matières contenues dans l'eau et oxydables dans des conditions opératoires définies. Ceci concerne toutes les matières oxydables aussi bien organiques que minérales (Rodier, 2005 ; Rodier et al., 2009).

IV-3-2- Compartiment sol

IV-3-2-1- Prélèvement du sol

Les prélèvements se font à 20cm de profondeur, couche à laquelle se réfèrent les valeurs indicatives de la plupart des pays .Il est donc important que les échantillons soient toujours prélevés de la même manière avec le même instrument, on a utilisé une tarière en fer. Les prélèvements sont mis directement dans des sacs en plastique et transportés jusqu'au laboratoire.

IV-3- 2-2- Préparation des échantillons

La préparation des échantillons est nécessaire pour le rendre représentatif à l'analyse. Une fois au laboratoire les échantillons ont été séchés à l'air libre, à température ambiante, à l'abri de la lumière solaire directe pour limiter l'évolution biologique, assurer la conservation des échantillons à moyen et à long terme. Les échantillons, ensuite, ont été homogénéisés à l'aide d'un mortier et tamisés à 2mm pour obtenir un échantillon homogène.

IV-3-2-3- Préparation des extraits de sol

L'extraction est faite avec l'eau régale dont le grand pouvoir de dissolution est dû à l'effet combiné d'un acide oxydant HNO_3 et des ions Cl^- complexant (provenant de l'acide chlorhydrique).

Le procédé d'extraction décrit par Hoening et al., (1979), consiste à ajouter, à 1g de sol séché et tamisé à (2mm), de l'eau régale, constituée de 3 ml d'HCL concentré et 1 ml de HNO_3 concentré, dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, fixé sous réfrigérant et chauffé jusqu'à ébullition durant 15 minutes. Après refroidissement et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, le contenu de l'erlenmeyer est filtré sur papier filtre sans cendre, lavé aux acides à vitesse moyenne de filtration ou sur membrane de type Millopore, dans un ballon jaugé de 50 à 100 ml selon le besoin.

IV-3-2-4- Mode opératoire des analyses physico-chimiques du sol

IV-3-2-4-1- Mesure de pH

Le pH se mesure à l'aide d'un pH-mètre de la marque (WTW pH 720) sur la solution du sol.

➤ Le principe

Le principe est constitué une suspension de sol dans l'eau dans laquelle on mesure le pH, c'est-à-dire la concentration en ions H^+ à l'état dissocié, dans le liquide surnageant avec un rapport sol sec /eau 1/2,5 (Mathieu et Pieltain, 2003).

IV-3-2-4-2- Mesure de la conductivité électrique

La conductivité électrique est mesurée à l'aide de conductimètre de marque Consort 120. En science du sol la CE est exprimée en ms/cm .

➤ Le principe

Le principe est basé sur l'extraction des sels d'un échantillon solubles dans l'eau, dans des conditions bien définies et dans un rapport sol sec /eau 1/5 (Mathieu et Pieltain, 2003).

IV-3-2-4-3- Dosage du calcaire total (calcimètre de Bernard)

Le volume de gaz carbonique dégagé lors de la réaction est mesuré à l'aide d'un calcimètre de Bernard. La teneur en calcaire total permet de préciser et de connaître l'importance de réserves en CaCO_3 du sol (Mathieu et Pieltain, 2003).

IV-3-2-4-4- Dosage de la matière organique (méthode de Walkley-Black)

Le dosage de la matière organique est réalisé à partir du dosage de l'un de ses constituants les plus importants : le carbone. Le dosage de ce dernier est effectué par la méthode de Walkley-Black (1934).

IV-3-2-4-5- La capacité d'échange cationique (méthode AFNOR)

La capacité d'échange cationique est la quantité maximale de cations qu'un sol peut adsorber. La méthode utilisée est celle décrite par la norme française (AFNOR, 1994).

➤ Le principe

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

IV-3-3- Compartiment plante

IV-3-3-1- Choix de plantes

Le choix de ces espèces se justifie par l'abondance dans la région d'étude. Les trois espèces choisies sont : La laitue vireuse, ou laitue sauvage (*Lactuca virosa*), *Plantago lanceolata*, *Polygonum salicifolium*.

IV-3-3-1-1- *Lactuca virosa*

➤ Description :

La laitue vireuse, ou laitue sauvage (*Lactuca virosa*), est une espèce de laitue à feuilles allongées et craquantes, indigeste à maturité, mesurant de 5 à 20 cm (photo : 02).

➤ Classification

Règne : *Plantae*

Classe : *Magnoliopsida*

Ordre : *Asterales*

Famille : *Asteraceae*

Genre : *Lactuca*

Espèce : *Lactuca virosa* L.

Nom commun : laitue vireuse,
(Tela Botanica, 2013)



Photo02 : *Lactuca virosa* L.

V-3-3-1-2 *lanceolata*

➤ Description

Le Plantain lancéolé (*Plantago lanceolata* L.) est une petite plante herbacée, vivace et acaule de la famille des Plantaginacées (Ducerf, 2007). (Photo : 03)

➤ Classification

Règne : *Plantae*

Classe : *Magnoliopsida*

Ordre : *Plantaginales*

Famille : *Plantaginaceae*

Genre : *Plantago*

Espèce : *Plantago lanceolata* L.

Nom commun : Plantain lancéolé

(Tela Botanica, 2013)



Photo 03: *Plantago lanceolata* L.

IV-3-3-1-3- *Polygonum salicifolium*

➤ Description

Polygonum salicifolium est une plante pérennante ou vivace, glabrescente, à saveur herbacée, à tiges grêles, sarmenteuses près de la souche, couchées et radicanes à la base, redressées, feuilles longuement (Photo : 04)

➤ Classification

Règne : *Plantae*

Classe : *Dicotyledones*

Ordre : *Polygonales*

Famille : *Polygonaceae*

Genre : *Polygonum*

Espèce : *Polygonum salicifolium* L.

Nom commun : Renouée à feuilles de saule

(Tela Botanica, 2013).



Photo 04 : *Polygonum salicifolium* L.

IV-3-3-2- Prélèvement des plantes

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

IV-3-3-3- Préparation des échantillons

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

IV-3-3-4- Préparation des extraits des plantes

Les extraits de plantes sont préparés selon la méthode décrite par Hoening et al., (1979).

IV-4- Technique d'analyse des métaux lourds

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

IV-4-1- Principe de la spectrophotométrie d'absorption atomique (SAA)

Le principe de la SAA est basé sur la propriété d'absorption d'un rayonnement lumineux par un élément en fonction de sa concentration dans la solution à analyser. Les atomes d'un élément donné sont capables d'absorber l'énergie apportée par des photons dont la fréquence est caractéristique de l'élément à doser (Audry, 2003).

*Résultats et
discussion*

Chapitre V : Résultats et Discussion

V-1- Compartiment Lixiviat

V-1-1- Résultats des analyses physico-chimiques du lixiviat

Les résultats des analyses physico-chimiques du lixiviat : pH, CE, DCO sont représentés dans le tableau 03.

Tableau 03 : Résultats des analyses physico-chimiques du lixiviat.

Paramètres	Unités	Valeurs moyennes
pH	-	8,48 ± 0,38
CE	μS/cm	4760 ± 0,22
DCO	mg d'o ₂ /l	856 ± 20,71

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

Le pH d'une eau naturelle peut varier de 4 à 10 en fonction de la nature acide ou basique des terrains traversés. Des pH faibles (eaux acides) augmentent notamment le risque de présence de métaux sous une forme ionique plus toxique.

Le pH d'une eau dépend de son origine qui peut être naturelle (nature géologique) ou artificielle ; provenant des rejets domestiques, des eaux résiduaires, des tanneries et des teintureries (Bremond et Nuichard, 1973).

Pour le pH du lixiviat de CET les résultats de notre étude montrent que les valeurs moyennes se trouvent dans la gamme de la norme provisoire algérienne des eaux superficielles [6.5-8.5] (Joradp. 2006).

La conductivité de l'eau nous permet d'évaluer la quantité des sels dissous dans l'eau comme les chlorures, les sulfates, le calcium, le sodium, le magnésium.... Elle est proportionnelle au degré de minéralisation et varié en fonction de la température (Savary, 2003). Dans notre étude la valeur de la conductivité électrique est élevée (4760 $\mu\text{S}/\text{cm}$), ce qui indique que le lixiviat de CET est très riches en sels dissous. Les valeurs supérieures à 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indiquent une très forte charge d'éléments minéraux (Rodier, 1996). C'est ce que nous avons constaté dans notre site d'étude.

La demande chimique en oxygène (DCO) est la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation par voie chimique des matières organiques et des matières minérales oxydables. La valeur de la DCO enregistrée dans notre étude dépasse de loin la valeur fixée par la norme algérienne concernant les rejets et qui est de 120 mg d' O_2 /l. Les eaux des égouts, les eaux résiduaires industrielles et les eaux polluées en général consomment de l'oxygène par des actions réductrices sans intervention des micro-organismes (Rejesk, 2000). Les fortes valeurs de la DCO ont été enregistrées par Mehdi et al., (2007).

V-1-2- Résultats des analyses des métaux lourds

Tableau 04 : teneurs totales en métaux lourds

Teneurs moyennes (mg /L)	Cd	Pb	Cr	Mn	Cu
Lixiviat	0,029 ± 0,005	0,61 ± 0,01	0,40 ± 0,009	0,56 ± 0,007	0,11 ± 0,006

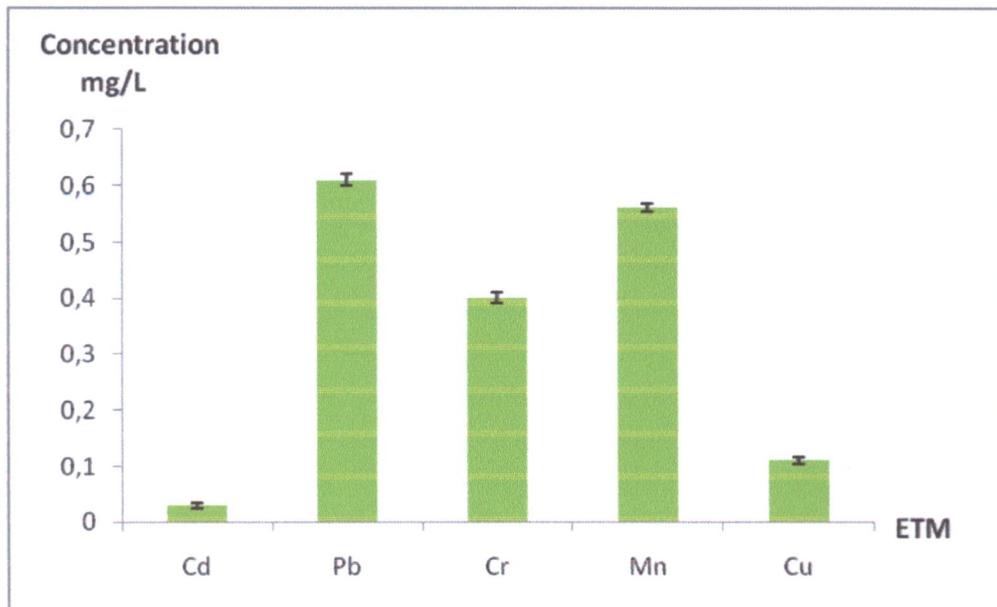


Figure 06 : Variations des concentrations des métaux lourds dans le lixiviat.

Les résultats des analyses obtenus montrent que les teneurs en métaux lourds du lixiviat sont relativement élevées et légèrement variables d'un métal à un autre (tableau 04). La valeur maximale enregistrée est celle du Pb avec 0.61 mg/l, et la valeur minimale de 0,029 mg/l enregistrée pour le Cd (Fig. 06).

Généralement la concentration du Pb dans les eaux de surface non contaminées ne dépasse pas une dizaine de microgrammes par litre.

Le manganèse est un élément très répondu dans la nature, les concentrations dans l'écorce terrestre peuvent varier de 500 à 900 mg/kg (Rodier, 2005). Le manganèse présent dans l'eau de surface peut subir une oxydation, s'adsorber sur les particules en suspension et sédimenter ensuite. Certains dérivés de cet élément sont très solubles dans l'eau lorsque le milieu est acide.

V-2- Compartiment sol

V-2-1- Résultats des analyses physico-chimiques du sol

Les résultats des paramètres mesurées ; le pH, la conductivité électrique, le calcaire totale, la capacité d'échange cationique et la matière organique sont récapitulés dans le tableau 05.

Tableau 05 : Résultats des analyses physico-chimiques du sol.

Paramètres	Unités	Valeurs moyennes
pH	-	9,20 ± 0,13
Conductivité électrique(CE)	μS/cm	224 ± 0,03
Calcaire totale (CaCO ₃)	%	4,10 ± 0,25
Matière organique(MO)	%	1,346 ± 0,22
Capacité d'échange cationique (CEC)	meq /100g	15,83 ± 2,17

La valeur du pH du sol mesurée est de l'ordre de 9,20. Cela montre que le pH du sol de notre zone d'étude est très basique selon le Clech (2000). La dilution des ions H⁺ des solutions en période pluvieuse a tendance à élever les valeurs du pH (Ducchaufour, 1997). Nos prélèvements sont effectués après une période pluvieuse. Des résultats similaires ont été trouvés dans une étude sur le même site Bencharif et Riah (2009). Nos résultats concordent avec ceux obtenus par Kouame et al., (2006) qui ont enregistré un pH très basique au niveau des sols de la décharge d'Akouédo.

La conductivité électrique présente une valeur faible avec 224 μs/cm. Selon Gros (1979), la valeur inférieure à 600 μs /cm indique un sol non salé. Cette pauvreté en sels minéraux éventuellement peut être due au lessivage du sol. Des résultats similaires ont été trouvés dans une étude sur le même site (Bencharif et Riah, 2009).

La teneur en calcaire CaCO₃ du sol est estimée à 4,10%. D'après la norme Baize, (1988), nous pouvons classer le sol de notre site peu calcaire. Le calcaire total joue un rôle important dans l'équilibre acido-basique du sol, il contrôle partiellement le pH et une teneur élevée en carbonates rend le sol alcalin, favorisant, ainsi l'ensemble des méthodes de fixations des métaux lourds.

La valeur de la matière organique dans le sol est de 1,346 % selon (Schaefer, 1975 in Roula, 2005) nous avons constaté que le sol de notre zone d'étude est pauvre en matière organique.

Le résultat de CEC représenté dans le tableau 05 est de 15,83 meq /100g. Selon la norme de l'INRA, (1988), la capacité d'échange cationique du sol est élevée. Lorsque la valeur du pH

augment, la quantité de charges négatives augmente et la CEC augmente. Par ailleurs les phénomènes de dilution (en période humide) des solutions de sol ont une grande influence sur les phénomènes d'échange. S'il y a dilution, les cations monovalents absorbés sont échangés contre des bivalent et passent en solution : ils sont alors facilement entraînés par les eaux de drainage (Ducchaufour, 1997). Des résultats similaires ont été trouvés dans une étude sur le même site (Bencharif et Raih, 2009).

V-2-2- Résultats des analyses des métaux lourds de sol

Tableau 06 : Teneurs moyennes des métaux lourds dans le sol

Teneurs moyenne (ppm)	Cd	Pb	Cr	Mn	Cu
Sol	1,77± 0,44	36,45 ± 4,60	14,95 ± 1,45	293,79 ± 9,54	9,62 ± 1,87

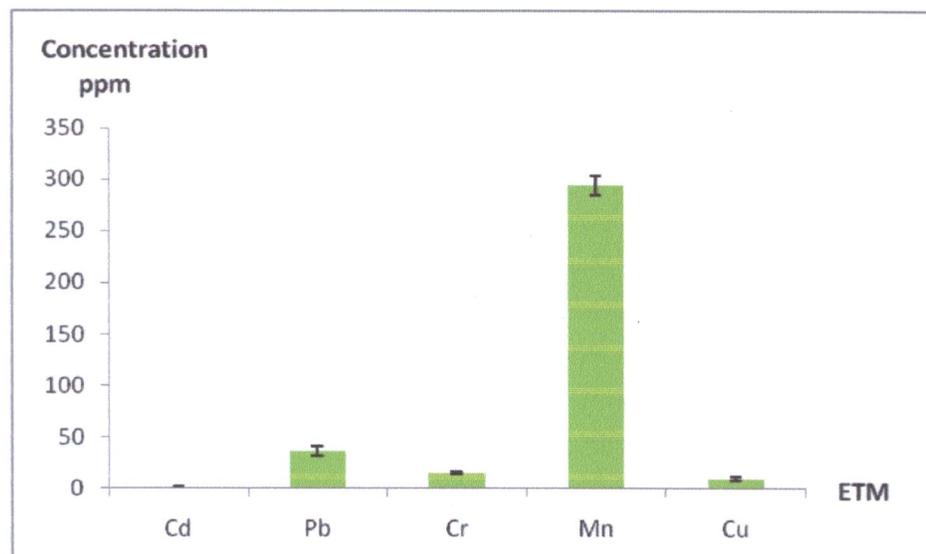


Figure 07 : Variations des concentrations des métaux lourds dans le sol

D'après les résultats obtenus dans le tableau 06 nous remarquons que la concentration la plus élevée est celle enregistrée pour le Mn avec 293,79 ppm, et la plus faible c'est celle enregistré pour Cd avec 1,77 ppm. Les teneurs en Pb, en Cr, et en Cu sont des concentrations intermédiaires entre les valeurs de Cd et Mn (Fig.07). Néanmoins les teneurs des métaux lourds enregistrés ne dépassent pas la norme AFNOR et la norme Bowen, 1979 et le site de notre d'étude ne présent aucun signe de contamination par les ETMs pour l'instant.

La mobilité des ETMs dans les sols est la résultante d'un grand nombre de processus aux mécanismes variées et complexes. Elle dépend des divers paramètres physico-chimiques des sols à savoir : le pH, MO, CEC, CE, ainsi que la texture des sols (Calvet, 2003).

Des études ont montré que les mécanismes d'adsorption peuvent être considérés comme le plus important processus de rétention du Cd dans les sols. Comme pour tous les métaux cationiques, le comportement du cadmium dans le sol est fortement contrôlé par le pH. Dans des conditions acides, la solubilité du cadmium augmente l'adsorption de ce métal par des colloïdes du sol, des hydroxydes ou de la matière organique peut se produire. À des pH supérieurs à 6, le cadmium est adsorbé par la phase solide ou précipité et les concentrations en solution du cadmium sont fortement diminuées (Burnol et al., 2006).

Le Cd est plus mobile dans le sol que Cu et Pb, donc plus disponible pour les plantes $Cd > Cu > Pb$, de plus l'absorption Cd peut être inhibée par Cu et Pb. Le Cadmium est considéré comme élément assez mobile et assez facilement biodisponible, le cadmium risquerait soit de passer dans la chaîne alimentaire par l'intermédiaire des végétaux, soit de migrer en profondeur pour aller contaminer les nappes phréatiques (Kadem, 2005).

Le comportement du plomb dans un sol dépend de différents facteurs comme sa dynamique propre mais également des caractéristiques pédologiques et physico-chimiques du sol (Baize, 1997).

Le plomb soluble ajouté au sol réagit avec des argiles, phosphates sulfates, carbonates, hydroxydes et la matière organique, si bien que la concentration du plomb en phase aqueuse est fortement diminuée. Pour un pH basiques, le Pb soit adsorbé à la surface des argiles soit sous forme de carbonate de Pb (Burnol et al., 2006). Le Pb est à 90 % d'origine atmosphérique est provient des gaz brûlés par certains moteurs (Ramade, 2005).

Le chrome se trouve rarement naturellement sous sa forme élémentaire. Il se rencontre en petites quantités à l'état naturel dans tous les types de roches et de sol, sous plusieurs degrés d'oxydation. Il existe deux formes du chrome (trivalent et hexavalent) (Ramade, 2000).

Dans les sols, le chrome existe principalement sous forme de chrome trivalent et un peu de chrome hexavalent. Le chrome hexavalent est largement transformé en chrome trivalent dans les sols et les sédiments, dans les conditions anaérobies et de pH faible ($pH < 5$). En plus le chrome trivalent s'absorbe plus facilement que le chrome hexavalent. Le chrome hexavalent est plus hydrosoluble et par ce fait, plus biodisponible et potentiellement toxique. Cela pourrait justifier la mobilité relativement forte du chrome dans les sols de la décharge.

Les autres métaux Mn, Pb, Cu et Cd sont moins mobiles que le Cr. Des études indiquent que ces éléments migrent peu en profondeur, sauf dans des conditions particulières de drainage ou en milieu très acide (Kauome, 2006).

Le manganèse est un élément qui existe naturellement dans un grand nombre de roches, il est obtenu par extraction et transformation de roches riches en composés de manganèse. La teneur de Mn est élevée par rapport aux autres métaux lorsque la mobilité du manganèse est très dépendante du pH et de la capacité d'échange cationique, si l'est pH est basique, le manganèse est peu mobile dans le sol (Baba Ahmed, 2012).

Le cuivre est un métal largement répandu dans sa concentration moyenne dans la croûte terrestre serait comprise entre 45 et 70 mg / kg selon (Baize, 1997).

La plus grande partie du cuivre reste fortement adsorbée dans les quelques centimètres supérieurs du sol, spécialement sur la matière organique présente. Le cuivre migre peu en profondeur, sauf dans des conditions particulières de drainage ou en milieu très acide. Il est considéré comme l'élément le plus mobile des métaux lourds, par référence aux processus supergènes (Baba Ahmed, 2012). En fin, dans les milieux saturés et non acide, l'absorption par la plante reste limitée par rapport à la quantité stockée dans le sol au moins lorsqu'un certain seuil n'est pas dépassé ; par ailleurs, la faible mobilité des éléments lourds empêche généralement leur entraînement par les eaux de drainage (Ducchaufour, 1997). Des résultats similaires ont été enregistrés par Esteban et al., (2009).

D'une manière générale Les valeurs de métaux lourds dans les sols pourraient être attribuées à la nature et à la composition des déchets. En effet, la présence au niveau de la décharge d'ordures ménagères, des piles, des matières plastiques, peut être à la base de la forte concentration des métaux lourds dans les sols (Kauome, 2006).

V-3- Compartiment plante

V-3-1- Résultats des analyses des métaux lourds

Tableau 07 : Teneurs moyennes des métaux lourds dans les plantes

Espèces		Teneurs (ppm)				
		Cd	Pb	Cr	Mn	Cu
<i>Plantago lanceolata</i>	Racine	0,66	16,25	7,70	46,84	11,71
	Partie aérienne	1,55	15,37	4,51	34,73	5,36
<i>Polygonum salicifolium</i>	Racine	1,09	8,78	7,17	132,35	5,64
	Partie aérienne	1,36	18,44	4,78	63,05	3,51
<i>Lactuca virosa</i>	Partie aérienne	1,36	17,56	6,10	57,58	5,26

L'examen du tableau 07 nous à permet d'enregistrer des différences intraspécifiques et interspécifiques des teneurs des métaux lourds : Cd, Pb, Cr, Mn et Cu dans les espèces étudiées.

Les résultats du dosage de métaux lourds des racines et des parties aériennes de *Plantago lanceolata* L. de *Polygonum salicifolium* et de *Lactuca virosa* expliquent que les concentrations de manganèse sont les plus importantes. Les résultats montrent que le Cd présent la concentration la plus faible, le Pb, le Cr et le Cu présentent des concentrations intermédiaires entre le Cd et le Mn. La concentration de manganèse la plus élevé est enregistrée au niveau racines de *Polygonum salicifolium* L. avec 132,35 ppm et la faible concentration de Cd est enregistrée au niveau de racine de *Plantago lanceolata* L. avec 0,66 ppm.

V-3-1-1- Cadmium

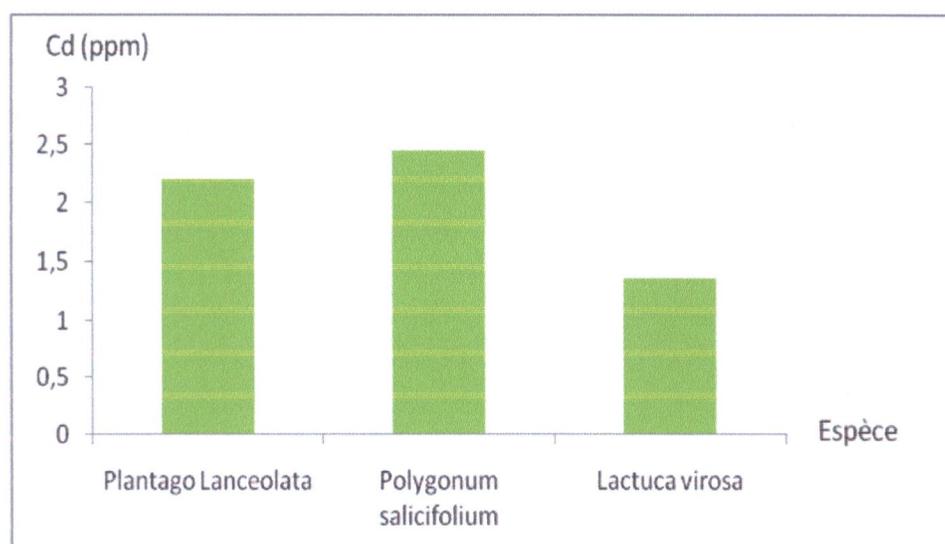


Figure 08 : Variations des teneurs en Cd dans les plantes.

L'examen de la figure 08 nous a permis de constater que la teneur en cadmium la plus importante est enregistrée chez *Polygonum salicifolium L.* suivi par le *Plantago lanceolata L.* *Lactuca virosa L.* est l'espèce qui accumule la plus faible concentration.

V-3-1-2- Plomb

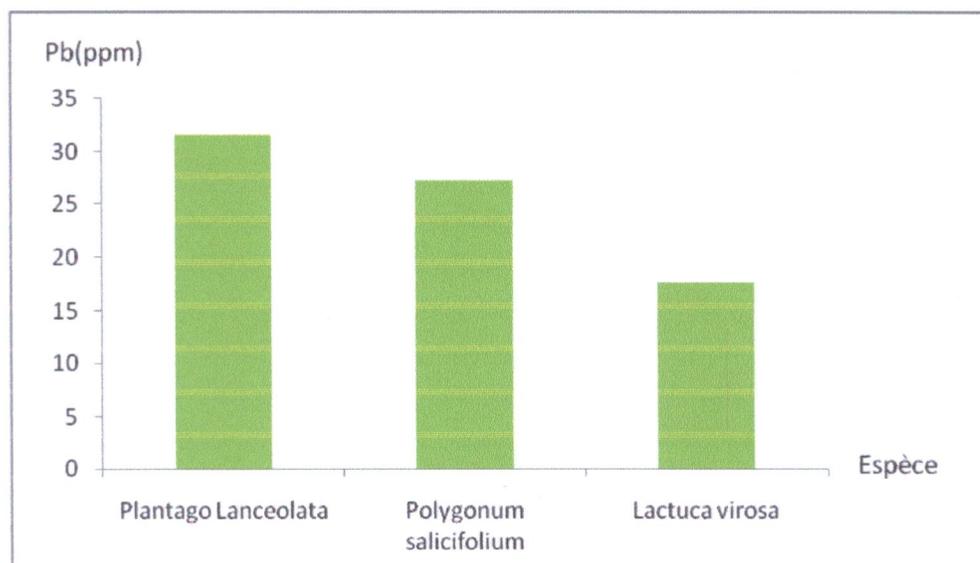


Figure 09 : Variations des teneurs en Pb dans les plantes.

Les résultats obtenus sont représentés par la figure 09 permettent de constater que les teneurs en Pb sont plus ou moins variable d'une espèce a une autre. Une diminution décroissante a été enregistrée de *Plantago lanceolata L* et à *Lactuca virosa L.* Cependant la valeur maximale enregistrée est de

31.62 ppm chez le *Plantago lanceolata* L et une valeur minimale de 17.56 ppm chez la *lactuca virosa* L.

V-3-1-3- Chrome

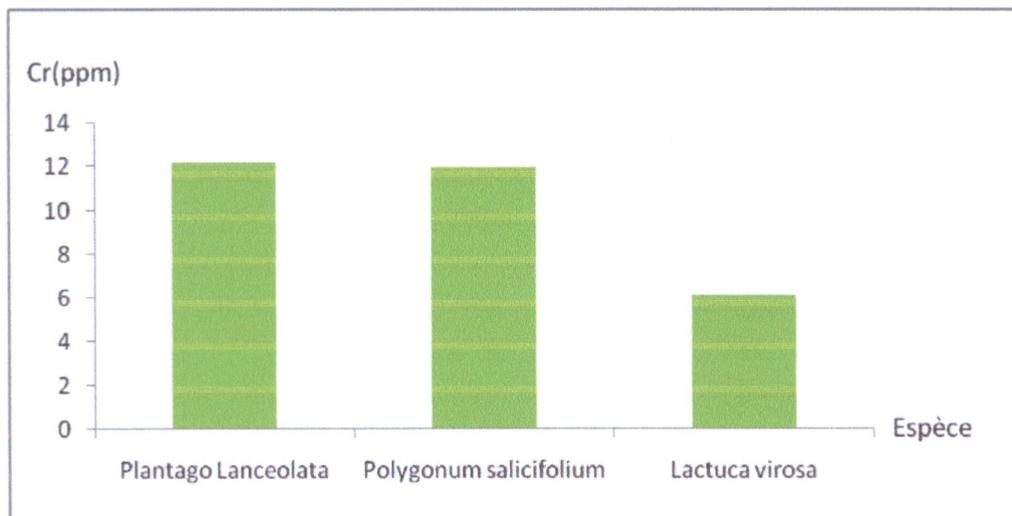


Figure 10 : Variations des teneurs en Cr dans les plantes.

Des variations plus ou moins faibles sont enregistrées dans les teneurs des espèces en chrome. Le *Plantago lanceolata* L. et Le *Polygonum salicifolium* L., présentent des valeurs similaires, la plus faible concentration est enregistré chez *lactuca virosa* L. avec 6.10 ppm (Fig. 10).

V-3-1-4- Manganèse

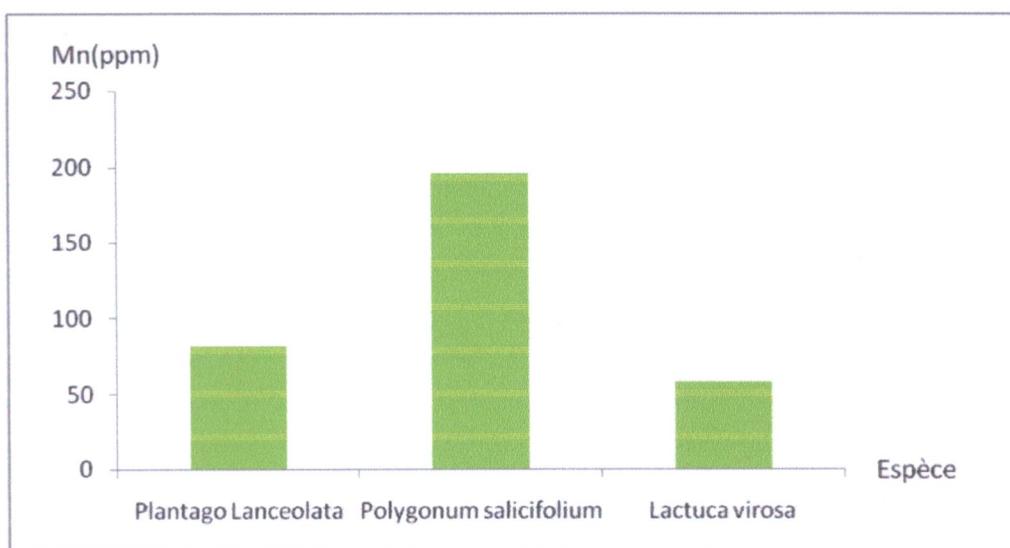


Figure 11 : Variations des teneurs en Mn dans les plantes.

L'examen de la figure 11 nous a permis de constater que la teneur la plus faible enregistrée en manganèse est chez *lactuca virosa* L. et Le *Polygonum salicifolium* L., présente la plus importante concentration avec 195.4 ppm (Tab. 7).

V-3-1-5- Cuivre

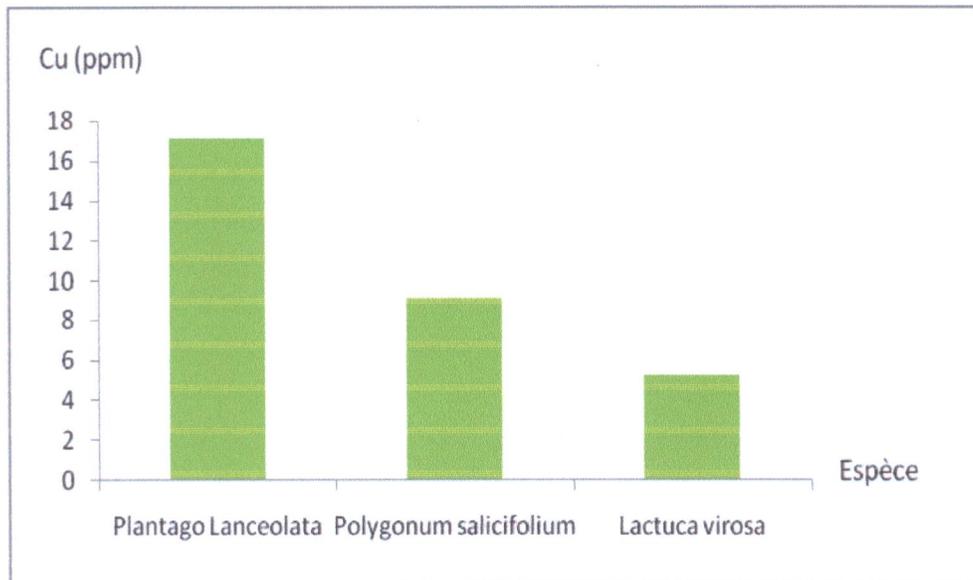


Figure 12 : Variations des teneurs en Cu dans les plantes.

Une diminution progressive de la teneur des espèces végétale en cuivre à été enregistrée. Le *Plantago lanceolata* L. est l'espèce qui accumule la plus forte concentration, le minima est enregistré chez *lactuca virosa* L. avec 5.28 ppm. Cependant le *Polygonum salicifolium* L. représente la valeur médiane (fig. 12).

V-4- Dynamique des métaux lourds

L'étude de la dynamiques des métaux lourds entre les différentes compartiments ; lixiviat-sol-plantes et très importante pour soutenir le choix des espèces végétales utilisées en phytoremédiation. Donc une bonne caractérisation des transferts des polluants depuis l'environnement et jusqu'aux végétaux est essentielle.

V-4-1- Transfert lixiviat-sol

L'étude de la relation lixiviat-sol montre la possibilité de transfert des métaux lourds entre les deux compartiments. Les résultats obtenus montrent une forte concentration certains métaux dans le sol, indiquant une contamination de sol. Ce qui permet de suggérer la rétention des ces métaux par le sol et leur accumulation dans ce compartiment.

$FT = \text{concentration dans le sol} / \text{la concentration dans le lixiviat}$

V-4-2- Transfert sol – plante

La capacité d'une plante à accumuler des polluants à partir de son environnement peut s'évaluer au travers de deux facteurs qui sont le facteur de bioconcentration FBC et le facteur de translocation FT.

V-4-2-1- Facteur de bioconcentration (FBC)

Le FBC désigne le rapport entre la concentration d'un polluant donné dans un être vivant et sa concentration dans le biotope, par exemple la concentration eau pour un écosystème aquatique ou sol pour un écosystème terrestre, ce facteur permet d'établir la bioaccumulation.

$FBC = [\text{organisme}] / [\text{eau ou sol}]$ (Ramade, 2000).

V-4-2-2- Facteur de translocation

➤ Facteur de translocation sol-racine (FT1)

Le FT1 désigne la capacité d'une espèce végétale à accumuler dans ses tissus (généralement les racines) un polluant à partir du sol.

$FT1 = \text{concentration dans la racine} / \text{la concentration dans le sol}$ (Ladislas, 2011)

➤ Facteur de Translocation racines - parties aériennes (FT2)

Le FT2 désigne la capacité d'une espèce végétale à transférer un polluant de ses racines vers ses parties aériennes (tige, feuilles,...). Pour un polluant donné, ces deux facteurs sont définis comme suit :

➤ FT2 = concentration dans la partie aérienne / la concentration dans la racine (Ladislas, 2011)

Tableau 08 : Concentrations en Cd, Pb, Cr, Mn et Cu dans le lixiviat en mg/L, le sol et les plantes

ETM	Espèces	Racine (ppm)	Parties aérienne (ppm)	Lixiviat (mg/L)	Sol (ppm)	FT	FT1	FT2	FBC
Cd	<i>Plantago Lanceolata</i>	0,66	1,55	0,029	1,77	61,03	0,37	2,34	1,24
	<i>Polygonum salicifolium</i>	1,09	1,36				0,61	1,25	1,38
	<i>Lactuca virosa</i>	-	1,36				-	-	0,77
Pb	<i>Plantago Lanceolata</i>	16,25	15,37	0,61	36,45	59,75	0,44	0,94	0,87
	<i>Polygonum salicifolium</i>	8,78	18,44				0,24	2,10	0,75
	<i>Lactuca virosa</i>	-	17,56				-	-	0,29
Cr	<i>Plantago Lanceolata</i>	7,70	4,51	0,40	14,95	37,37	0,43	0,62	0,82
	<i>Polygonum salicifolium</i>	7,17	4,78				0,48	0,66	0,80
	<i>Lactuca virosa</i>	-	6,10				-	-	0,40
Mn	<i>Plantago Lanceolata</i>	46,84	34,73	0,56	293,79	524,62	0,15	0,74	0,28
	<i>Polygonum salicifolium</i>	132,35	63,05				0,45	0,47	0,66
	<i>Lactuca virosa</i>	-	57,58				-	-	0,19
Cu	<i>Plantago Lanceolata</i>	11,71	5,36	0,11	9,62	87,45	1,22	0,45	1,77
	<i>Polygonum salicifolium</i>	5,64	3,51				0,58	0,62	0,95
	<i>Lactuca virosa</i>	-	5,26				-	-	0,54

FT : Facteur de transfert entre lixiviat et sol.

FT1 : facteur de transfert entre sol et racines des plantes.

FT2 : facteur de translocation entre racines et parties aérienne des plantes.

FBC : facteur de bioconcentration entre sol et plante.

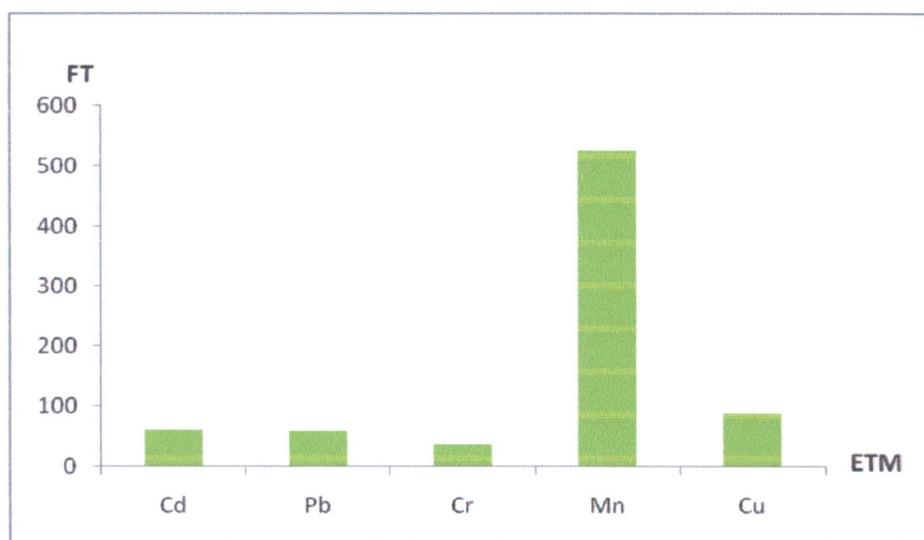


Figure 13 : Variations des facteurs de transfert lixiviat-sol

Les valeurs des facteurs de transfert des métaux lourds entre le lixiviat et sol sont plus importantes. La valeur maximale du FT est enregistrée pour le Mn avec la valeur de 524,62 et le minimal est celle enregistré pour le Cr avec la valeur de 37,37. (Fig. 13) (Tab 8).

➤ Transfert lixiviat-sol

L'étude de la dynamique des polluants entre le lixiviat et le sol est évaluée en utilisant le facteur de transfert. Les concentrations en Cd, Pb, Cr, Mn et Cu dans le lixiviat et dans le sol sont récapitulés dans le tableau 08 et les facteurs de translocations lixiviat-sol sont représentés par la fig. 13

Les résultats obtenues montrent que les concentrations de tous les métaux analysés varient considérablement entre les deux compartiments et les concentrations dans le sol dépassent de loins celles dans l'eau, la concentration maximal enregistrée dans le sol et celle du Mn avec 293,73 ppm et la minimale est celle du Cd avec 1,77ppm, cependant la minimale enregistrée dans le lixiviat est également du Cd avec 0,029 mg/L. La concentration du Pb dans le lixiviat représente le maximum avec 0,6 mg/l la valeur maximale du facteur de transfert lixiviat-sol est celle du Mn avec la valeur

de 524,62, alors que la valeur minimale enregistrée et celle du Cr avec seulement 37,37 néanmoins est une valeur importante.

➤ Transfert sol -plante

V-5- Facteur de translocation entre le sol et les racines (FT1)

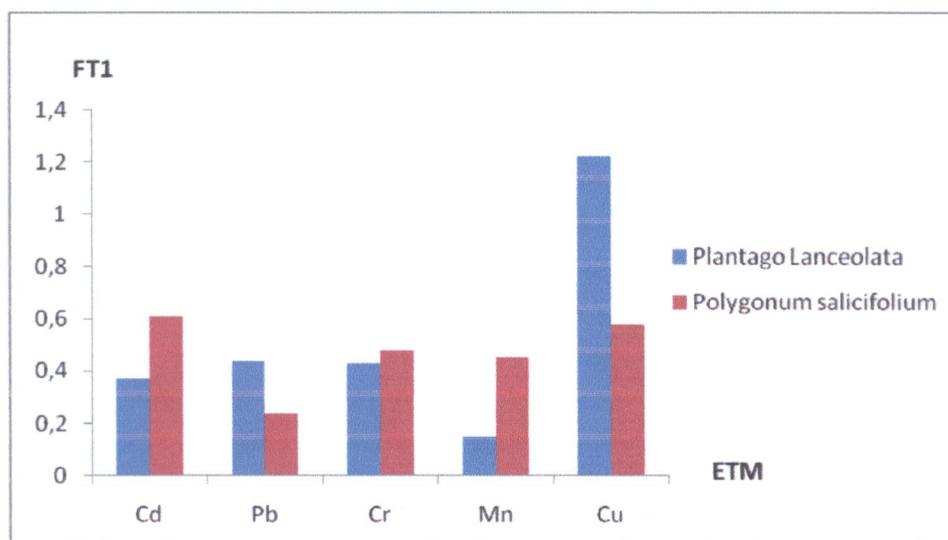


Figure 14 : Variation de facteur de bioconcentration entre le sol et les racines

La figure 14 montre des variations de facteur de translocation entre le sol et les racines des espèces étudiées. Les valeurs ne dépassent pas le 1 pour tous les métaux sauf le Cu. La valeur du FT1 la plus élevée est marquée pour le Cu de 1,22 pour le *plantago lanceolata* L. et le plus faible est marqué pour le Mn avec la valeur de 0,15 chez *Polygonum salicifolium* L.

V-6- Facteur de translocation entre les racines et les parties aériennes (FT2)

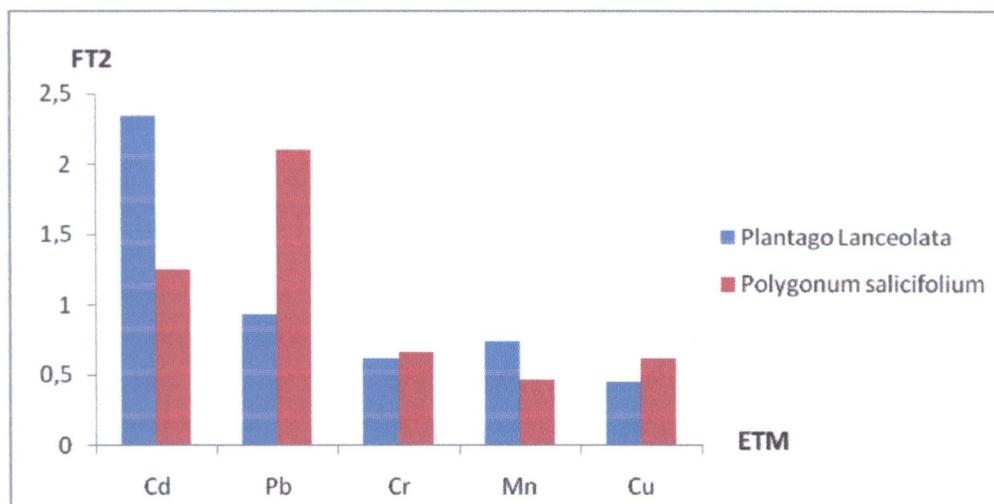


Figure 15 : Variation de facteur de translocation entre les racines et les parties aériennes

Les valeurs des facteurs de translocation entre les racines et les parties aériennes des espèces étudiées sont dépassées à le 1 et pour les de deux métaux ; Cd, Pb. La valeur du FT2 la plus élevée est enregistrée pour le Cd chez le *plantago lanceolata L.* avec 2,34 .et *Polygonum salicifolium L.* avec 1,25 la plus faible est celle enregistrée pour Cu chez le *plantago lanceolata L.* avec valeur 0,45 .d'une manière générale le FT2 du Cd est plus important chez le *plantago lanceolata L.* et le *Polygonum salicifolium L.* (fig.15).

V-7- Facteur de bioconcentration (FBC)

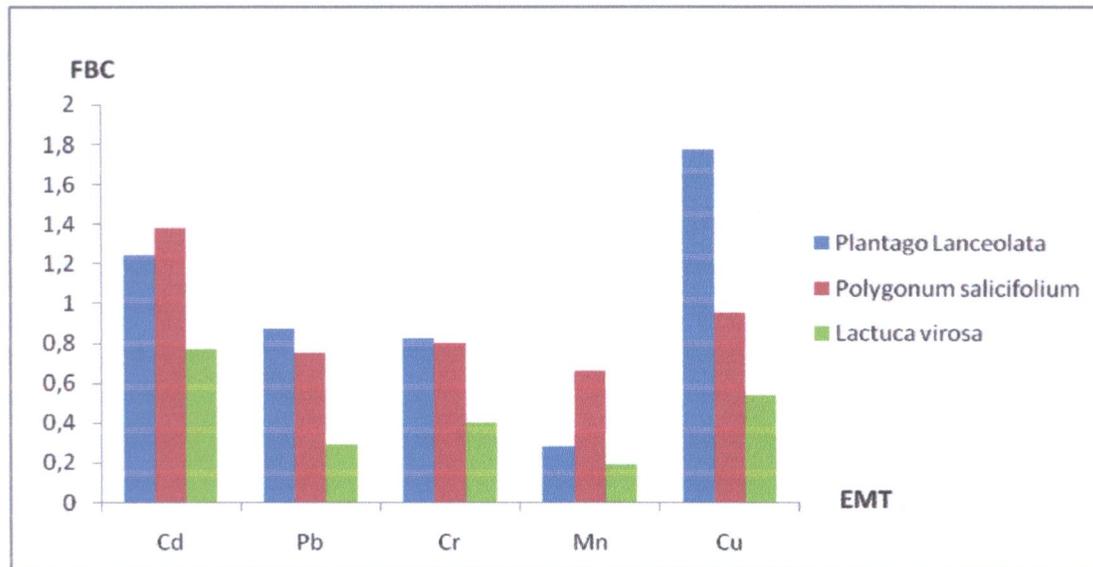


Figure 16 : variation de facteur de bioconcentration entre sol plante

Les valeurs enregistrées les plus importantes du FBC du Cd sont 1,24 pour le *plantago lanceolata L.* et 1,38 pour le *Polygonum salicifolium L.* Pour le Cu la plus élevée est enregistrée chez le *Plantago lanceolata L.* avec 1,77. Cependant Le plus faible FBC enregistré est celui du Mn enregistré chez le *Lactuca virosa L.* avec 0,28 (fig. 16).

V-8- Discussion

Les plantes sont exposées de deux façons aux métaux lourds : par les parties aériennes et par les racines. Les métaux lourds peuvent être déposés à la surface des feuilles et des racines ou pénétrer dans la plante. Les métaux lourds peuvent y pénétrer par les parties aériennes (feuilles, tiges et fruits), à partir de particules en suspension dans l'air, de composés gazeux ou de composés dissous dans l'eau de pluie. Ils peuvent pénétrer par les racines à partir du sol. Une fois prélevés par la plante, les métaux lourds peuvent être piégés et ne pas circuler dans la plante, ou alors transportés du lieu d'absorption vers un autre organe végétal (Tremel-Schaub, 2005).

Le cadmium est élément non essentiel pour la croissance végétale, il est facilement absorbé par les racines et transporté vers les parties aériennes (Wagner, 1993). Il en ressort des résultats que les teneurs sont supérieures au seuil limite estime naturel proposé par kabata-Pendias (1986) (0,05-0,2 ppm). Ainsi l'accumulation du Cd s'effectue dans un ordre décroissant dans les racines, puis la partie aérienne (les tiges et les feuilles) dans la majorité des espèces, ce qui nous a permis de suggérer une accumulation par translocation à partir de l'environnement immédiat de la plante.

Nous remarquons que le *Polygonum salicifolium L.* présente les teneurs en cadmium les plus élevées dans les parties aériennes et les teneurs les plus basses dans les racines. Les mêmes résultats sont constatés pour les deux autres espèces étudiées.

D'une manière générale, les FBC et les FT2 du Cd des deux espèces : *Polygonum salicifolium L.* et *Plantago Lanceolata L.* sont les plus élevés malgré sa faible concentration dans les sols, indiquant ainsi la forte capacité d'accumulation du Cd de ces espèces. Les fortes valeurs de FT2 constatées dans la présente étude confirment la considérable potentialité de ces espèces à éliminer le cadmium à partir du milieu contaminé par la translocation de ce métal vers les parties aériennes.

Les plantes peuvent absorber du plomb à partir des racines, mais également à partir des organes aériens, ou bien par l'intermédiaire des deux. Les quantités de métal absorbées par les racines dépendent de la concentration et de la spéciation du métal dans la solution du sol, mais également de ses capacités de migration du sol vers la surface des racines. Ensuite, la quantité de plomb présente dans les divers organes d'une plante dépend du transport de l'extérieur des racines vers l'intérieur, puis de sa translocation des racines vers les feuilles (Patra et al., 2004 ; Tremel-Schaub, 2005).

L'étude comparative de la distribution du métal dans les racines et les parties aériennes révèle une distribution hétérogène dans l'accumulation et le stockage du plomb. En effet, c'est au niveau des racines que l'accumulation en plomb s'effectue en grande quantité chez *Plantago Lanceolata L.* et l'accumulation est plus importante au niveau de la partie aérienne chez *Polygonum salicifolium L.* Il ressort des résultats que presque toutes les teneurs en cet élément sont supérieures au seuil limite estimé naturel proposé par kabata-Pendias et Pendias (1986) (5 – 10 ppm).

Ce qui reflète les faibles valeurs des facteurs de translocation et les facteurs de bioconcentration indiquant que les plantes séquestrent le plomb dans les parties racinaires et limitent le transport interne, des racines vers les parties aériennes. Sauf *Polygonum salicifolium L.* le FT2 est très élevé car le teneur de Pb est importante dans la partie aérienne. Il était démontré qu'au moins 50% du

plomb accumulé dans les parties aérienne est d'origine atmosphérique (Pendias et Pendias, 1992). La plante peut également absorbée le Pb par les feuilles.

Sous une forme adsorbée sur les hydroxydes métalliques, le Cr est peu disponible aux végétaux. La concentration en Cr des végétaux est donc principalement contrôlée par la concentration du Cr en solution dans le sol. Le Cr dans un sol neutre ou basique sera donc plus disponible vis-à-vis des plantes que dans un sol acide (Kadem, 2005).

Nous notons que l'accumulation la plus importante en chrome a eu lieu au niveau des racines pour tous les plantes. Il ressort des résultat que toutes les teneurs sont supérieurs au seuil limite estimé naturel proposé par Kabata-Pendias et Pendias,(1986)(0,1 - 0,5 ppm).

D'une manière générale, les FBC et FT2 du Cr des trois espèces sont les plus faibles malgré sa grande concentration dans les sols, indiquant ainsi la faible capacité d'accumulation du Cr de ces espèces, Les faibles valeurs de FT2 constatées dans la présente étude indiquant que les plantes séquestrent le Cr dans les parties racinaires et limitent le transport vers les parties aériennes.

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

L'étude de la distribution du métal dans les racines et les parties aériennes, révèle une accumulation et stockage du manganèse que s'effectue en grande quantité dans les racines. L'accumulation du manganèse dans les différents organes de l'espèce considérée (Mench et al., 1992)

Le Cu est un des éléments les plus essentiels pour les plantes. Les plantes absorbent le Cu dans la solution du sol ; si le fait est incontestable, les mécanismes impliqués dans cette absorption sont encore flous. Le cuivre présent dans les racines est entièrement sous forme complexée, mais la pénétration racinaire doit quand même se réaliser à l'état de formes dissociées. La vitesse de pénétration dans les racines est très faible. La plus faible des éléments essentiels pour les végétaux. Elle diffère en fonction de la spéciation du métal (Baba Ahmed, 2011).

L'étude comparative de la distribution du métal dans les racines et les parties aériennes fait ressortir une importante différence en matière d'accumulation du cuivre, également une différence entre les différentes espèces végétales. Les teneurs en Cu déterminées dans toutes les plantes indiquent des valeurs plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes. Il ressort des résultats que

presque toutes les teneurs en cet élément sont supérieures au seuil limite estimé naturel proposé par kabata- Pendias et Pendias, (1986) (5 -30 ppm).

Nombreuses études ont montré l'absorption et accumulation du cuivre au niveau des parties souterraines, (Remon et al., 2005 ; likentso et al., 2011).

Le *Plantago Lanceolata* et le *Polygonum salicifolium* présentent des facteurs de bioconcentration élevés. Ces résultats soulignent une utilisation possible de ces deux espèces à la fois pour des objectifs de phytoremédiation. Nos résultats sont en accord avec les résultats rapportés par : Ladislav (2011) dans *Juncus sp* et *Typha sp* présentent des facteurs de bioconcentration élevés ($0,5 \leq \text{FBC} \leq 4,8$) et Cecchi(2008) dans la tomate et les fèves où les FBC varient entre 0,05 et 0,53.

L'étude de la translocation des métaux lourds chez la plante nous à permis de mettre en évidence les caractères accumulateurs des métaux lourds dans les différents organes végétaux. Le transfert de ces métaux lourds des sols vers la plante repose sur un ensemble de mécanismes. En effet, de nombreux facteurs vont jouer un rôle dans ce transfert du sol vers la plante. Ces facteurs sont chimiques ou physiques (porosité du sol, nature des minéraux ou des matières organique, types de polluant, granulométrie, température) et biologiques, tels que la nature de la plante. Par conséquent, la bioconcentration et la translocation sont des processus d'évaluation de la capacité accumulatrice des plantes afin de sélectionner les espèces ayant un intérêt dans la phytoremédiation

Conclusion

Conclusion

Notre étude avait pour objectifs d'évaluer les capacités de prélèvement des ETM, la tolérance et la capacité d'élimination des métaux lourds par les macrophytes aquatiques en mesurant la concentration en ETM restant dans le milieu et de comparer l'efficacité de ces macrophytes dans la diminution de la charge polluante en métaux lourds dans le milieu et donc d'évaluer leur potentiel pour une application future en phytoremédiation des sols contaminés par les métaux lourds. L'étude est menée dans le CET de Béni Ahmed, Jijel.

Pour déterminer la dynamique de la pollution par les métaux lourds, des échantillons de lixiviat, du sol et de végétation ont été récoltés et soumis à l'analyse physico-chimique et au dosage de quelques métaux lourds (Cd, Pb, Cr, Mn et Cu).

Les résultats obtenus des paramètres physico-chimiques montrent que le sol de centre d'enfouissement technique est basique, non salé, peu calcaire, pauvre en matière organique et une capacité d'échange cationique très élevé.

L'étude de la dynamique des métaux lourds montre que les concentrations de tous les métaux analysés varient considérablement entre les deux compartiments lixiviat-sol et les concentrations dans le sol dépassent de loins celles dans le lixiviat.

La présente étude nous a permis également d'évaluer la distribution des ETMs étudiés dans les différentes parties anatomiques (racine et partie aérienne) de certaines plantes aquatiques : *Plantago lanceolata* L. *Polygonum salicifolium* L. et *lactuca virosa* L. en relation avec le niveau de contamination de lixiviat et de sol. L'accumulation des ETMs était confirmée par les calculs des facteurs de bioconcentration (FBC) et des facteurs de translocation (FT2).

Des facteurs de bioconcentration et des facteurs de translocation ont été calculés afin d'évaluer d'une part la capacité d'une plante enracinée à absorber un métal à partir du sol et à accumuler celui-ci dans ses racines, et d'autre part afin d'évaluer la capacité de cette plante à transférer ce métal de ses racines vers ses parties aériennes.

Les résultats montrent que pour l'ensemble des espèces, les teneurs des éléments traces métalliques dans les racines et les parties aériennes dépassent largement les seuils limites estimés naturels. Les plus forts FBC enregistrés sont ceux du Cd et du Cu. Les plus faibles FBC pour le Mn chez *lactuca virosa* L. Les fortes valeurs de FBC du Cd sont enregistrées chez le *Polygonum salicifolium* L. et *Plantago Lanceolata* L.

Les plus forts FT2 sont enregistrés pour le Cd et le Pb sont ceux enregistrés chez le *Plantago Lanceolata L.* et le *Polygonum salicifolium L.* Les plus faibles Ft du Cu sont enregistrés chez le *Polygonum salicifolium L.*

D'une manière générale, les FBC et les FT2 du Cd des deux espèces : *Polygonum salicifolium L.* et *Plantago Lanceolata L.* sont les plus élevés malgré sa faible concentration dans les sols, indiquant ainsi la forte capacité d'accumulation du Cd de ces espèces.

Cette étude nous a permis de constater que les espèces aquatiques étudiées : *Plantago lanceolata L.* *Polygonum salicifolium L.* et *lactuca virosa L.* sont des bioaccumulateurs et peuvent être utilisées dans la phytoremédiation.

*Références
bibliographiques*

Références bibliographiques

- Abdely, CH.**, 2007. Bioremédiation / Phytoremédiation, Sciences naturelles. Tunis, 32pp.
- ADEME (L'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie)**, 2006. Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation, France, 92 pp.
- AFNOR**, 1994. Le Dictionnaire de l'environnement. Les termes normalisés ; Lexique français-anglais, anglais-français. Paris La Défense, 307pp.
- Aina, M.P.**, 2006. Expertises des centres d'enfouissement technique de déchets urbains dans les PED : contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur site, Thèse de doctorat, l'université de Limoges, 236pp.
- Alkorta, I., Hernandez-Allica, J., Becerril, J.M., Amezaga, I., Albizu, I. & Garbisu, C.**, 2004. Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic, *Environmental Science and Bio/Technology* 3, 71–90 pp.
- Andrieu, M., Ghewy, X., Mathery, CH., Nicklaus, D.**, 2012. Références : Lexique à l'usage des acteurs de la gestion des déchets, France, 48pp.
- Anonyme : BRGM (Bureau de Recherches Géologiques et Minières)**, 1994. Déchets inertes et comblement des carrières en Franche-Comté, France, 150pp.
- Anonyme, 2002 : Inspection de l'environnement**. Plan directeur de gestion des déchets solides urbains de la ville de Jijel, y compris l'étude pour l'éradication des décharges sauvages, l'aménagement et l'équipement d'une décharge contrôlée, Wilaya de Jijel.
- Anonyme, 2013. La cité administrative** (direction de l'environnement), wilaya de Jijel.
- Annabelle, A.**, 2012. Aspects physiologiques et biochimiques de la tolérance à l'arsenic chez les plantes supérieures dans un contexte de phytostabilisation d'une friche industrielle, thèse doctorat présentée à l'Université Blaise Pascal, 328pp.
- Audry, S.**, 2003. Bilan géochimique du transport des éléments traces métalliques dans le système fluvial anthropisé Lot- Garonne- Gironde. Thèse de doctorat, Université de Bordeaux

Baize, D., 1997. Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols(France), Eds INRA, 408pp.

Baba Ahmed, A. ,2012. Etude de contamination et d'accumulation de quelques métaux lourds dans lourds dans des céréales, des légumes et des sols agricoles irrigués par eaux usées de ville hammam boughrara, Thèse de Doctorat , Université Tlemcen, 256 pp.

Baize, D. 1988. Guide des analyses courantes en pédologie. INRA, France imprimé par Jouve, Paris, 172pp.

Barbe, J., 1984. Les végétations aquatiques .Données biologiques et écologiques .Clés de détermination des macrophytes de France, Bulletin Français de Pisciculture, 42pp.

Blaylock, M. J., Huang J. W., 2000.Phytoextraction of metals. In Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment (ed. I. Raskin and B. D. Ensley), 53-70 pp.

Balet, J.M., 2005. Aide mémoire ; gestion des déchets, DUNOD, Paris, 227 pp.

Bencharif, N., Riah, R., 2009. Contribution des teneurs totales en métaux lourds du sol au niveau du site de la décharge contrôlée de beni Ahmed (risque d'une pollution géogène). Université de Jijel, 53pp.

Bowen, R.J.M., 1979. Environmental Chemistry of the Elements. Academic Press, London.

Bremond, R., Nuichard, R., 1973. Les paramètres de la qualité des eaux. Edition La documentation française, 173pp.

Burnol, A., Duro L., Grive M., 2006. Eléments traces métalliques. Guide méthodologique. Recommandations pour la modélisation des transferts des éléments traces métalliques dans les sols et les eaux souterraines, INERIS, France, 138pp.

Calvet, R., 2003. Le sol : propriétés et fonctions Tome (1) : constitution et structure, phénomènes aux interfaces. Ed. France Agricole, 251pp.

Cecchi, M., 2008. Devenir du plomb dans le système sol-plante : Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate), Thèse de Doctorat : Sciences Ecologiques Vétérinaires Agronomiques et Bioingénieries, Université Toulouse, 226 pp.

- Colombano, S., Saada, A., Guerin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Beranger, S., Hube, D., Blanc, C., Zornig, C., Girardeau, I., 2010.** Quelles techniques pour quels traitements - Analyse des coûts-bénéfices, BRGM, France. 403pp.
- Dabouineau, L., Lamy, Y., Collas, P.H., 2005.** Phytoremédiation et phytorestoration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées, le rôle de l'eau, Vol.124, 8-15 pp.
- Damien, A., 2009.** Guide du traitement des déchets, 5^{ème} édition, Dunod, Paris, 439pp.
- Desachy, ch., 2001.** Les déchets sensibilisation à une gestion écologique, deuxième édition, TEC et DOC, Londres, Paris, 70 pp.
- Djemaci, B., 2012.** La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments d'efficacité, Thèse de doctorat, l'Université de Rouen, 332 pp.
- Drechsel, P., Scott, C.H.A., Raschid-Sally, L., Redwood, M. M., Bahri, A., 2011.** L'irrigation avec des eaux usées et la santé, TDRC, CRDI, Canada, 235 pp.
- Dung Huynh, T.M., 2009.** Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ Microflore tellurique, Thèse de Doctorat, université de paris EST, 169 pp.
- 30) Duchaufour, P., 1997.** Abrégé de pédologie Sol, Végétation, Environnement. 5^{ème} édition, Masson, Paris, 291 pp.
- Ducerf, G., 2007.** L'encyclopédie des plantes bio-indicatrices alimentaire et médicinales, 2^{ème} édition, France, 351 pp.
- Duval, C., 2004.** Matières plastiques et l'environnement, DUNOD, Paris, 304 pp.
- Egbert, H., Van Nes, van den Berg, M. S., Clayton J. S., Coops, H., Scheffer, M., Ireland, E.V., 1999.** A simple model for evaluating the costs and benefits of aquatic macrophytes, *Hydrobiologia* 415, 335-339 pp.
- Esteban, R., Jean-lun, B., Joly, Bruno, C., Olivier, F., 2009.** Accumulation et effets des éléments métalliques sur les populations végétales spontanées des trios crassiers métallurgiques : peut-on utiliser les plantes comme bioindicateurs ?, Etude et gestion des sols, vol 16, 313-321pp.

- Erakhrumen., Agbontalor, A., 2007.** Phytoremediation: an environmentally sound echnology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. Educational Research and Review, Vol. 2 (7), 151-156 pp.
- Gaujous, D., 1995.** La pollution des milieux aquatiques- aide mémoire.2ième Edition Tec et Doc. Paris, 40- 57 pp.
- Gros, .1979.** Engrais guide pratique de la fertilisation 7ème Ed, Maison Rustique, 533 pp.
- Haury, J., 1985.** Etude écologique des macrophytes du Scorff (Bretagne-Sud). Thèse Docteur-Ingénieur, Université de Rennes I, Rennes, 243 pp.
- Haury, J., Bagniere, J.L., 1996.** Les macrophytes, facteurs structurant de l'habitat piscicole en rivières à salmonides. Etude de microrépartition sur un secteur végétalisé du Scorff (Bretagne-Sud). Cybium, 20 (3) suppl. : 107-122.
- Haury, J ; Peltre, M.C., Muller, S., Thiebaut, G., Tremolieres, M., Demars, B., Barbe, J., Dutartre A., Daniel, H., Bernez L, guerlesquin, M., Lambert, E., 2000.** Les macrophytes aquatiques bioindicateurs des systèmes lotiques. Intérêts et limites des indices macrophytiques. Synthèse bibliographique des principales approches européennes pour le diagnostic biologique des cours d'eau. UMR INRA-ENSA EQHC Rennes & CREUM-Phytoécologie Univ. Metz. Agence de l'Eau Artois-Picardie, 244pp.
- Hoening, M., Dupire S., Wollast R., 1979.** L'atomisation électrothermique en spectrométrie d'absorption atomique et son application dans les études de l'environnement. Tec et Doc, Paris, 340 pp.
- INRA, 1988.** Institut national de la Recherche Agronomique.
- Jemal, F., Ghorbal, M.H., 2002.** Phytoremédiation, Revue H.T .E.,N°122, Tunis, pp 49 -60.
- Joniak, T., Kuczyn ska-Kippen, N., Nagengast, B., 2007.** The role of aquatic macrophytes in microhabitatual transformation of physical-chemical features of small water bodies, Hydrobiologia 584:101–109.

Johnston, H, Carlier F. 1991. Les déchets domestiques et les polluants industriels. Ed Gamma. Ed du trecarré.

Joradp. , 2006. Décret exécutif N° 06-141 du 19 avril 2006 définissant les valeurs limites des rejets d'effluents liquides industriels.

Kabata-Pendias, A. and Pendias H., 1986. Trace Elements in Soils land Plants, six nd Ed. CRC Press, Inc, USA 1-315.

Kabata-Pendias, A., Pendias H., 1992. Trace elements in soils and plants; 2nd edition. CRC press.

Kadem, D.E.D., 2005. Évaluation et comportement des métaux lourds (Cd-Cr-Cu-ni-Pb-Zn et Mn) dans les sols à vocation agricole et à végétation naturelle soumis à une pollution atmosphérique. (El Hadjar – Annaba – Est Algérien), Influence de la végétation sur la dynamique de ses métaux, Thèse de Doctorat en Ecologie, Université Mentouri Constantine, 127pp.

kehile, Y., Mezouari, F., 2011. Intérêt des matériaux geosynthétiques dans la conception des centres d'enfouissement technique (CET) en Algérie, Studia Geotechnica et Mechanica, Vol. XXXIII, No. 3, 52- 60 pp.

Kouame,K.,Gone,D.L.,Savane,I.,Kouassi,E.,Koffi,K.,Goula,B.T.A .,diallo,M.,2006. Mobilité relative des métaux lourds issus de la décharge d'Akouédo et risque de contamination de la nappe du Continental Terminal (Abidjan - Côte d'Ivoire), Afrique SCIENCE02, 39 - 56 pp.

Ladislav, S., 2011.Transfert de polluants au sein d'un ouvrage de traitement des eaux issues du ruissellement urbain – Mise au point d'un procédé de traitement complémentaire, Thèse de doctorat, l'Université Nantes Angers Le Mans, 207 pp.

Lauret, M., Oheix2, J., Derolez, V., Laugier, T., 2011. Guide de reconnaissance et de suivi des macrophytes des lagunes du Languedoc-Roussillon, Maraval, France, 148 pp.

Lecomte, P., 1998 .les sites pollués : traitement des sols et des eaux souterraines, 2Edition .Revue et augmentée, Londres, Paris, 161-164 pp.

LeClech, B., 2000- Agronomie « des bases aux nouvelles orientations ».Edition Synthèses Agricole. Bordeaux. 260 pp.

- Likentso, S.S., Reinette G.S., James P. O., Patrick A.N., 2011.** Accumulation and Distribution of Metals in *Bolboschoenus maritimus* (Cyperaceae), from a South African River. *Water Air Soil Pollut* 216:319–328
- Lox, A., Houtain, A., 1999.** La sélection des sites de décharge en Région wallonne(Belgique), *Biotechnol. Agron. Soc. Environ.* 3 (1), 49–56 pp.
- Ngo, CH., Régent, A., 2004.** Déchets et pollution ; impact sur l'environnement et la santé, DUNOD, Paris, 133 pp.
- Maes, P., 2004.** Gestion des déchets de chantier ; Guide métrologiques, Afnor, France, 117 pp.
- Mathieu, C., Pieltain F., 2003.** Analyse chimique des sols : méthode choisies, Editions Tec et Doc. Lavoisier, France, 387 pp.
- Mehdi, M.M., Belabbed, B.E., Djabri, L., Hani, A., Laour, R., 2007.**Caractéristiques de la décharge publique de Tiaret et son impact sur la qualité des eaux souterraines, *Courrier du Savoir – N°08*, 93-99 pp.
- Mench, M., Juste C. et Solda P., 1992.** Effet de l'utilisation de boues urbaines en essais longue durée : accumulation des métaux par les végétaux supérieur. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 1389: 141-156.
- Patra, M., Bhowmik N., Bandopadhyay B., Sharma A., 2004.** Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, pp 199-223
- Peer, W.A., Baxter, I.R., Richards, E.L., Freeman .J.L., Murphy, S., 2005.** Phytoremediation and hyperaccumulator plants, *Topics in Current Genetics*, Vol. 14, 299-340 pp.
- Peltre, M.C., Dutartre, A., Barbe, J., Haury, J., Muller, S., Olivier, M., 2002.** Les proliférations végétales aquatiques en France ; Caractères biologiques et écologiques des principales espèces milieux propices, *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 365/366, 259-280 pp.
- Prabha, K., Padmavathiamma., Loretta, Y., Li ,2007.** Phytoremediation Technology : Hyper-accumulation Metals in Plants, *Water Air Soil Pollut* 184, 105–126 pp.
- Ramade, F., 1998 .**Dictionnaire encyclopédique des sciences de l'eau. Ediscience, Paris, 786 pp.
- Ramade, F., 2000.** Dictionnaire encyclopédique des polluants, Ediscience intrenational, Paris, 690 pp.

- Ramade, F., 2002.** Dictionnaire encyclopédique de l'écologie et des sciences de l'environnement, 2ème édition, Dunod, Paris, 475 pp.
- Ramade, F., 2005.** Eléments d'écologie, écologie appliquée. 6 ème édition, Dunod, Paris, 560 pp.
- Ramade, F., 2007.** Introduction à l'écotoxicologie : fondements et applications. TEC et DOC. Lavoisier(Ed).Paris, pp 609 pp.
- Rejesk, F., 2000.** Analyse des eaux. Aspects règlementaires et techniques ; édition CRDP d'aquitaine, 180pp.
- Remon, E., Bouchardon, J.L, Cornier, B., Guy, B., Leclerc, J.C, Faure, O., 2005.** Soil characteristics, heavy metal availability and vegetation recovery at a former metallurgical landfill: implications in risk assessment and site restoration; Environmental Pollution 137: 316-323.
- Rodier, J., 1996.** Analyse de l'eau ; eaux naturelles ; eaux résiduaires et eaux de mers ; 8ème édition DUNOD. Paris. 530pp.
- Rodier., 2005.** L'analyse de l'eau, eaux naturelles, eaux résiduaires, eau de mer. 8ème édition DUNOD, Paris. 1383 pp.
- Rodier, J., Legube B., Merlet N et coll., 2009.** L'analyse de l'eau ; eaux naturelles ; eaux résiduaires et eaux de mers ; 9ème édition, Dunod, Paris, 1526 pp.
- Roula, S.E., 2005.** Caractérisation physico-chimiques et valorisation des boues résiduaires urbaines pour la confection des substrats de culture en pépinière hors sol, Thèse Mage, Agro, Université de Batna.
- Salim, K., 2007.** Etude expérimentales des mélanges sable bentonite : Leurs Performances comme Barrières de Confinement dans les CET, Thèse de Doctorat de Géotechnique Environnementale, l'université de Mentouri Constantine, 201 pp.
- Savary, P., 2003.** Guide des analyses de la qualité de l'eau ; dossier d'expert ; Éditions Techni, 87-194 pp.
- Succuro, J. S., McDonald, S.S. et Lu, C. R., 2009.** Phytoremediation: The Wave of the Future, Springer Science, 119-135 pp.
- Tarabay, R., 2011.** Vers un projet sociétal libanais : L'environnement durable une nouvelle citoyenneté ?, Thèse de doctorat géographie de l'université de Paris IV –Sorbonne, 412 pp.

- Tela Botanica, 2013.** Base de Données Nomenclaturale de la Flore de France par Benoît Bock, BDNFF v4.02. (telabotanica.org)
- Tissot, B., 2004.** Sécurité sanitaire et gestion des déchets : quels liens ?, TEC et DOC, Londres, Paris, 186 pp.
- Trebouet, D., Berland, A., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., Quemeneur, F., 1998.** Traitement de Lixiviats stabilisés de décharge par des membranes de nanofiltration, Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science, vol. 11, N° 3, 365-382 pp.
- Tremel-Schaub, A., Feix, I., 2005.** Contamination des sols : Transferts des sols vers les plantes, EDP Sciences/ADEME, France, 422 pp.
- Vamerali, T., Bandiera, M., Mosca, G., 2010.** Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land, Environ Chem Lett 8, 1–17 pp.
- Wagner G.J., 1993.** Accumulation of cadmium in crop plants and its consequences to human health. Adv. Agron. 51, 173-212 pp.
- Waridel, P., 2003.** Investigation phytochimique des plantes aquatiques *Potamogeton pectinatus* L., *P. lucens* L., *P. perfoliatus* L. et *P. crispus* L. (Potamogetonaceae), Thèse de doctorat, l'Université de Lausanne, 219 pp.
- Wetzel, R.G. et Hough, R.A., 1973.** Productivity and rôle of aquatic macrophytes in lakes. An assess-ment. Polskie Archiv. Hydrobiol. 20 (1), 9-19.
- Wuana, R.A., Okieimen, F.E., 2010.** Phytoremediation Potential of Maize (*Zea mays* L.), African Journal of General Agriculture, Vol. 6, 275-287 pp.

Annexes

Annexes I : Protocoles expérimentaux

I-1- Compartiment lixivié

I-1-1- Demande chimique en oxygène (DCO)

- **Réactifs utilisés :**

- ✓ Eau distillée. ;
- ✓ Sulfate mercurique en cristaux (complexant de Cl⁻) ;
- ✓ Sulfate d'argent (6,6 g.L) en solution dans H₂SO₄ (catalyseur) ;
- ✓ Sel de Mohr (0,1 M à vérifier sur place) ;
- ✓ Bichromate de potassium 0,05 M ;
- ✓ Acide sulfurique concentré 95 % (d=1.85) ;
- ✓ Ferroïne indicateur de Fe (II) ;

- **Mode opératoire**

Introduire 50ml d'eau à analyser (ou de dilution) soigneusement homogénéisée dans un ballon de 500ml contenant quelques billes pour régulariser l'ébullition. Ajouter 1g de sulfate mercurique cristallisé et 5 mL de solution sulfurique de sulfate d'argent. Ajouter 25mL de solution dichromate de potassium 0,04mol/L puis avec précaution 70mL de solution sulfurique de sulfate d'argent en agitant par un mouvement circulaire du ballon et en refroidissant sous un courant d'eau froide. Porter à ébullition pendant deux heures sous réfrigérant à reflux adapté au ballon laisser refroidir diluer à environ 350ml avec de l'eau permutée. Ajouter quelques gouttes de solution de Ferroïne. Déterminer la quantité nécessaire de solution de sulfate de fer et d'ammonium pour obtenir le virage au rouge violace. Procéder aux mêmes opérations sur 50 mL d'eau permutée.

- **Expression des résultats**

La demande chimique en oxygène (DCO) exprimée en milligrammes d'oxygène par litre est égale à : $DCO = 8000(V_0 - V_1) T/V$.

- ✓ V_0 = Volume de sulfate de fer et d'ammonium (II) nécessaire au dosage (mL).
- ✓ V_1 = Volume de sulfate de fer et d'ammonium (II) nécessaire à l'essai à blanc (mL).
- ✓ T = Titre de la solution de sulfate de fer (II) et d'ammonium (en mol/L)
- ✓ V = Volume de la prise d'essai (en mL) (Rodier, 2005).

I-2- Compartiment sol

I-2-1- Mesure de pH

- **Mode opératoire**

Peser 10g de terre tamisé (2 mm) dans un bécher. Ajouter 25 ml d'eau distillée, et agiter 1 minute avec une baguette de verre. Laisser reposer 2 heures. Plonger l'électrode dans le liquide surnageant

et effectuer la mesure. Laisser la lecture se stabiliser durant plusieurs secondes. Noter les valeurs à la deuxième décimale près (Mathieu et Pieltain, 2003).

I-2-2- Mesure de la conductivité électrique

- **Mode opératoire**

Peser 10g de sol tamisé (2 mm) dans un bécher de 100 ml et ajouter 50 ml d'eau distillée, en agite ensuite avec un agitateur magnétique pendant 2 heures. Cela permet de mettre en suspension la totalité de l'échantillon et obtenir un équilibre entre la phase solide et la phase liquide. La solution est ensuite laisser reposer 1/2 heure, puis on mesure la conductivité à l'aide d'un conductimètre électronique sur la solution du sol (Mathieu et Pieltain, 2003).

I-2-3- Dosage du calcaire total (calcimètre de Bernard)

- **Mode opératoire :**

1- Etalonnage du calcimétrie :

- ✓ On détermine la relation entre les quantités connues de carbonates et les volumes de CO₂ dégagés.
- ✓ préparer une série de 6 piluliers dans lesquels on met respectivement 25, 50, 100, 150, 200, 300mg de CaCO₃ pur.
- ✓ Introduire prudemment dans chaque pilulier un tube à hémolyse rempli de 4 ml de HCL (Propipette).
- ✓ Fermer le pilulier et déterminer le volume du à l'enfoncement du bouchon après avoir équilibré les niveaux de la solution dans les deux bras du manomètre.

Noter : V_t = volume témoin.

- ✓ Agiter le pilulier pour que HCL prenne contact avec CaCO₃ et continuer à remuer jusqu'au moment où le liquide arrête de descendre dans le calcimétrie.
- ✓ Le volume de gaz se lit après la mise à niveau sous pression atmosphérique (noter V_e : Volume de l'échantillon). La vraie quantité de CO₂ dégagé par la réaction est :

$$\text{Corrigé} = V_e - V_t$$

2- Détermination du calcaire dans le sol :

Introduire 1g de terre fine dans un pilulier et suivre le même mode opératoire. Déterminer V_t, V_e, V_c. (Mathieu et Pieltain, 2003).

I-2- 4- Dosage de la matière organique (méthode de Walkley-Black)

- **Réactifs**

- ✓ Acide sulfurique concentré 95% ;
- ✓ Solution 1N de bichromates de potassium, $K_2Cr_2O_7$, à 8% (49.04g/l) ;
- ✓ Acide phosphorique concentré H_3PO_4 , 85%. ;
- ✓ Indicateur : 1g de diphénylamine dans 40ml H_2O et 200ml H_2SO_4 concentré ;
- ✓ Solution 1N de $FeSO_4$ dans l'acide sulfurique 0.5N : 278g de $FeSO_4 \cdot 7 H_2O$ dans 1l eau distillée + 5ml de H_2SO_4 ;

- **Mode opératoire**

Introduire 1g de sol dans un erlenmeyer de 500 ml. Ajouter 10 ml de solution de bichromate 1N et 20 ml d'acide sulfurique concentré pur. Agiter pendant une minute et laisser reposer durant 30 minutes. Au contenu de l'erlenmeyer on ajoute 200 ml d'eau distillée, 10 ml de H_3PO_4 et 1ml de l'indicateur de diphénylamine.

Titre avec la solution de $FeSO_4$ (dans une burette de 50 ml). Le virage est atteint quand la couleur change du violet au vert. Faire en double et un essai à blanc (mêmes opérations en absence du sol).

Le pourcentage de la matière organique est donné par l'équation suivante :

$$\% MO = 4 \times 1,725 (a-b)/a$$

Où :

a= volume en ml de la solution de $FeSO_4$ ajouté au blanc.

b=volume en ml de la solution de $FeSO_4$ ajouté au sol : prendre la moyenne des deux répétitions.

I-2-5- La capacité d'échange cationique (méthode AFNOR)

- **Réactifs**

- ✓ Ethanol 95 % ;
- ✓ H_2SO_4 (0.025 mol / litre) ;
- ✓ Indicateur de TACHIRO ;
- ✓ Phénol phtaléin ;
- ✓ Solution d'acide borique (40 g/L) ;
- ✓ NaOH (330 g/L) ;
- ✓ Carbonates de calcium $CaCO_3$;
- ✓ Solution d'oxalates d'ammonium (5.076 g/L) ;

- **Mode opératoire**

D'abord, préparer la solution du sol comme suit : 5g de sol, 750 mg de CaCO_3 et 50ml de la solution d'oxalate d'ammonium, agiter pendant 3heures et laisser reposer 10 à 12 heures dans un réfrigérateur (pour accélérer le travail on peut utiliser la centrifugeuse).

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

Dans le becher de collection mettre 40 ml d'acide borique + quelque goutte d'indicateur de Tachiro. Dans la colonne de titration on met la solution d' H_2SO_4 .

Au moment ou le virage de la couleur du violet vers le vert est effectué, on commence la titration par H_2SO_4 et on marque le volume de H_2SO_4 puis on applique la formule de calcul suivante :

$$T = \frac{(V_2 - V_1) \times C \times 50 \times 2 \times 100}{m \times V}$$

Où :

V_2 = Volume du témoin

V_1 = Volume de l'échantillon

C = Concentration de $\text{H}_2\text{SO}_4 = 0,025 \text{ mol/L}$

m = Prise d'essai = 5g de sol

V = Prise d'essai = 10 ml de la solution du sol.

I-3- Compartiment plante

I-3-1- Préparation des extraits des plantes

Peser dans un erlenmeyer rodé de 250 ml, 1g de d'échantillon de plantes séchées et broyées. Placer sous réfrigérant et introduire par le haut de celui-ci 1ml 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 et rinçage du réfrigérant par quelques ml d'eau déminéralisée, filtrer le contenu de l'erlenmeyer sur papier filtre à vitesse moyenne ou sur membrane de type Millopore dans un ballon jaugé de 50 à 100 ml selon le besoin.

Annexes II : Echelles des classifications des sols

Tableau 01 : Echelle de classification du pH de la solution du sol (source : le Clech, 2000).

Ph	5-6,5	<3,5	3,5-4,2	4,2-5	6,5-7,5	7,5-8,7	>8,7
Classes	Hyper Acide	Très acide	Acide	Faiblement Acide	Neutre	Basique	Très basique

Tableau 02 : Echelle de salure européenne, d'après (Gros, 1979).

Extrait	Non salé	Peu salé	Salé	Très salé	Extrêmement salé
CE (Ms/cm)	0 à 0.6	0.6 à 1.2	1.2 à 2.4	2.4 à 06	< 06

Tableau 03 : Classification des sols en fonction des teneurs en calcaire total (Baize, 1988).

Teneurs en calcaire total en %	Types de sol
<1	Sol non calcaire
1-5	Sol peu calcaire
5-25	Sol modérément calcaire
25-50	Sol fortement calcaire

Tableau 04 : Classification des sols en fonction du taux de la matière organique d'après (Schaefer, 1975 in Roula, 2005).

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

Tableau 05 : Classes d'interprétation de la CEC (INRA, 1988)

Classes	Très faible	Faible	Moyenne	Elevée	Très élevés
(CEC) meq/100gdu sol	< 5	5-10	10-15	15-20	> 20

Annexes III : Les normes des teneurs en métaux lourds**Tableau 01** : Les normes des teneurs en métaux lourds

Métaux lourds	Les normes (ppm)	Référence de la norme
Cd	2.0	AFNOR U44-041
Pb	100	AFNOR U44-041
Cr	150	AFNOR U44-041
Mn	850	Bowen, 1979
Cu	100	AFNOR U44-041

Annexes IV : Les courbes d'étalonnages

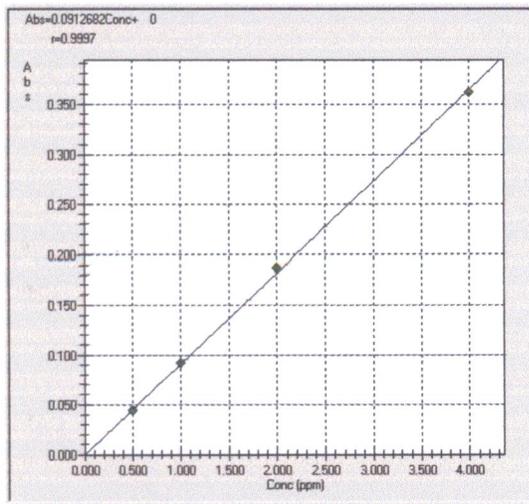


Figure 01 : Courbe d'étalonnage du Mn

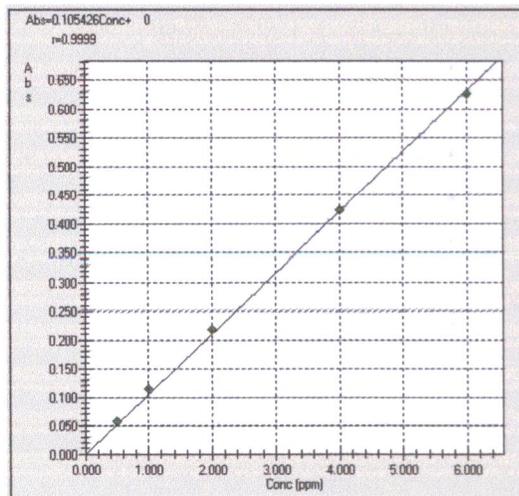


Figure 02 : Courbe d'étalonnage du Cu

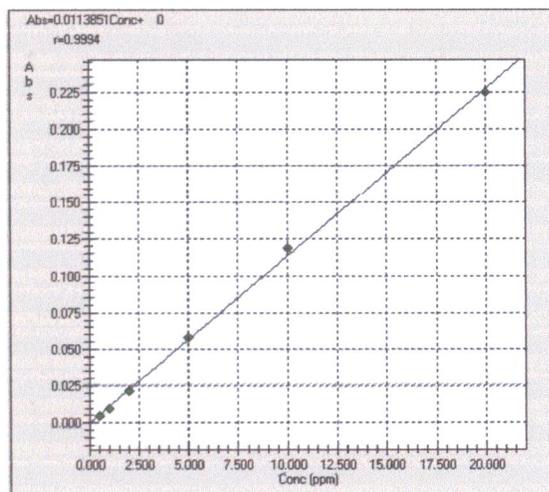


Figure 03 : Courbe d'étalonnage du Pb

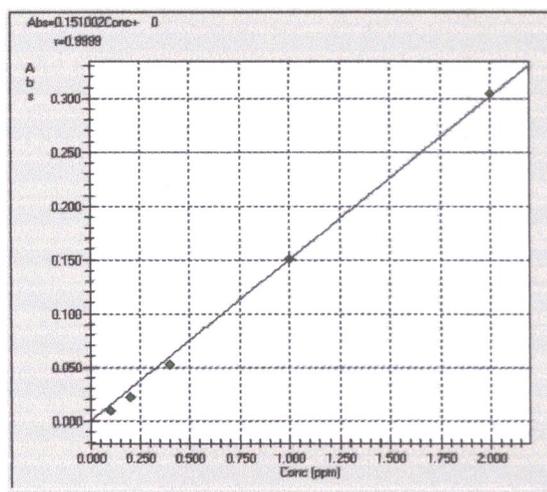


Figure 04 : Courbe d'étalonnage du Cd

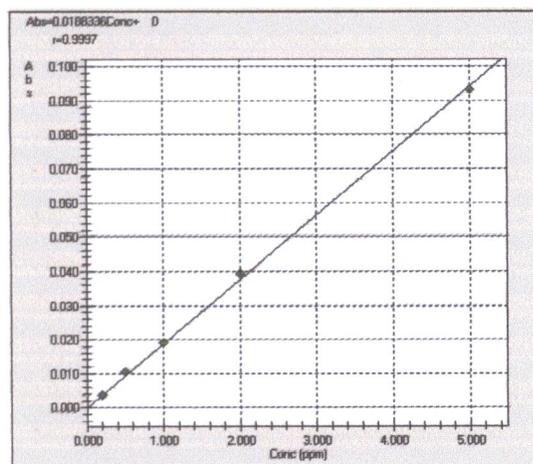


Figure 05 : Courbe D'étalonnage du Cr

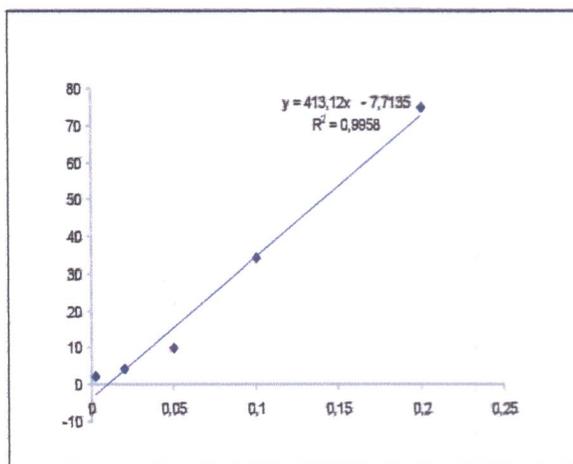


Figure 06 : Courbe d'étalonnage du calcaire total

Présenté par :

- Tebboub Zoubeyda
- Djeghloul chadiya

Date de soutenance : 30 juin 2013

Thème : Phytoremédiation des sols contaminés par les métaux lourds : Tolérance et capacité d'élimination des plantes aquatiques dans la région de Jijel

Résumé

L'objectif de la présente étude est d'évaluer la teneur et la distribution des ETMs dans les différentes parties anatomiques (racines, parties aérienne) de trois espèces macrophytes (*Plantago lanceolata L*, *Polygonum salicifolium L*, *Lactuca virosa L*), en relation avec le niveau de contamination des sols du centre d'enfouissement technique de Béni Ahmed. Des échantillons du sol, de lixiviat et des macrophytes ont été prélevés, acheminés au laboratoire de l'université et analysés pour différents paramètres en utilisant pour les métaux lourds la spectrophotométrie d'absorption atomique.

Les résultats obtenus montrent une contamination du sol par Cd, Pb, Cr, Mn et Cu. Ainsi les trois espèces de macrophytes étudiée révèlent une tolérance à cette contamination, elles ont capables d'absorber et d'accumuler des concentrations en ETMs dans leurs racines et leurs parties aérienne.

Mots clés : ETMs ; Contamination ; Sol ; Lixiviat ; Macrophytes aquatique ; CET ; Tolérance ; Bioaccumulation.

Abstract

The objective of this study is to evaluate the content and distribution of heavy metals in the various anatomical parts (roots, aerial parts) of three macrophytes species (*Plantago lanceolata L*, *Polygonum L. salicifolium Lactuca virosa L.*) in relation to the level of soil contamination of the hiding technical center of Beni Ahmed.

Samples of soil, Leachate and macrophytes were collected, transported to the laboratory of the university and analyzed for various parameters of heavy metals using atomic absorption spectrophotometry.

The results obtained show a contamination of soil by Cd, Pb, Cr, Mn and Cu. Thus, three species of macrophytes study reveal tolerance to this contamination, they were able to absorb and accumulate HMs concentrations in their roots and aerial parts.

Keywords : HMs ; Contamination ; Soil ; Leachate; Aquatic macrophytes ; HTC ; Tolérance ; Bioaccumulation.

ملخص

الهدف من هذه الدراسة هو تقييم محتوى وتوزيع العناصر المعدنية الثقيلة في مختلف أجزاء تشريحية (الجنور، الأجزاء الهوائية) لثلاثة نباتات ذات الأوراق الكبيرة (*Plantago lanceolata L*, *Polygonum salicifolium L*, *Lactuca virosa L*) بالنسبة لمستوى تلوث التربة في مركز الردم التقني بني أحمد. عينات من التربة، العصارة والنباتات ذات الأوراق الكبيرة، ونقلها إلى المختبر الجامعة وتحليلها لمختلف المعايير للمعادن الثقيلة بواسطة الامتصاص الذري الطيفي. النتائج التي نحصلنا عليها تظهر تلوث التربة بواسطة الكاديوم، الرصاص، الكروم، المنغنيز والنحاس. و بالتالي الأنواع الثلاثة للنباتات ذات الأوراق الكبيرة المدروسة تظهر سماحية لهذا التلوث كما أنها قادرة على امتصاص تخزين كميات كبيرة من العناصر المعدنية الثقيلة في الجنور والأجزاء الهوائية.

الكلمات المفتاحية : العناصر المعدنية الثقيلة، التلوث، تربة، العصارة نباتات ذات الأوراق الكبيرة، مركز الردم التقني، التسامح، التراكم.