

République Algérienne Démocratique et Populaire

Université Abdelhamid Ibn
Badis-Mostaganem
Faculté des Sciences de la
Nature et de la Vie



جامعة عبد الحميد بن باديس
مستغانم
كلية علوم الطبيعة و الحياة

DEPARTEMENT DE BIOLOGIE
MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDES

Présenté par

DAHOU Leyla

RABAHI Fatima

Pour l'obtention du diplôme de

MASTER EN BIOLOGIE

Spécialité: Biodiversité et environnement

Thème

**Synthèse sur la phytoremédiation des sols contaminés par les
métaux lourds (Pb, Cu, Zn) par l'Atriplex (canescens pursh)
nutt et le Radis (Raphanus sativus)**

Date de soutenance : 04 /07/2019

Devant le Jury

M. MEKHALDI. A	Président	Université de Mostaganem
Mme. SAKKAL.FZ	Examineur	Université de Mostaganem
M. TAHRI. M	Encadreur	Université de Mostaganem
Mme. NEGGAZ.NH	Co-encadreur	Université de Mostaganem

Année universitaire : 2018/2019

Remerciements

Tout d'abord nous tenons à remercier DIEU tout puissant de nous avoir donnés le courage et la volonté de terminer ce travail.

En tout premier lieu nous tenons à remercier notre encadreur Monsieur TAHRI. M, nos Co- encadreur madame NEGGAZ N pour le temps et l'attention qu'ils ont bien voulu au bon déroulement de ce travail.

Nous tenons à remercier le professeur MEKHALDI. A de nous avoir fait l'honneur de présider le jury de notre soutenance

Nous tenons à remercier également Madame SAKKAL. F Ad'avoir accepté d'examiner et de juger notre synthèse, qu'ils trouvent ici notre sincère gratitude.

Nous tenons à remercier toutes les personnes qui ont grandement contribué à la réalisation de ce travail nos plus vifs remerciements vont particulièrement à

Monsieur le professeur REGUIEG YSSAAD.H A

Madame TADJOURI .H

Dédicace

Je dédie ce modeste travail à :

- ✓ *Ma mère et mon père*

- ✓ *A mes sœurs et mes frères*

- ✓ *Tous mes ami(e) s les plus chers.*

Fatima et Leyla

Liste des abréviations

%	pourcentage
As	Arsenic
C°	Degré Celsius
Cd	Cadmium
cm	Centimètre
Cu	Cuivre
ETM	Eléments Traces Métalliques
g	gramme
Hg	Mercure
L	Litre
Mf	Matière fraîche
Mg	Mili gramme
mm	Millimètre
Na Cl	chlorure de sodium
PA	partie aérienne.
Pb	Plomb
Pf	poids frais.
ppm	Partie par million
PR	partie racinaire.
Ps	poids sec.
T	témoin.
Zn	Zinc

Listes de figures

Figure 1. tableau périodique.....	4
Figure 2. Origine des métaux lourds dans le sol.....	7
Figure 3 Pollution des sols	9
Figure 4. Les différentes techniques de phytoremédiation.....	9
Figure 5. Représentation schématique du processus de Phytoextraction des métaux lourds.....	11
Figure 6. Processus de la phytostabilisation des contaminants au niveau du sol.....	12
Figure 7. Processus de la Phytodégradation des contaminants au niveau du sol.....	13
Figure 8. Processus de la Phytovolatilization des contaminants au niveau du sol	14
Figure 9. A : Partie aérienne ; B : Fruits de l' <i>Atriplex canescens</i> ; C : Feuilles de l' <i>Atriplex canescens</i> ; D : Arbuste d' <i>Atriplex canescens</i>	20
Figure 10. Le radis (<i>Raphanus sativus</i>).....	23
Figure 11. Plante de radis (<i>Raphanus sativus</i> L.), aspect des feuilles, des tiges, des fleurs et des gousses.....	23

Liste des tableaux

Tableau 1 : Doses des métaux lourds appliquées.....	26
Tableau 2 : Effet des métaux lourds Pb, Cu, Zn sur les paramètres morpho-physiologiques de <i>Raphanus sativus</i> L. et de l' <i>Atriplex canescens</i>	28
Tableau 3 : Effet des métaux lourds Pb, Cu, Zn sur les paramètres biochimiques de <i>Raphanus sativus</i> L. et de l' <i>Atriplex canescens</i>	29
Tableau 4 : Effet des métaux lourds Pb, Cu, Zn sur les paramètres biochimiques de <i>Raphanus sativus</i> L. et de l' <i>Atriplex canescens</i>	31
Tableau 5 : accumulation des métaux lourds Pb, Cu, Zn sur les paramètres chimiques de <i>Raphanus sativus</i> L. et de l' <i>Atriplex canescens</i> .	32

Résumé

À l'heure actuelle, la pollution des sols est l'un des problèmes environnementaux le plus délicat et souvent la phytoremédiation lui est associée comme procédé de décontamination. La phytoremédiation consiste à utiliser des plantes tolérantes au stress métallique et possédant une capacité d'accumulation et de translocation des métaux lourds.

L'*Atriplex canescens* et *Raphanus sativus* L. sont bien adaptés à des conditions environnementales extrêmes et présentent des propriétés accumulatrices de métaux lourds. Notre synthèse consiste à étudier l'effet des métaux lourds Plomb, Cuivre, et Zinc sur les paramètres morphophysologiques, biochimiques et chimiques chez l'*Atriplex canescens* et *Raphanus sativus* L.

Ainsi, d'étudier le pouvoir phytoremédiateur de ces plantes. Les analyses morphophysologiques montrent une inhibition de l'élongation des tiges et des racines, les masses de matière fraîche et sèche de l'*Atriplex canescens*, par contre *Raphanus sativus* semble d'être moins affecté par le stress métallique, vu que la teneur relative en eau et l'élongation des parties aériennes augmentent. Les analyses biochimiques montrent une accumulation importante des sucres solubles, de proline et des antioxydants non enzymatiques (polyphénols totaux et flavonoïdes) en fonction de la concentration croissante des métaux lourds aux niveaux des parties aériennes et racinaires de l'*Atriplex canescens*, par contre l'accumulation des de la proline et des flavonoïdes diminue chez *Raphanus sativus* L. soumis au stress métallique.

Relativement à l'accumulation des métaux lourds dans différentes parties des plantes, les résultats obtenus montrent que l'accumulation et la translocation des métaux lourds Plomb, Cuivre et zinc augmente en fonction de l'augmentation de doses métalliques appliquées dans le sol chez l'*Atriplex canescens* et *Raphanus sativus* L.

Les résultats obtenus sont en faveur de l'implication de l'*Atriplex Canescens* et *Raphanus sativus* L. en un projet de phytoremédiation pour dépolluer les sols contaminés par les métaux lourds

Mots-clés: métaux lourds, *Atriplex canescens*, *Raphanus sativus* L, stress métallique, Phytoremédiation.

Abstract

At present, soil pollution is one of the most sensitive environmental problems and is often associated with phytoremediation as a decontamination process. Phytoremediation consists of using plants that are tolerant to metal stress and have the ability to accumulate and translocate heavy metals. *Atriplex canescens* and *Raphanus sativus* L. are well adapted to extreme environmental conditions and have accumulative properties of heavy metals.

Our synthesis consists in studying the effect of heavy metals Lead, Copper, and Zinc on morphophysiological, biochemical and chemical parameters in *Atriplex canescens* and *Raphanus sativus* L.

Thus, to study the phytoremediatory power of these plants. Morphophysiological analyses show an inhibition of stem and root elongation, the masses of fresh and dry matter of *Atriplex canescens*, on the other hand *Raphanus sativus* seems to be less affected by metallic stress, since the relative water content and elongation of the aerial parts increase. Biochemical analyses show a significant accumulation of soluble sugars, proline and non-enzymatic antioxidants (total polyphenols and flavonoids) as a function of the increasing concentration of heavy metals in the air and root parts of *Atriplex canescens*, whereas the accumulation of proline and flavonoids decreases in *Raphanus sativus* L. under metal stress.

With regard to the accumulation of heavy metals in different parts of plants, the results obtained show that the accumulation and translocation of heavy metals Lead, Copper and zinc increases with the increase in metal doses applied in the soil in *Atriplex canescens* and *Raphanus sativus* L.

The results obtained support the involvement of *Atriplex Canescens* and *Raphanus sativus* L. in a phytoremediation project to clean up soils contaminated by heavy metals

Keywords: heavy metals, *Atriplex canescens*, *Raphanus sativus* L, metallic stress, Phytoremediation.

ملخص

في الوقت الحاضر، يعد تلوث التربة من أكثر المشاكل البيئية حساسية وغالبًا ما ترتبط به المعالجة النباتية كعملية لإزالة التلوث. تعتمد معالجة التربة بالنباتات على قدرة هذه الأخيرة على تحمل الإجهاد المعدني و كذا تخزين المعادن الثقيلة و نقلها الى مختلف اجزائها .

تتأقلم كل من *نبتة القطف* و *الفجل* مع الظروف البيئية القاسية وذلك بامتلاكها بخواص التراكمية الحالية للمعادن الثقيلة. يعتمد عملنا على دراسة تأثير المعادن الثقيلة الرصاص والنحاس والزنك على الخصائص المورفولوجية والبيوكيميائية والكيميائية لنبات القطف والفجل وذلك من خلال دراسة قدرة هذه النباتات على معالجة التربة.

تُظهر التحاليل الفيزيولوجية المورفولوجيا تثبيط استطالة السيقان والجذور للقطف، ومن ناحية أخرى يبدو أن *الفجل* أقل متأثرًا بالإجهاد المعدني ، لأن المحتوى النسبي للمياه وزيادة استطالة الأجزاء الهوائية للنبات. تُظهر تحاليل الكيمياء الحيوية تراكمًا كبيرًا للسكريات القابلة للذوبان ومضادات الأكسدة غير المحتوية على الإنزيمات والبروتينات غير الفعالة (مجموع البوليفينول والفلافونويدات) كدليل على زيادة تركيز المعادن الثقيلة على المستويات الجوية للنبات وجذر *القطف*، انخفاض تراكم البرولين والفلافونويد في نبات *الفجل*، تحت الضغط المعدني فيما يتعلق بتراكم المعادن الثقيلة في أجزاء مختلفة من النباتات، فإن النتائج التي تم الحصول عليها تبين أن تراكم ونقل المعادن الثقيلة من الرصاص والنحاس والزنك يزداد كدالة لزيادة جرعات المعادن المطبقة على القطف والفجل في التربة.

تدعم النتائج التي تم الحصول عليها بمشاركة *القطف* و *الفجل* في مشروع معالجة نباتية لتنظيف التربة الملوثة بالمعادن الثقيلة.

الكلمات المفتاحية: المعادن الثقيلة، القطف، الفجل، الإجهاد المعدني ، المعالجة النباتية.

Table de matière

Remerciements

Dédicace

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Résumé

ملخص

Abstract

Synthèse bibliographique

Introduction..... 1

Premier I : regroupe les principales informations de la synthèse bibliographique

Chapitre I : métaux lourds

I. Métaux lourds.....	3
I.1. Généralité sur les métaux lourds.....	4
I.1.1.Le Zinc (Zn).....	5
I.1.1.1.Utilisation du Zinc.....	5
I.1.1.2.Rôle physiologique du Zinc.....	5
I.1.1.3.Toxicité du Zinc.....	5
I.1.2.Le cuivre(Cu).....	5
I.1.2.1.Utilisation du cuivre.....	6
I.1.2.2.Rôles physiologique de cuivre.....	6
I.1.2.3.Toxicité du cuivre.....	6
I.1.3.Le plomb (Pb).....	6
I.1.3.1.Toxicité du plomb.....	6
I.2.Origine des métaux lourds.....	7
I.2.1.Sources naturelles	7
I.2.2.Source anthropiques.....	8
I-3-Impact des métaux lourds sur le sol.....	8

1.4. Impact des métaux lourds sur les végétaux.....	8
I.4.1. Effet sur la croissance.....	8
I.4.1.1 Effet sur le statut hydrique.....	9
I.4.1.2 Effet sur la photosynthèse.....	9
I.4.1.3. Effet sur les antioxydants.....	10
I.4.1.3.1. Composées phénoliques (les polyphénols).....	10
I.4.1.3.2. Localisation et rôle des antioxydants dans la plante.....	10
I.4.1.3.3. Flavonoïdes.....	11

Chapitre II : phytoremédiation des sols polluant

II. 1.Définition de Phytoremédiation.....	12
II.2.Principes de la Phytoremédiation.....	12
II.3.les différents techniques de la phytoremédiation.....	13
II.3.1. Phytoextraction.....	13
II.3.2. Phytostabilisation.....	14
II.3.3. Rhizofiltration.....	15
II.3.4. Phytodégradation.....	15
II.3.5. Phytovolatilization.....	16
II. 4.Valorisation de la biomasse.....	17
II.5.Avantages et limite de la phytoremédiation.....	17
II.5.1.Avantages.....	17
II.5.2.Limite.....	18

Chapitre III : présentation de l'espèces végétales

III.1. Plantes phytoremédiantes.....	20
III.3.L' <i>Atriplex</i>	21
III.3.1. Présentation générale sur l' <i>Atriplex canescence</i>	21
III.3.2. Description.....	21
III.3.3. Classification.....	22
III.3.4. Origine.....	23
III.3.5. Propriétés écologiques de l' <i>Atriplex</i>	23
III.3.6.Intérêt thérapeutique.....	23
III.3.6.Intérêt thérapeutique.....	24

III.4.1. Présentation de l'espèce.....	24
III.4. 2. Description.....	24
III.4. 3. Classification systématique.....	25
III.4. 4. Origines.....	25
III.4.5.Valeur nutritive.....	26

Partie II : Synthèse sur la réponse des plantes au stress métallique

II. Réponse de <i>Raphanus sativus</i> L. et d' <i>Atriplex canescens</i> au stress métallique de Plomb, Cuivre et Zinc.....	27
II.1. Réponse morpho-physiologique des plantes au stress métallique.....	27
I.1.1.4. Teneur relative en eau.....	29
II.2. Réponse biochimique des plantes au stress métallique.....	29
II.2.1. Osmorégulateurs des plantes.....	29
II.2.1.1. Proline.....	29
II.2.1.2. Sucres solubles.....	30
II-2- les antioxydants des plantes.....	31
II. Réponse chimiques des plantes au stress métallique.....	32
II.1. l'accumulation des métaux lourds.....	32
II. Discussion.....	33
II.1. paramètre morpho-physiologie.....	34
II.2.Paramètre biochimique.....	35
II.3.Paramètres chimiques.....	36
Conclusion.....	38
Référence bibliographie.....	40

Introduction générale

La pollution par les métaux lourds est devenue l'un des problèmes environnementaux les plus graves (**Elkhawaga, 2011**). La découverte des métaux constitue une étape fondamentale dans l'histoire de l'homme, qui est présents dans tous les compartiments de l'environnement, en particulier dans l'eau et leurs concentrations varient suivant l'élément considéré (**Maud, 2005**).

Les activités humaines ont considérablement accru la libération de diverses molécules dans l'environnement dont certaines se révèlent toxiques non seulement pour la flore et la faune mais également pour l'espèce humaine (**Moussavou, 2010**).

Ces métaux sont souvent toxiques à faible concentration et les microorganismes sont les premiers organismes influencés par cette toxicité (**Habi, 2009**). Les métaux lourds tels que le plomb, le cadmium, le cuivre, le zinc, et le mercure ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent dans l'environnement pendant de longues périodes. De plus ils sont continuellement rajoutés dans les soles par diverses activités : en agriculture par l'application de boues d'épuration ou dans l'industrie métallurgique (**Huynh, 2009**).

Les éléments traces sélectionnés pour ce travail sont parmi les polluants métalliques les plus fréquemment rencontrés dans les sols: le cuivre et le zinc, oligoéléments essentiels au développement des végétaux mais qui s'avère toxique à des fortes concentrations, pour sa phytodisponibilité et sa toxicité élevée et le plomb, considéré comme élément peu mobilisable mais également très toxique lorsqu'il est assimilé par les végétaux.

Pour réduire les effets toxiques des métaux lourds, il existe principalement des technologies de remédiation mécanique ou physico-chimique, stabilisation / immobilisation et désorption thermique, utilisés pour l'élimination des contaminants (**Belluck et al., 2006**). Ces techniques sont généralement coûteuses et perturbent les mécanismes biologiques du sol. Par conséquent, la technologie de phytoremédiation a reçu une considération croissante (**Marques et al., 2009**). La phytoremédiation est l'utilisation de plantes pour éliminer ou dégrader les contaminants organiques et inorganiques du sol et de l'eau (**Suthan et Suthersan, 2001**). Et ce par l'ajustement osmotique qu'il est l'un des mécanismes adaptatifs principaux des halophytes, qui comporte l'accumulation des molécules en réponse à un stress (**Zhang et al., 1999**) grâce à l'induction des gènes impliqués dans la synthèse des acides aminés comme la proline (**Szabados et Savouré, 2009**), des sucres solubles (**Zerrad, 2006 ; Bouchoukh, 2009 ; Azzouz, 2011**), et aussi dans la synthèse des protéines totales (**Zerrad, 2006**). En outre, les espèces végétales développent un système antioxydants par l'utilisation des polyphénols et flavonoïdes, plusieurs espèces appartenant au genre *Atriplex* sont bien adaptées à des conditions environnementales extrêmes et peuvent présenter des propriétés accumulatrices de métaux lourds (**Martinez et al., 2003**).

L'*Atriplex canescens* est une halophyte faisant partie de la famille des Amaranthaceae, proviennent d'Amérique du Nord (Mulas et Mulas, 2004). Le radis est considéré comme un bon model pour étudier la dépollution des sols par les métaux lourds tel que le cuivre (Sun *et al.*, 2010), le plomb (Tecklic *et al.*, 2008); et il a une valeur nutritionnel et économique : riche en cellulose, minéraux (calcium, fer, potassium et soufre), peroxydase, pro anthocyanidines (protègent les vaisseaux sanguins), vitamine C (Curtis, 2003)

Dans ce cadre s'inscrit notre synthèse qui vise à évaluer l'effet des métaux lourds cuivre, zinc et plomb sur les paramètres morphyphysiologiques, biochimiques et chimiques de l'*Atriplex canescens* et de *Raphanus sativus* L. Ainsi, la détermination du pouvoir phytoremédiateur de ces espèces, et ce par la détermination de la capacité d'accumuler et de transloquer les métaux lourds vers les parties aériennes de l'*Atriplex canescens* et de *Raphanus sativus* L. Ce travail est subdivisé en deux parties, le premier regroupe les principales informations de la synthèse bibliographique, et le deuxième synthétise la réponse des espèces étudiées au stress métallique.

I. Métaux lourds

I.1. Généralité sur les métaux lourds

On appelle métaux lourds les éléments métalliques naturels dont la masse volumique dépasse 5 g/cm³. Ceux-ci sont présents le plus souvent dans l'environnement sous forme de traces : mercure, plomb, cadmium, cuivre, arsenic, nickel, zinc, cobalt, manganèse etc. (Arris, 2008). Les métaux lourds sont divisés en deux groupes selon leurs effets physiologiques et toxiques :

* **Les métaux essentiels** : sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques (Loué, 1993). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas de Cu, de Ni, de Zn, de Fe. Par exemple, le Zn, à la concentration du millimolaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

* **Les métaux toxiques** : ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd) (Behanzin *et al.*, 2014). (Figure 1)

Le tableau périodique est coloré par groupes d'éléments. Les groupes sont : Solide (C), Liquide (Hg), Gaz (H), Inconnu (Rf), Métaux alcalins, Métaux alcalino-terreux, Métaux de transition, Post-transition métaux, Actinides, Lanthanides, Métaux, Non-métaux, Halogènes, Gaz rares, et Métaux lourds. Les masses atomiques sont indiquées dans les cellules, avec une note indiquant qu'elles sont celles de l'isotope le plus stable ou le plus commun.

Fig.1 : Tableau périodique. (Dayah, 2016)

Les éléments traces sélectionnés pour ce travail sont parmi les polluants métalliques les plus fréquemment rencontrés dans les sols : le zinc et le Cuivre, oligoéléments essentiels au développement des végétaux mais qui s'avère toxique à forte dose, et le Plomb pour sa phytodisponibilité et sa toxicité à faible concentration

I.1.1. Le Zinc (Zn)

Le Zinc est un élément chimique de symbole Zn et de numéro atomique 30, c'est un métal de couleur bleu-gris moyennement réactif qui se combine avec l'oxygène et d'autres éléments non métalliques, et qui réagit avec des acides dilués en dégageant de l'hydrogène (Bentata, 2015).

I.1.1.1. Utilisation du Zinc

Le zinc entre dans la composition de divers alliages (laiton, bronze, alliage léger) il est utilisé dans la construction immobilière, dans les équipements pour l'automobile, dans les chemins de fer et dans la fabrication de produits laminés ou formés. Ce métal constitue également un intermédiaire dans la fabrication d'autres composés et sert d'agent réducteur en chimie organique et de réactif en chimie analytique (Belabed, 2010).

I.1.1.2. Rôle physiologique du Zinc

Le Zinc est un élément essentiel pour le développement des organismes vivants. Le corps humains contient 2 à 4 grammes de Zinc, il sert notamment de catalyseur dans des réactions enzymatiques et d'élément coordinateur pour de nombreuses protéines et enzymes (Berg, 1986; Soliset *al.*, 1999). Chez l'homme, les protéines de type doigts de Zinc, caractérisées par l'utilisation du Zinc comme élément récepteur et coordinateur, jouent un rôle d'activateur ou de répresseur de la transcription du matériel génétique (Berg et Shi, 1996).

I.1.1.3. Toxicité du Zinc

L'intoxication aiguë par ingestion du zinc est relativement rare; elle provoque des problèmes gastro-intestinaux et des diarrhées. L'inhalation chronique du zinc peut mener à une diminution de l'absorption du cuivre diététique et à des problèmes liés à une carence cuivrique, se manifestant par une diminution du nombre d'érythrocytes (Liu *et al.* 2008). Une inhalation aiguë d'oxyde de zinc peut occasionner les symptômes associés à une fièvre des métaux : des douleurs thoraciques, fièvre, des nausées, une toux, des grelottements et une leucocytose. Le potentiel cancérigène du zinc n'a pas été démontré jusqu'à ce jour. Par ailleurs, une carence peut s'avérer néfaste chez l'humain. (Liu *et al.* 2008).

I.1.2. Le cuivre (Cu)

Le cuivre est un élément chimique de symbole Cu et de numéro atomique 29, c'est un métal de couleur rougeâtre, il possède une haute conductivité thermique et électrique à température ambiante. Il est l'un des rares métaux qui existent à l'état natif (Hurlbut et Klein, 1982).

I.1.2.1. Utilisation du cuivre

Le cuivre est l'un des métaux les plus employés à cause de ses propriétés physiques et de sa conductibilité électrique et thermique. Il est utilisé dans la métallurgie, dans la fabrication des alliages, de bronze (avec étain), de laiton (avec zinc), ou de joaillerie (avec or et argent). Il est très largement employé dans la fabrication de matériel électriques (fils, enroulements de moteurs, transformateurs), dans la plomberie, dans les équipements industriels, dans l'automobile et en chaudronnerie (Casas, 2005). L'acétate de cuivre est utilisé comme catalyseur, notamment dans la fabrication de caoutchouc, comme pigments pour les céramiques et les teintures, comme catalyseur, agent désodorisant, désulfurant ou purifiant, fixateurs pour la photographie. Aussi la forme hydratée de cuivre est utilisé comme fongicides agricole, bactéricides, et herbicides (Casas, 2005).

I.1.2.2. Rôles physiologique de cuivre

La nécessité du cuivre pour les êtres vivants a été découverte assez récemment, cet élément a été reconnu comme un cofacteur essentiel dans la synthèse d'un grand nombre de protéines impliquées dans les réaction d'oxydoréduction, liant ou activant l'oxygène moléculaire. Le cuivre est le coenzyme de nombreuses métalloprotéines comme l'acrobate oxydase et la tyrosinase (Favier, 1990). Il joue également un rôle dans la synthèse de l'hémoglobine (Chappuis, 1991).

I.1.2.3. Toxicité du cuivre

Le cuivre rejeté dans le milieu marin est absorbé par les sédiments, le phytoplancton, les algues supérieures et la faune benthique et pélagique, il a été démontré que le cuivre provoque une altération des branchies chez les poissons et retarde leur ponte (Haguenoer et Furon, 1981). Selon Haguenoer et Furon (1981) le cuivre est responsable de la maladie de "Wilson" chez l'homme, qui est due à l'accumulation du cuivre dans le foie.

I.1.3. Le plomb (Pb)

Le plomb est un métal gris bleuâtre possédant 20 isotopes dont quatre sont naturels. C'est un élément très présent dans l'écorce terrestre, il s'y retrouve sous forme de minerai. Il est souvent lié à l'argent et au zinc, les principaux minerais du plomb sont la galène (composé de sulfure de plomb), la cérusite (composé de carbonate naturel de plomb) et l'anglésite (composé de sulfate naturel de plomb) (Garnier, 2005).

I.1.3.1. Toxicité du plomb

L'ingestion d'aliments contaminés est considérée comme l'une des voies principales d'exposition au plomb, ce métal est une substance qui s'accumule dans les os et les tissus mous, Une

exposition à de faibles doses de plomb peut avoir certains effets sur le développement intellectuel et le comportement des enfants (Nolasco, 2013).

D'après Nolasco (2013), une exposition à des taux élevés de plomb peut notamment causer des maladies rénales, des retards mentaux, de l'anémie et des problèmes de reproduction. Selon le même auteur, une exposition chronique au plomb peut avoir des effets cardiovasculaires négatifs sur l'humain, il s'avère aussi cancérigène.

I.2. Origine des métaux lourds

La pollution métallique des sols due à des activités humaines (agricoles, domestiques et industrielles). Cependant, les métaux existent naturellement dans les sols car ils sont présents dans la roche mère qui subit notamment des phénomènes d'érosion et d'altération (Figure. 2). Les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent pendant de longues périodes dans le sol ; ce qui constitue un sérieux problème environnemental (Robert, Juste. 1999).

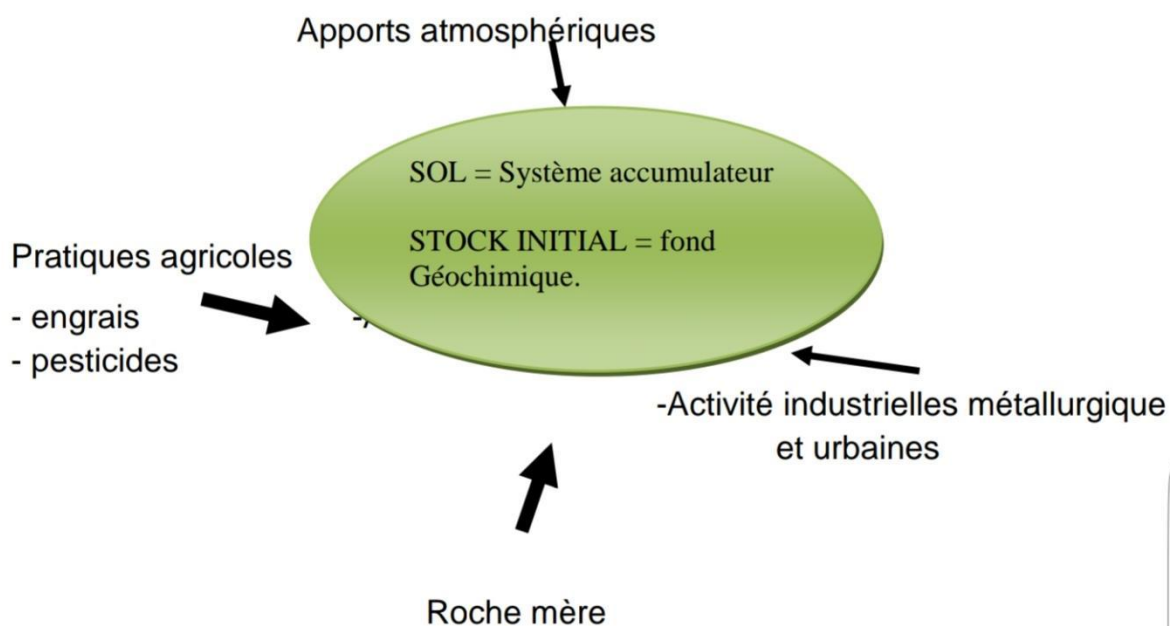


Fig.2 : Origine des métaux lourds dans le sol (Robert, Juste. 1999)

I.2.1. Sources naturelles :

Les métaux lourds se trouvent dans tous les écosystèmes naturels et à tous les niveaux, dans le milieu aquatique, dans les roches et chez la communauté animale et végétale. Parmi les importantes sources naturelles : les activités sismiques et volcaniques, l'érosion, les incendies de forêts, les rivières et fleuves, le lessivage des sols et l'altération des continents (Selka, 2015).

I.2.2. Source anthropiques :

L'accroissement de la population et l'intensification des activités industrielles ont contribué considérablement à l'augmentation de la concentration des éléments traces dans l'environnement. Les rejets industriels non réglementés représentent un apport important en éléments traces dans les milieux, qu'il soit atmosphérique, aquatique ou terrestre. L'enrichissement en composés xénobiotiques est, entre autres, favorisé par divers processus de transformation dont la production non ferreuse des métaux (As, Cd, Cu, Zn), la combustion de charbon (Ni, Pb), les pratiques agricoles (As, Cd, Pb) et le transport routier (Pb, Mn) (**Grant, 2008 ; Kabata Pendias, 2011**)

I-3- Impact des métaux lourds sur le sol

Situé à l'interface entre l'eau l'atmosphère et les végétaux, le sol assure de nombreuses c'est l'un des fonctions économiques, écologiques et biologiques (**Ablain, 2002**) ; des éléments essentiels des écosystèmes naturels et agricoles. Sa contamination par des métaux ou d'autres éléments traces engendre donc des risques pour ces écosystèmes (**Schwartz et al., 1999**), la qu'il contamination des sols constitue un enjeu fondamental non seulement parce affecte notre l'enjeu n'est environnement proche, mais aussi et surtout parce que de la pollution des sols ni plus l'alimentation ni moins que en eau potable (**Miquel, 2001**).

Les métaux peuvent être soit fixés dans les roches et les sédiments, soit mobiles. Dans le n'ont premier cas, les quantités disponibles sont infimes et ils aucune signification sur l'environnement. Mais lorsque les conditions changent de telle manière que les métaux l'augmentation redeviennent solubles, de la concentration devient alors une menace directe pour l'environnement l'augmentation du fait de de leur disponibilité pour les plantes. En outre, depuis quelques années, les pluies acides augmentent la mobilité des métaux dans le sol et causent donc une augmentation de leur concentration dans les produits agricoles (**Di Benedetto, 1997**).

Les causes principales de pollution du sol par les métaux lourds (figure 3) (notamment le plomb, le l'arsenic) cadmium, le chrome, le zinc, le cuivre, le nickel, le mercure, le manganèse, le sélénium et l'irrigation d'eaux l'introduction sont par des cours et des eaux usées contaminés par les industries, l'utilisation de déchets solides contaminés et de terrains utilisés auparavant à des fins industrielles, contaminés par des flaques de pétrole et des déchets industriels (**Iretskaya et Chien, 1999**).

La quantité de métaux lourds s'accumulant dans le sol dépend de la contribution de chaque source de pollution, de " l'efficacité " du transport du polluant du site de production à la zone contaminée et de la capacité de rétention du sol par rapport aux métaux lourds (**Alloway et Steinnes, 1999**). La présence des métaux peut changer les relations entre les différents éléments du sol (antagonismes ou synergies), au niveau de la rhizosphère, et perturber l'alimentation des plantes (**Chon et al., 1998**). Il existe des facteurs prépondérants lors de la mobilisation des métaux dans le sol

par les d'un plantes. La biodisponibilité polluant métallique pour les plantes dépend de (Edwards, 1986):

- la spéciation du métal dans le sol ;
- les caractéristiques physico-chimiques du sol : pH, température et aération ;
- la présence et l'activité des organismes biologiques ;
- les amendements et pratiques culturales.

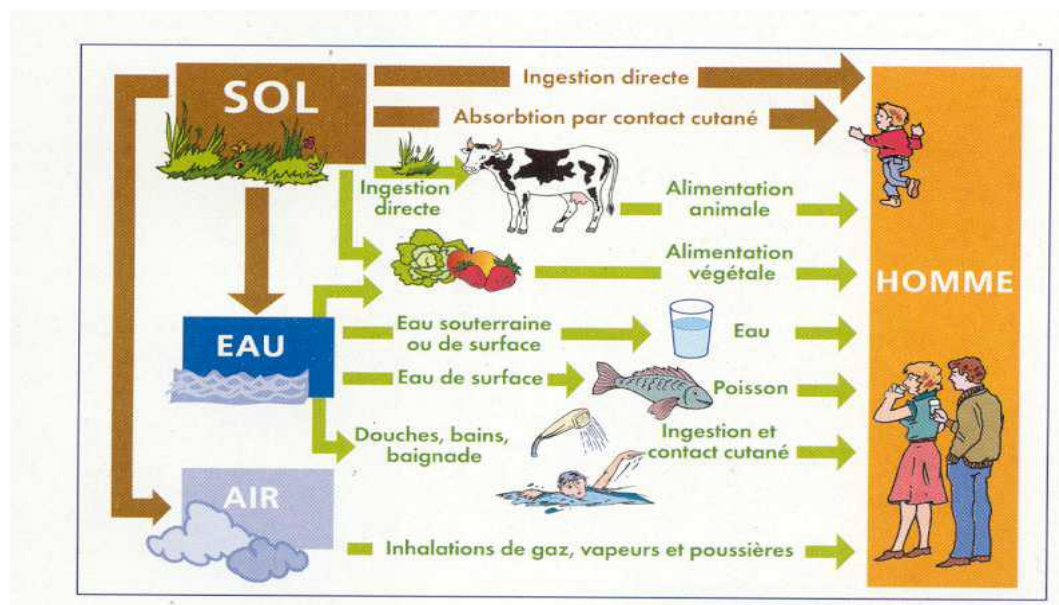


Fig.3 :Pollution des sols (Ineris ,2017)

1.4. Impact des métaux lourds sur les végétaux

1.4.1.Effet sur la croissance

L'effet toxique des ETM sur la croissance de la plante se manifeste par une réduction de la croissance des parties aériennes et des racines affectant ainsi dramatiquement la production de la biomasse (Zorrig, 2011). Ces effets s'accompagnent très souvent de nombreux autres indices de dysfonctionnement tel que la perturbation de l'équilibre de certaines hormones de croissance, notamment l'auxine, la perturbation de l'alimentation en éléments minéraux essentiels pour la croissance des plantes (Wang *et al.*, 2009 ; Xu *et al.*, 2012), ainsi qu'à des perturbations de la machinerie photosynthétique, notamment la structure des chloroplastes et la biosynthèse de la chlorophylle (He *et al.*, 2008 ; Ran *et al.*, 2014). Il est toutefois important de noter que les ETM n'affectent pas la croissance de toutes les plantes avec la même sévérité. En effet, certaines plantes dites hyperaccumulatrices comme *Arabidopsis halleri* et *Thlaspi caerulescens* sont capables de croître, se développer, et se reproduire à la présence des concentrations élevées d'ETM (Zorrig, 2011). Les effets néfastes des ETM pourraient aussi être liés à une altération de l'absorption et de la distribution

des éléments minéraux indispensables pour le fonctionnement de la plante (Zorrig, 2011). Ceci peut être lié à la diminution de la transpiration et, en conséquence, limitation de l'absorption racinaire de la solution de sol. Des perturbations de la nutrition potassique en présence de cadmium ont été rapportées dans plusieurs études (Küpper et Kochian, 2010 ; Redondo-Gómez *et al.*, 2010). Une perturbation dans la nutrition en Ca, Fe et Zn sous le stress du cadmium a été aussi observée chez *Brassica juncea* (Jiang *et al.*, 2004).

I.4.1.1.Effet sur le statut hydrique

Les plantes exposées à un excès d'ETM augmentent leur résistance stomatique et diminuent la transpiration, induisant un stress hydrique. Le Cd limite généralement la tolérance au stress hydrique des plantes causant une perte de turgescence et une diminution du potentiel hydrique foliaire (Prasad, 2004). La transpiration et la teneur relative en eau montrent également une diminution dans le cas de concentrations excessives en Pb, Cu et Zn dans les tournesols (Kastori *et al.*, 1992), alors que le bilan hydrique du trèfle et de la luzerne ne semble pas affecté par la présence de Pb, malgré une importante fermeture stomatique (Prasad, 2004). Les ETM influencent également la relation plante-eau en inhibant la formation de poils racinaires, réduisant la capacité des plantes à explorer le sol pour l'absorption d'eau et de nutriments. Une autre conséquence de la présence d'ETM est augmentation de la résistance du flux hydrique dans le système racinaire. En effet, la perméabilité des membranes est réduite par un renforcement de la subérisation et de la lignification (Menon, 2006). Concernant le transfert de l'eau vers les parties aériennes, il est limité par la réduction du nombre et du diamètre des faisceaux vasculaires (Pal *et al.*, 2006).

I.4.1.2.Effet sur la photosynthèse

La photosynthèse est le processus bioénergétique qui permet aux plantes de synthétiser de la matière organique en exploitant la lumière du soleil. La photosynthèse est diminuée en présence d'ETM par plusieurs mécanismes. Cela peut être le fait de la réduction de la biosynthèse de chlorophylles et de la modification du rapport chlorophylles a et b (Clijsters et Assche, 1985). Les modifications de l'accumulation de chlorophylle induite par les ETM dépendent fortement du stade de croissance et de la tolérance des plantes (Figure 11). Ainsi, en présence d'un excès de Cu, le niveau de chlorophylles augmentera chez un épinard Cu-tolérant et diminuera chez un épinard Cu-sensible. Certains ETM comme Pb, Cd et Zn sont des inhibiteurs du transfert d'électrons. Ils peuvent agir au niveau des photosystèmes (surtout le photosystème II), dès les premières étapes de la chaîne réactionnelle, en inhibant le transfert d'électrons. Ils agissent également sur les enzymes du système photosynthétique affectant les trois étapes clés du cycle de Calvin (carboxylation, réduction, régénération) (Singh, 2005).

I.4.1.3.Effet sur les antioxydants

I.4.1.3.1.Composés phénoliques (les polyphénols)

Les composés phénoliques sont des métabolites secondaires possédant un ou plusieurs cycles benzéniques portant une ou plusieurs fonctions hydroxyles (Ignat *et al.*, 2011). Ces composés sont synthétisés par les plantes aussi bien au cours du développement normal que dans les conditions de stress (Macheix *et al.*, 2005). Ils participent aux réactions de défense face à différents stress biotiques ou abiotiques. Chez la plante ils sont impliqués dans le développement, la reproduction, la croissance cellulaire, la différenciation, l'organogenèse, la floraison et la lignification (Balasundram *et al.*, 2006). En outre, la teneur des végétaux en composés phénoliques est très variable en fonction de nombreux paramètres génétiques, physiologiques et environnementaux (Faller et Fialho, 2010).

I.4.1.3.2.Localisation et rôle des antioxydants dans la plante

Les composés phénoliques sont présents partout dans les racines, les tiges, les fleurs, les feuilles de tous les végétaux (Middleton *et al.*, 2000).

A l'échelle de la cellule, les composés phénoliques sont principalement répartis dans deux compartiments : les vacuoles et la paroi. Dans les vacuoles, les polyphénols sont conjugués, avec des sucres ou des acides organiques, ce qui permet d'augmenter leur solubilité et de limiter leur toxicité pour la cellule. Au niveau de la paroi, on trouve surtout de la lignine et des flavonoïdes liés aux structures pariétales. Les composés phénoliques sont synthétisés dans le cytosol. Une partie des enzymes impliquées dans la biosynthèse des phénylpropanoïdes est liée aux membranes du réticulum endoplasmique, où elles sont organisées en métabolons (Winkel, 2004 ; Macheix *et al.*, 2005).

D'autres organites du cytoplasme, comme des vésicules golgiennes ou des chloroplastes, peuvent participer à la biosynthèse des composés phénoliques mais ce ne sont pas des lieux d'accumulation (Macheix *et al.*, 2005).

Au sein même des feuilles la répartition des composés est variable, par exemple les anthocyanes et les flavonoïdes sont majoritairement présents dans l'épiderme (Tomas-Barberan et Espin, 2001 ; Cheynier et Sarni-Manchado, 2006). Les composés phénoliques interviennent dans un grand nombre de processus physiologiques chez la plante et dans les interactions avec leur environnement, leur structure leur conférant des fonctions très spécifiques (Desjardin, 2008).

I.4.1.3.3.Flavonoïdes

Les flavonoïdes représentent la majorité des composés phénoliques qui sont caractérisés par leur faible poids moléculaire. Ils sont parmi les métabolites secondaires les plus réactifs dans les plantes. Ils se trouvent généralement dans les feuilles, les parties florales et les pollens (**Olsen *et al.*, 2010**).

Elles sont considérées comme des pigments quasi universels des végétaux qui peuvent participer dans les processus photosynthétiques (**Mukohata *et al.*, 1978**), dans la régulation de gène et dans le métabolisme de croissance (**Havsteen, 2002**). Actuellement, environ de 4000 composés flavoniques sont connus (**Edenharder et Grünhage, 2003**), les flavonoïdes peuvent être divisés en différentes classes : anthocyanidines ; flavonoles ; isoflavonoles ; flavones ; isoflavones ; flavanes ; isoflavanes ; flavanols ; isoflavanols ; flavanones ; isoflavanones ; auronnes (**Havsteen, 2002 ; Edenharder et Grünhage, 2003**). La propriété des flavonoïdes la mieux décrite est leur activité antioxydante et leur capacité à piéger

II. 1.Définition de Phytoremédiation

La Phytoremédiation est une technologie de dépollution qui semble efficace pour un large spectre de polluants organiques et inorganiques. Elle peut être utilisée sur des substrats solides, liquides ou gazeux (**Pilon-Smits, 2005**). La phytoremédiation est une option qui est largement étudiée au cours de ces dernières années pour remédier à ce type de contamination dans des lieux étendus où l'excavation est impossible au vu des volumes considérés (**Janssen *et al.*, 2015**).

La phytoremédiation est une technique à faible coût comparée aux techniques conventionnelles. Elle permet de plus de conserver le potentiel écologique du site et possède une très bonne image auprès du public (**Macci, Peruzzi, Doni, Poggio, et Masciandaro, 2016; Masciandaro *et al.*, 2013**). Son principal défaut est sa lenteur de remédiation qui s'estime à plusieurs dizaines d'années (**Evlard, 2013**).

II.2.Principes de la Phytoremédiation

La phytoremédiation consiste à utiliser des plantes et des microorganismes qui leur sont associées (**Mench *et al.*, 2010**). La phytoremédiation est subdivisée suivant le mécanisme de remédiation appliqué auprès des polluants : on retrouve la phytostabilisation, la phytoextraction, la Phytodégradation, la Phytovolatilisation et la rhizofiltration (figure.4). Ces trois dernières notions concernent exclusivement les sols contaminés avec des éléments organiques. Leurs principes se basent sur une dégradation des polluants en composés plus simples et moins toxiques qui pourront ensuite être utilisés par la plante elle-même ou par des microorganismes qui leur sont associés (**Bert *et al.*, 2012**).

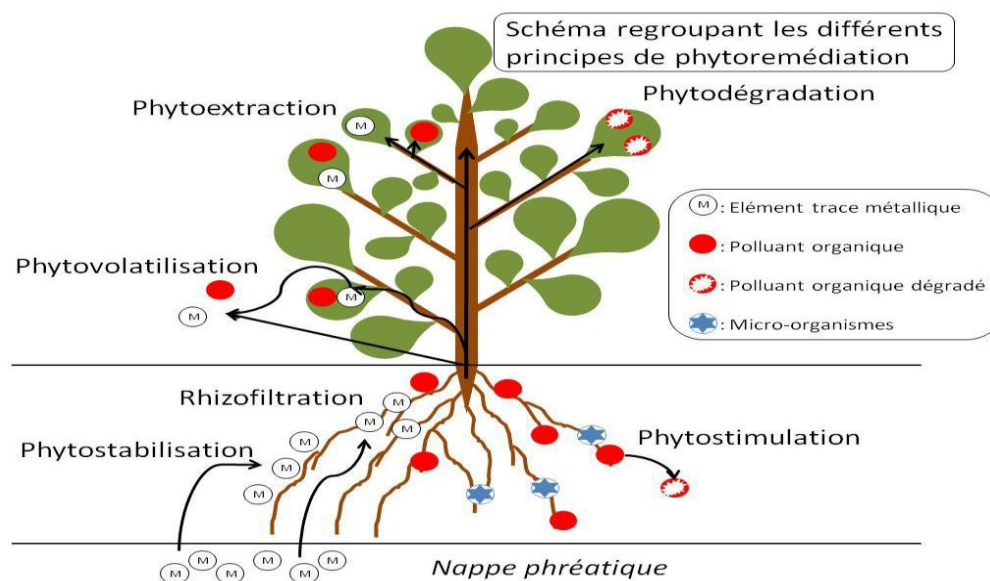


Fig 4 : Différentes techniques de phytoremédiation (**Sourzat, 2016**)

II.3.les différents techniques de la phytoremédiation

La phytoremédiation regroupe différentes méthodes qui sont appliquées selon la contamination et les objectifs de remédiation (Brooks, 1998 ; Bert *et al.*, 2000), qui peuvent mener à la dégradation du contaminant, enlèvement (par accumulation ou dissipation), ou immobilisation (Bruce Pivetz, 2001). Actuellement, la phytoremédiation se divise en cinq domaines d'application différent (Pulford et Watson, 2003 ; Vavasseur *et al.*, 2003) :

II.3.1. Phytoextraction

La phytoextraction est une technique de remédiation reposant sur la capacité des plantes à prélever des contaminants depuis le sol (ou l'eau) par les racines et les transférer et accumuler dans les parties aériennes. Cette technique est particulièrement adaptée aux sols présentant une pollution diffuse, où les polluants sont présents en proportion modérée et en surface. Elle peut être couplée à l'ajout de chélateurs pour augmenter la mobilité et l'absorption des éléments dans la plante (Huang *et al.*, 1997).

La phytoextraction est influencée par les caractéristiques physiologiques et génétiques des plantes. De récentes observations soulignent l'importance du choix des plantes qui doivent notamment respecter certains critères (Phielor *et al.*, 2013): (i) avoir une croissance rapide et une forte production de biomasse, (ii) être tolérantes aux métaux et (iii) pouvoir accumuler une grande quantité de métaux dans leurs parties aériennes, (iv) posséder un système racinaire profond et étendu, (v) s'adapter aux caractéristiques du sol à traiter (plantes natives ou adaptées), (vi) et nécessiter peu d'entretien. Peu ou pas de plantes répondent à l'ensemble de ces critères.

On peut noter l'utilisation de plantes hyper accumulatrices (*Noccaea caerulescens*, *Berkeyacodi* et *Alyssum murale*) présentant des capacités d'accumulation et un facteur de bioconcentration important, et l'utilisation de plantes à fort rendement de biomasse mais à plus faible accumulation (saule ou peuplier) (figure.5). Les parties aériennes concentrées en métaux sont ensuite retraitées par combustion, pyrolyse ou gazéification (Chalot *et al.*, 2012; Bert *et al.*, 2017), ou faire l'objet d'une récupération des ETM par chélation et utilisés à des fins industrielles ou pharmaceutiques (Mahar *et al.* 2016).

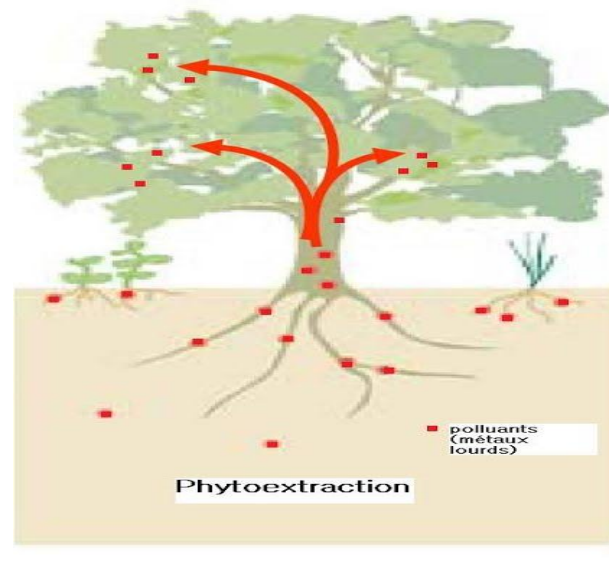


Fig. 5 : Représentation schématique du processus de Phytoextraction des métaux lourds (Chedly, 2006).

II.3.2. Phytostabilisation

La phytostabilisation vise à végétaliser un sol pollué dans le but d'immobiliser les ETM dans le sol. Cette technique permet la diminution du transfert des polluants vers les nappes phréatiques et vers l'atmosphère. De plus, la présence du couvert végétal limite d'une part l'érosion hydrique et éolienne, et d'autre part le contact direct avec les animaux et les hommes (Mahar *et al.*, 2016). Les ETM sont immobilisés dans la rhizosphère grâce à différents mécanismes dont l'adsorption au niveau des racines, la précipitation dans la rhizosphère, la complexation ou le changement de l'état de valence du métal (Bolan *et al.*, 2011).

Le choix de la plante et l'apport d'un amendement (*agents* alcalins, phosphates, matière organique) sont deux critères importants dans la réussite de la remédiation. En particulier, le choix de la plante doit tenir compte des critères suivants (Phielier *et al.*, 2013) ,(i) être tolérance aux ETM présents dans le sol, (ii) avoir une croissance rapide avec une grande capacité de couverture du sol et un système racinaire étendu et abondant, (iii)pouvoir retenir les polluants au niveau des racines ou de la rhizosphère, (iv) avoir une faible capacité à accumuler les polluants, (v) nécessiter un entretien réduit, et (vi) avoir une longévité importante (figure.6). Contrairement à la phytoextraction, les polluants ne sont pas extraits du sol, ce qui nécessite un monitoring permanent afin de veiller au maintien des conditions stabilisantes.

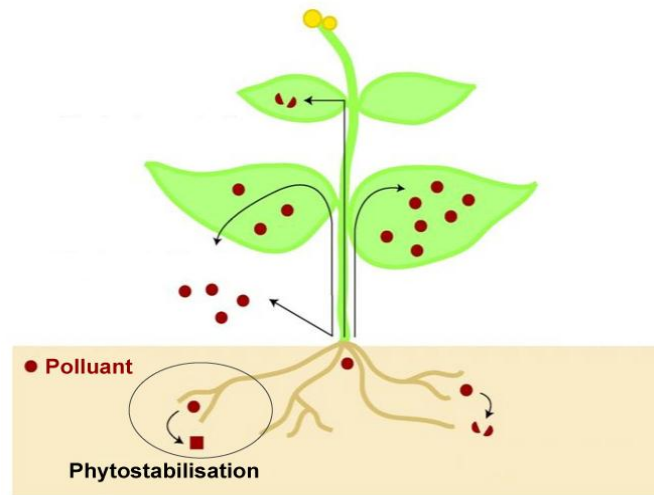


Fig.6 : Processus de la phytostabilisation des contaminants au niveau du sol(Pilon-Smits 2005).

II.3.3. Rhizofiltration

Ce dernier cas ressemble beaucoup au précédent. Nous restons ici sur un traitement de pollution organique. Selon Sterckeman T. : « La rhizodégradation désigne la dégradation des contaminants, pour la plupart organiques, sous l'action des racines et des micro-organismes associés. » (Sterckeman, *et al.*, 2011). Les plantes utilisées ne sont pas dans la capacité de faire passer les éléments toxiques dans leurs organismes. L'efficacité de cette méthode dépendra donc de l'importance de la vie microbienne présente au sein de l'appareil racinaire. Tout comme la Phytodégradation, le but ici est de dégrader les polluants en substances moins toxiques, pour les réintégrer dans les cycles de matières. Les facteurs limitant sont les mêmes que pour la Phytodégradation : la concentration en molécules toxiques et surtout la vie microbienne du sol. Des plantes comme la luzerne (*Medicago Sativa*) mais aussi le trèfle rampant (*Trifolium repens*) peuvent être utilisés dans cette technique (Bert, *et al.*, 2013).

II.3.4. Phytodégradation

Cette méthode concerne la pollution organique et non pas celle des éléments traces. Les plantes utilisées dans cette technique n'ont pas la capacité de stocker les polluants dans leurs organismes. Cependant, elles sont capables de dégrader les polluants organiques à l'intérieur des cellules de leurs appareils aériens et racinaires. Précédemment, nous avons vu que les éléments majeurs présentaient un danger lorsqu'ils formaient certaines molécules toxiques. Avec la Phytodégradation, les plantes utilisées absorbent les molécules nocives et sont capables de les dégrader en molécules moins toxiques (Dabouineau, *et al.*, 2005). Les végétaux concernés sont donc capables de vivre dans des milieux saturés en polluants organiques (figure.7). Ils absorbent les éléments polluants dans la solution du sol et les dégradent au sein de différents appareils.

Précisons que si les molécules toxiques sont trop concentrées ou si la viemicrobienne du sol n'est pas assez développée, ce processus sera ralenti voir irréalisable. La Phytodégradation répond donc à l'objectif de gestion du risque de la phytoremédiation, mais elle ne traite pas le sujet des éléments traces. Des végétaux le Vetiver (*Chrysopogonzizanioides*) sont notamment utilisés dans cette sous technique (Lenoir, 2008).

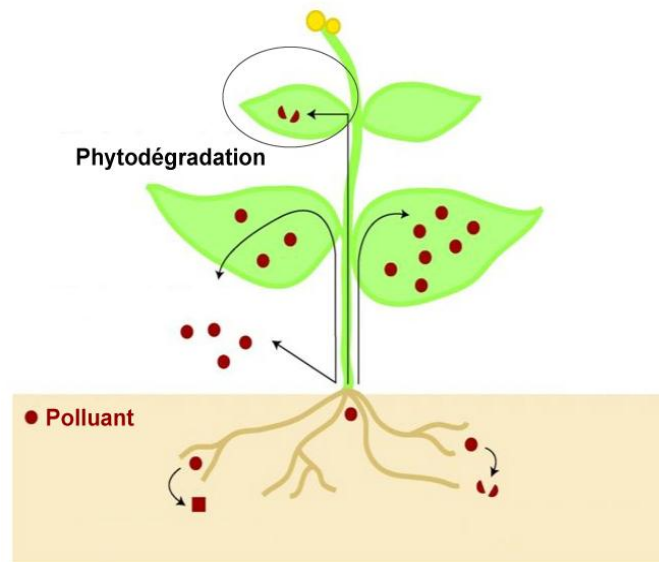


Fig.7:Processus de la Phytodégradation des contaminants au niveau du sol (Pilon-Smits 2005)

II.3.5. Phytovolatilization

La Phytovolatilization utilise les plantes pour transférer les ETM du sol vers l'atmosphère. En effet, certains éléments (As, Hg et Se) peuvent être présents sous forme gazeuse dans l'environnement. Dans ce procédé, les ETM sont absorbés par les racines, transférés dans les parties aériennes où ils sont transformés sous leur forme volatile avant d'être émis dans l'atmosphère (figure .8). Cette technique a tout d'abord été utilisée pour la remédiation des sols contaminés au mercure, les ions Hg^{2+} et le Hg organique pouvant être transformés en Hg (Kabata-Pendias 2011). De la même façon, le Se peut être transformé en $(CH_3)_2Se$ qui est volatile (Kabata-Pendias 2011).

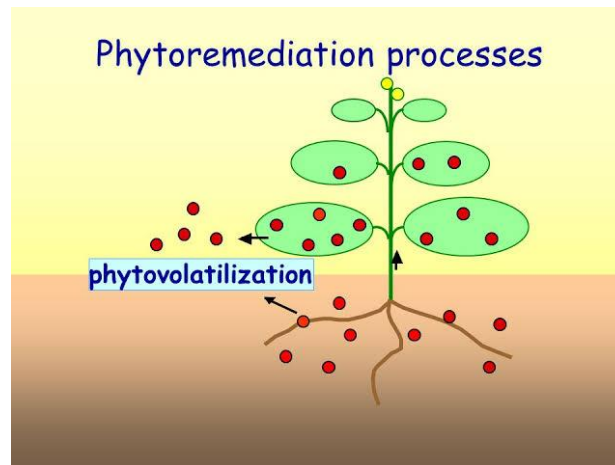


Fig.8 : Processus de la Phytovolatilization des contaminants au niveau du sol (**Pilon-Smits 2005**)

II. 4.Valorisation de la biomasse

Pour le traitement de la biomasse produite, les auteurs évoquent souvent l'incinération et la valorisation énergétique. Les cendres, ou le biominerai, seraient stockées en centre d'enfouissement technique ou recyclées en métallurgie. En effet, pour certains métaux présentant un intérêt économique, comme le nickel, le thallium et les métaux précieux, le biominerai pourrait être purifié et les métaux recyclés (**Ademe, 2010**).

II.5.Avantages et limite de la phytoremédiation

II.5.1.Avantages

Le choix d'utilisation de la phytoremédiation dans le traitement et l'assainissement des sols contaminés dans le Sertão et ailleurs dans le monde est basé sur les nombreux avantages qu'elle possède en comparaison aux autres techniques de remédiation. En plus, dans les milieux agricoles, les avantages qu'elle confère sont d'autant plus bénéfiques. Ainsi, voici une liste basée sur plusieurs auteurs (**Susarla et al.,2002; Anselmo & Jones, 2005; Vishinoi & Sriatasva, 2008; Procópio et al.,2009; Delgadillo –López et al.,2011**), qui démontrent son potentiel d'utilisation:

- En étant une technique hautement utilisée de manière *in situ*, la phytoremédiation, comparativement aux autres techniques d'extraction du substrat (*ex situ*), à une perturbation minimale dans l'environnement où elle est réalisée.
- Elle est la technique la moins coûteuse des processus de remédiation.
- Elle est aussi la plus simple d'application.

- Elle ne nécessite aucun personnel spécialisé pour son fonctionnement, seules les pratiques agronomes conventionnelles doivent être employées.
- Elle peut s'appliquer sur des terres éloignées et difficiles d'accès.
- Aucune énergie supplémentaire n'est nécessaire ou ne doit être incorporée au système pour son fonctionnement.
- Elle peut traiter de nombreux polluants simultanément, qu'ils soient organiques ou inorganiques.
- Lorsque les plantes ont traité les polluants et qu'aucune manipulation subséquente n'est nécessaire, de la biomasse est incorporée à l'environnement.
- Les conditions physico-chimiques du sol sont maintenues ou améliorées grâce à la couverture végétale créée.
- D'autres procédés qui affectent la dégradation des sols, comme celui de l'érosion et de la désertification, peuvent également être réduits ou prévenus avec l'utilisation de la phytoremédiation.
- Elle diminue la lixiviation des contaminants vers d'autres zones, dont les cours d'eau ou la nappe phréatique.
- Il y a fixation d'azote atmosphérique (principalement par les légumineuses).
- Elle peut être appliquée sur de grandes surfaces à traiter.
- Les sites qui contiennent des contaminants peu toxiques peuvent être soumis à la phytoremédiation sur le long terme, comme avec les sels.
- Elle permet le recyclage des ressources comme l'eau et la biomasse.
- Enfin, la phytoremédiation est une technique qui est déjà hautement acceptée par la société.

II.5.2.Limite

Malgré les nombreux avantages qu'elle confère, la phytoremédiation a toutefois quelques contraintes qui peuvent freiner son utilisation et son efficacité (**Cuunningham *et al.*,1996; EPA, 2000; Deviny *et al.*, 2005; Vishnoi & Srivastava, 2008; Procópio *et al.*,2009; Maestri &Marmioli, 2011**). Ces limites sedoivent d'être explicitées pour en arriver à une meilleure compréhension des problématiques auxquelles seheurte la phytoremédiation, et ce, dans le but que des solutions soient proposées pour en atténuer les désavantages et permettre une optimisation de l'utilisation de la méthode.

- D'abord, la première contrainte à la phytoremédiation est que le contaminant doit se retrouver dans la zone racinaire des plantes pour être traité, sans quoi, il n'y a aucun effet. Pour cela, les plantes doivent être en mesure d'entraîner leurs racines jusqu'aux contaminants ou bien les contaminants doivent être déplacés jusqu'aux racines. De plus, il faut considérer la profondeur du système racinaire qui varie selon les espèces, les conditions climatiques et celles du sol. Les arbres, par exemple, peuvent étendre leurs racines jusqu'à environ 4,5 mètres, tandis que les espèces graminées peuvent le faire jusqu'à environ 1,2 mètre.

- De plus, la phytoremédiation s'opère principalement dans les sols peu profonds, les ruisseaux et les eaux souterraines.
- Dans le même ordre d'idées, les conditions climatiques ou saisonnières peuvent limiter la croissance des plantes et augmenter la période de temps pour la décontamination d'un site.
- La phytoremédiation fonctionne mieux lorsque les sols sont faiblement à moyennement affectés par les contaminants. Ainsi, un site contenant de fortes concentrations de contaminants peut limiter la croissance des plantes et limiter son traitement par la phytoremédiation.
- Une extraction des plantes doit être réalisée lorsque celles-ci accumulent le contaminant dans leurs tissus sans les dégrader.
- Les plantes, qu'elles soient natives, exotiques ou génétiquement modifiées, qui extraient les polluants du sol en les emmagasinant dans leurs tissus, comme lors de la phytoextraction, engendrent la possibilité que les contaminants entrent dans le réseau trophique de l'écosystème. Ceci peut nuire aux organismes qui s'en nourrissent comme les insectes et les oiseaux.
- Le choix des plantes pour la décontamination des pesticides est ardu étant donné l'étendue du spectre d'action et la grande gamme de substances chimiques utilisées pour la fabrication de ces produits.
- Enfin, la ressource biologique est encore largement inexploitée.

III.1. Plantes phytoremédiantes

À l'heure actuelle, plus de quatre cent espèces de plantes sont connues comme hyper accumulatrices de métaux, pouvant accumuler de fortes concentrations de métaux dans leur biomasse aérienne (Yoon *et al.*, 2006). Ces espèces sont des métalphytes et appartiennent à la végétation naturelle des sols riches en métaux (Ernst, 2000), les familles végétales qui dominent dans les accumulateurs et hyper accumulateurs de métaux, sont : *Astéracée*, *Brassicaceae*, *Caryophyllaceae*, *Cyperaceae*, *Cunouniaceae*, *Fabaceae*, *Flacourtiaceae*, *Lamiaceae*, *Poaceae*, *Violaceae* et *Euphobiaceae*, et les hyper accumulatrices de métaux que sont les *Brassicaceae* présentent plus le nombre de taxons, soit 11 genres et 87 espèces (Prasad et Frietas, 2003). D'autre part, plusieurs plantes ont été trouvées être tolérantes aux métaux, et sont appelées «exclueuses» (excluders) et sont capables de restreindre l'absorption des métaux et/ou la translocation depuis les racines vers les parties aériennes (Baker, 1981), et elles poussent sur des milieux présentant des concentrations élevées en métaux toxiques (Prasad et Frietas, 2003). La majorité d'entre elles (317 espèces) concernant l'hyper accumulation du nickel (Baker *et al.*, 2000). Les espèces relatives à l'hyper accumulation du zinc arrivent en deuxième position, bien qu'elles soient en nombre beaucoup plus réduit. Les autres métaux concernés par l'hyper accumulation sont le cadmium, le plomb, le cuivre, l'arsenic, l'or le cobalt, le manganèse, le thallium (Baker et Brooks, 1989 ; Anderson, 2000 Baker *et al.*, 2000).

III.2. Critères de choix des plantes phytoremédiantes

Tous les végétaux absorbent des éléments minéraux. Cependant, certains présentent la particularité de prélever en grande quantité un élément donné. Baker (2000), donne dans son ouvrage la définition suivante : il s'agit de l'accumulation dans un organisme d'un élément à des concentrations plus importantes que celles trouvées dans le sol sur lequel il se trouve et cette concentration est supérieure à celle requise par le métabolisme. La principale caractéristique des plantes hyper accumulatrices est leur capacité de sécréter des substances pouvant solubiliser les métaux dans la rhizosphère (Chaney *et al.*, 1997). Il s'agit d'un composé chimique qui empêche les végétaux de s'empoisonner en neutralisant le métal (Masingue, 2003).

Dans une stratégie de phytoremédiation de sites contaminés, il est très utile de choisir des plantes qui les ont spontanément colonisés (plantes indigènes), car ces plantes sont souvent mieux adaptées en termes de survie, de croissance et de reproduction en situation de stress environnemental, et qui sont bien adaptées à ces environnements pollués. De plus, ces

espèces qui poussent naturellement sont écologiquement adaptées au climat qui prévaut (Li *et al.*, 2006).

Les plantes envisagées pour la dépollution doivent avoir une croissance rapide (Meagher et Heaton, 2005), un système racinaire et foliaire développé (Viatcheslav Dushenkov *et al.*, 1995). La biomasse des plantes doit être élevée afin d'augmenter les quantités de métaux prélevées, elles doivent être tolérantes à la pollution pour permettre une extraction optimum du polluant (Meagher et Heaton, 2005) ; elles doivent aussi développer un système racinaire extensif (Glebert *et al.*, 2003), explorer la zone de sol polluée (Kramer, 2005), avoir une forte résistance à la sécheresse (Boyd et Martens, 1998), et aux polluants liée à des capacités de chélation de celui-ci (Vavasseur *et al.*, 2003), métaboliser ces xénobiotiques en produits inoffensifs (Schwitzguébel, *et al.*, 2002), et accumuler les éléments traces dans leurs tissus aériens sans avoir développer des symptômes de toxicité (Baker et Brooks, 1989). Pour un mécanisme de phytodégradation, il est préférable que les plantes synthétisent de grandes quantités d'enzyme de dégradation (Pilon-Smits, 2005).

Dans le cas d'une phytoextraction de métaux lourds, les plantes envisagées sont celles qui ont les niveaux d'absorption les plus forts, de translocation et d'accumulation dans les parties aériennes qui seront ensuite récoltés (Meagher et Heaton, 2005).

L'implantation de ces plantes doivent être aisée et ses exigences doivent être les plus faibles possibles, être compétitives vis-à-vis des plantes endogènes du site (Meagher et Heaton, 2005), et avoir un mécanisme de défense contre les herbivores et les pathogènes (Boyd et Martens, 1998).

III.3.L'Atriplex

III.3.1. Présentation générale sur l'*Atriplex canescence* pursh nutte :

L'*Atriplex* est une plante arbustive, appartenant à la famille des Amaranthaceae qui comprend 1400 espèces, réparties en une centaine de genres. Le genre *Atriplex* comprend environ 417 espèces dans le bassin méditerranéen (Le Houerou, 1992). En Afrique du nord, le genre *Atriplex* comprend 15 espèces spontanées et 2 espèces introduites, soit 07 espèces vivaces, 01 bisannuelle et 09 annuelles. Par ailleurs, (Maire 1962), a identifié une dizaine d'espèces en Algérie dont les plus répandues sont: *Atriplex halimus* et *Atriplex portulacata*.

III.3.2. Description

L'*Atriplex canescens* est un arbuste buissonnant de 1 à 3 m de hauteur, à port plus ou moins ériqué, formant des touffes de 1 à 3 m de diamètre. Les rameaux blanchâtres sont

étalés, ascendants ou arqués, retombants vers l'extrémité. Les feuilles courtement pétiolées ou sub-sessiles, sont alternes, et leur limbe linéaire, lancéolé et uninervé est vert grisâtre. Il peut atteindre 3 à 5 cm de longueur et 0,3 à 0,5 cm de largeur. Des feuilles axillaires plus petites (0,5 à 1,5 sur 0,1 à 3 cm) sont aussi présentes le long de l'axe feuillé. Les inflorescences dioïques en épis simples ou panicules sont au sommet des rameaux pour les fleurs mâles et axillaires ou en épis sub-terminaux pour les fleurs femelles. Les graines vêtues de 4 ailes à bords denticulés, ont des dimensions de 10 à 20 mm (Benrbiha, 1987).

III.3.3. Classification

D'après le LeHouerou (2004), l'*Atriplex canescens* appartient à :

Règne	végétal
Sous règne	Tracheobionta
Embranchement	Spermaphytes
Sous embranchement	Angiospermes
Classe	Dicotylédones
Sous classe	Apétales
Série	Hermaphrodites
Ordre	Centrospermales
Famille	Chenopodiaceae (Amaranthaceae)
Genre et espèce	<i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt.

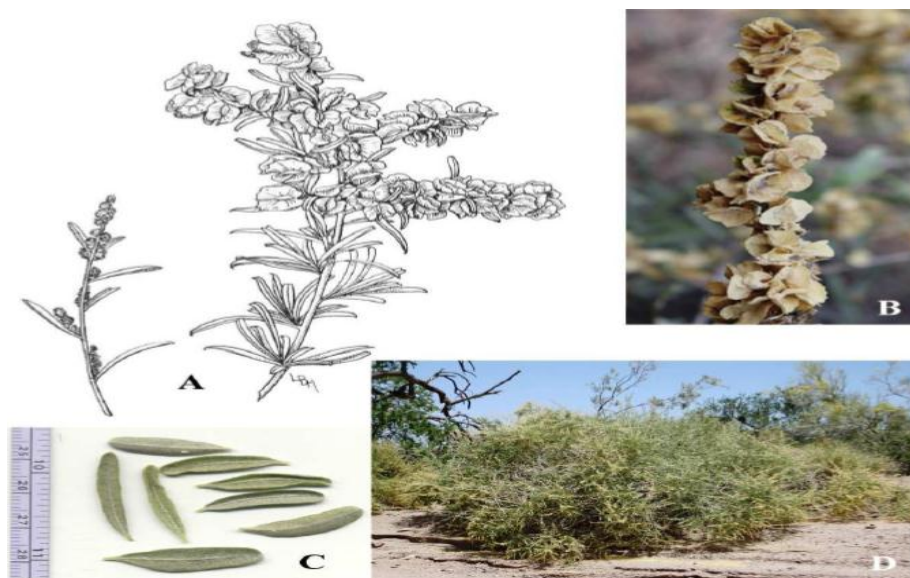


Fig.9 : **A** : Partie aérienne ; **B** : Fruits de l'*Atriplex canescens*; **C** : Feuilles del'*Atriplex canescens* ; **D** : Arbuste d'*Atriplex canescens* (Felger et al., 2014).

III.3.4. Origine

L'*Atriplex canescens* Purch Nutt. Espèce introduite (**Le Houérou, 1992, 2000**) semble particulièrement intéressante en raison de sa plus grande résistance au froid. Cette espèce originaire d'Amérique du Nord (**Mulas et Mulas, 2004**) est une plante fourragère exceptionnelle grâce à sa valeur nutritive, sa bonne adaptabilité et son feuillage persistant (**Kitchen et McArthur, 2001**). De plus c'est un important arbuste pour la réhabilitation des sols dégradés et s'adapte facilement hors de son habitat naturel (**Sanderson et Mc Arthur, 2004**).

III.3.5. Propriétés écologiques de l'*Atriplex*

Les *Atriplex* présentent une bonne tolérance aux conditions défavorables du milieu: l'*Atriplex* supporte des concentrations de chlorure de sodium (Na Cl) voisines de celles de l'eau de mer (30 g/l) (**Zid et Boukheris., 1977**). Cependant, les graines ne sont pas aussi tolérantes au sel au stade germination. En effet, (**Belkhodja et Bidai 2004**) rapportent que la germination des graines d'*Atriplex* des sites de Djelfa et de Senia est inhibée dès que la concentration en Na Cl dépasse 5 g/l. L'examen de la répartition du genre *Atriplex*, montre que la plupart des espèces se situent dans les régions où les précipitations varient entre 200 et 400 mm/an (**Francllet et LeHouérou, 1971**). L'*Atriplex* supporte des températures minimales de 5 à 10°C (**Froment., 1972**) et selon (**H.C.D.S, 1996**) l'*Atriplex halimus* peut supporter jusqu'à -10°C. Selon (**Froment 1972**), cette espèce peut s'adapter à des milieux divers. Selon (**Killian, 1953**), les *Atriplex* prospèrent dans les sols sableux et limoneux. Pour (**Pouget 1971**), l'espèce *Atriplex* s'accommode à divers types de sols mais selon (**Forment ,1972**), il préfère les sols limoneux. Par contre l'*Atriplex canescens* se développe mieux dans les sols sableux et argileux (**H.C.D.S, 1996**).

III.3.6. Intérêt thérapeutique

Certaines espèces d'*Atriplex*, sont largement connues pour leur intérêt médicinal traditionnel, à savoir dans le traitement digestif, respiratoire, uro-génital, vasculaire, et possèdent des propriétés antihypercholestérolémiantes, antipyrétique, antirhumatismale. (**DeFeo et Senatore, 1993**) et antihyperglycémiantes (**De Feo et Senatore, 1993 ; kambouche et al., 2011**).

III.4. Le Radis

III.4.1. Présentation de l'espèce

Les Radis sont parmi les légumes-racines ; qui sont plus faciles à cultiver. Plante à racine pivotante ronde (bulbeuse), oviforme ou allongée rose, rouge, blanche, ou noire.

Plante potagère annuelle ou bisannuelle que l'on consomme cru. Sa saveur piquante provient de la présence dans la plante de substance appelée glucosinolate.

Le terme « Radis » est apparu dans la langue au XVI^e siècle (figure 10). Il vient du latin « Radis », qui signifie « racine ».



Fig.10 : Radis (*Raphanus sativus*)

III.4. 2. Description

Le Radis (*Raphanus sativus* L.) est une racine, globuleuse, renflée-charnue, avec une écorce rose-blanche; Un tissu tendre ou ferme. Est directement surmontée de feuilles velues, plus ou moins grandes, pétiolées profondément lyrées, à lobes oblongs dentelés, dont le terminal est plus grand que les autres, très- rudes. Le Radis développe une tige haute de 4 à 8 décimètre ramifiée, porteuse de fleurs blanches assez petites, pédonculées à 4 pétales dressés, donnant naissance à des fruits (siliques) type haricot vert court et gonflé oblongues-lancéolé, renflé à la base et non articulées, spongieux à l'intérieur, contenant des graines rouges aplaties logées chacune dans une fossette particulière, arrondies (**Moquin et Tandon, 1866**)(figure 11).



Fig. 11 : Plante de radis (*Raphanus sativus* L.), aspect des feuilles, des tiges, des fleurs et des gousses (**Base de Données Nomenclaturale de la Flore de France, 2011**).

III.4. 3. Classification systématique

La classification de la plante du radis selon **Cronquist, 1981** est la suivante :

Règne Plantae

Sous-règne Tracheobionta

Division Magnoliophyta

Classe Magnoliopsida

Sous-classe Dilleniidae

Ordre Capparales

Famille Brassicaceae

Genre *Raphanus*

Nom binominal *Raphanus sativus* L.

III.4. 4. Origines

Probablement originaire de l'est de la région méditerranéenne, en Asie occidentale. Ce fut l'un des premiers légumes à être cultivés. Des écrits anciens démontrent que le Radis (*Raphanus sativus* L.) était consommé il y a environ 4 000 ans par les Babyloniens et les égyptiens, et était particulièrement apprécié pour ses propriétés médicinales. Il aurait été introduit en Chine environ 500 ans avant notre ère. Les Chinois ont développé de nouvelles variétés de radis, à racine plus grosse et plus longue. Le Radis peut maintenant se trouver comme plante cultivée à travers le monde sous de nombreuses formes différentes, allant de petites plantes annuelles feuillues à des bisannuelles à grosses racines charnues (**Schippers, 2004**).

III.4.5. Valeur nutritive

Peu énergétiques, les Radis roses fournissent à peine 15 K calories au 100 g, ce qui les place parmi les aliments les moins énergétiques, protéines et lipides (graisses) n'étant présents qu'à l'état de traces, ce sont les glucides (2,5 à 3,5 g) qui apportent l'essentiel des calories. Des glucides constitués en majorité par des sucres simples (glucose et fructose). Les Radis présentent aussi une haute densité en minéraux et oligo-éléments pour 100 calories, ils fournissent 1620 mg de potassium, 133mg de calcium, 47mg de magnésium, 5.3mg de fer, cela leur confère d'intéressantes propriétés reminéralisantes. Les Radis constituent également une bonne source de vitamine C puisqu'ils en apportent en moyenne 23mg aux 100 g. **(Base de Données Nomenclature de la Flore de France, 2011).**

II. Réponse de *Raphanus sativus* L. et d'*Atriplex canescens* au stress métallique de Plomb, Cuivre et Zinc

Ce chapitre compare les résultats des différents paramètres analysés (Morpho-physiologiques, Biochimiques et Chimiques) dans les deux parties aérienne et racinaire de Radis (*Raphanus sativus* L.) et de l'Atriplex (*Atriplex canescens*), traitées par les métaux lourds Plomb, Cuivre et Zinc à différents concentrations (Tableau 01).

Tableau 01: Doses des métaux lourds appliquées

Espèce	Métal	Doses appliquées (PPM)			
<i>Raphanus sativus</i> L.	Plomb	0	500	1000	2000
	Cuivre	0	400	800	1000
	Zinc	0	200	300	400
<i>Atriplex canescens</i>	Plomb	0	2500	5000	7500
	Cuivre	0	2000	2500	3000
	Zinc	0	2500	5000	7500

II.1. Réponse morpho-physiologique des plantes au stress métallique

II.1.1. Croissance des plantes

L'effet du stress métallique de Pb, Cu, et Zn sur la croissance en termes d'élongation, poids frais, poids sec des parties aériennes et racinaires et la teneur relative en eau de *Raphanus sativus* L. et l'*Atriplex canescens* est représenté dans le tableau (02)

II.1.1.1. Élongation

La hauteur des parties aériennes et racinaires du radis et de l'*Atriplex* montre une diminution inversement proportionnelle avec les doses de Pb (Tableau 02). Les analyses statistiques révèlent un effet hautement significatif de l'augmentation des doses de Pb sur la l'élongation des parties aériennes et racinaires du radis, et l'élongation des parties aériennes de l'*Atriplex*. Par contre l'effet de Pb est significatif sur l'élongation des parties racinaires de l'*Atriplex*.

La longueur des parties aériennes augmente proportionnellement avec l'augmentation des doses de Cu appliqués, par contre la longueur des parties racinaires montre une diminution inversement proportionnelle avec les doses croissantes de Cu (Tableau 02). Les calculs statistiques montrent que l'effet de Cu est non significatif et significatif sur la hauteur des parties aériennes et racinaires du radis respectivement. En revanche, la longueur des parties aériennes et racinaires de l'*Atriplex* diminue au fur et à mesure que les doses de Cu augmentent. L'analyse statistique révèle un effet hautement significatif de Cu sur la longueur des parties ariennes et racinaires de l'*Atriplex*.

L'élongation des parties aériennes augmente et l'élongation des parties racinaires diminue chez le radis stressés par le Zn. Par ailleurs, l'élongation des parties aériennes et racinaires de l'*Atriplex* diminue au fur et à mesure que les doses de Zn augmentent (Tableau 02). L'analyse statistique montre un effet hautement significatif et non significatif du Zn sur l'élongation des parties racinaires et aériennes du radis par contre, l'effet de Zn est hautement significatif sur l'élongation des parties aériennes et racinaires de l'*Atriplex*.

II.1.1. 2. Poids frais

Le poids frais des parties aériennes de *Raphanus sativus* L et de l'*Atriplex* diminue sous l'effet des trois métaux Plomb, Cuivre et Zinc (Tableau 02). Les analyses statistiques révèlent un effet hautement significatif de l'augmentation des doses de Plomb, Cuivre et Zinc sur le poids frais des parties aériennes et racinaires des plantes étudiées.

Le poids frais des parties racinaires d'*Atriplex canescens* diminue inversement proportionnelle avec les doses de Plomb, Cuivre et Zinc appliquées (Tableau 02). Les calculs statistiques révèlent un effet hautement significatif de Plomb, significatif de Zinc, et non significatif de Cuivre sur le poids frais des parties racinaires d'*Atriplex*.

Le poids frais des parties racinaires de *Raphanus sativus* diminue au fur et à mesure que les doses de Cuivre et de Zinc augmentent (Tableau 02), par contre, ce poids frais augmente en fonction de l'augmentation des doses de Plomb. L'analyse statistique montre un effet hautement significatif de l'augmentation des doses de Plomb, Cuivre et Zinc sur le poids frais des parties racinaires de *Raphanus sativus* L.

II.1.1. 3. Poids sec

Le poids sec des parties aériennes et racinaires de l'*Atriplex canescens* montre une diminution inversement proportionnelle avec les doses de Plomb, Cuivre, et Zinc (Tableau 02). Les analyses statistiques révèlent un effet hautement significatif de l'augmentation des doses métalliques sur le poids sec des parties aériennes et racinaires d'*Atriplex canescens*.

Le poids sec des parties aériennes et racinaire de *Raphanus sativus* diminue au fur et à mesure que les doses de Plomb et cuivre augmentent. En revanche, l'application des doses croissantes de Plomb, provoque une diminution et une augmentation du poids sec des parties racinaires et aériennes respectivement (Tableau 02). Les analyses statistiques montrent que l'effet Plomb, Cuivre et zinc est hautement significatif sur le poids sec des parties aériennes et racinaires de *Raphanus sativus* L.

II.1.1.4. Teneur relative en eau

La teneur relative en eau d'*Atriplex canescens* diminue au fur et à mesure que les doses de Plomb, Cuivre et Zinc augmentent, cette diminution est hautement significative sous l'effet des trois métaux. En revanche, la teneur relative en eau de *Raphanus sativus* augmente en fonction de l'augmentation des doses de Plomb et Cuivre, et diminution au fur et à mesure que les doses de Zinc augmentent. L'analyse statistique montre que l'effet de Plomb, Cuivre et Zinc sur la teneur relative en eau de *Raphanus sativus* L. est non significatif.

Tableau 02: Effet des métaux lourds Pb, Cu, Zn sur les paramètres morpho-physiologiques de *Raphanus sativus* L. et de *Atriplex canescens*

Paramètres		<i>Raphanus sativus</i> L.			<i>Atriplex canescens</i>		
		Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu
Elongation	PA						
	PR						
Poids frais	PA						
	PR						
Poids sec	PA						
	PR						
Teneur relative en eau	PA						

II.2. Réponse biochimique des plantes au stress métallique

II.2.1. Osmorégulateurs des plantes

L'effet du stress métallique de Plomb, Cuivre et Zinc sur les osmorégulateurs Proline et Sucres solubles dans les deux parties aériennes et racinaires d'*Atriplex canescens* et de *Raphanus sativus* L est représenté dans le tableau (03)

II.2.1.1. Proline

Le taux de la proline dans les parties aériennes et racinaires de *Atriplex canescens* augmente progressivement avec les doses croissantes du Pb (Tableau 03). L'analyse statistique montre que l'accumulation de la proline est significative dans partie aérienne d'*Atriplex canescens* traitée par le Plomb. Par contre, elle est non significative dans la partie racinaire de la plante. En revanche, La teneur en proline diminue dans les deux parties aériennes et racinaires de *Raphanus sativus* L. au fur et à mesure que les doses de Plomb augmentent. L'analyse statistique de la variance montre un effet non

significatif de l'augmentation des doses de Plomb sur la teneur en proline de partie racinaire, et hautement significatif sur cette teneur dans la partie aérienne de la plante.

L'accumulation de la proline dans les parties aériennes et racinaires d'*Atriplex canescens* augmente progressivement avec des doses croissantes de Cuivre (Tableau 03). L'analyse statistique montre un effet non significatif de Cuivre sur l'accumulation de la proline chez l'*Atriplex canescens*. Par contre, la teneur en proline dans les deux parties aériennes et racinaires de *Raphanus sativus* L. soumis à des concentrations croissantes de Cuivre, montre une nette diminution dans les deux parties de la plante. Les analyses statistiques de ce traitement indiquant que l'effet de Cu sur les teneurs en proline de la partie aérienne et racinaire de *Raphanus sativus* L. est hautement significatif.

La teneur en proline des parties aérienne et racinaire de l'*Atriplex canescens* augmente proportionnellement avec les doses du Zn (Tableau 03). L'analyse statistique montre que l'accumulation de la proline sous l'effet du Zn est hautement significative dans la partie aérienne, et significative dans la partie racinaire de la plante. Par ailleurs, les teneurs en proline de *Raphanus sativus* L. traité par le Zinc augmente dans la partie aérienne et diminue dans la partie racinaire de la plante. L'analyse de la variance montre que l'effet de Zn sur les teneurs en proline des parties aériennes et racinaires de *Raphanus sativus* L. est hautement significatif.

II.2.1.2. Sucres solubles

Les résultats enregistrés pour l'espèce *Atriplex canescens* (Tableau 03) montrent que la teneur en sucres solubles augmente dans les deux parties aériennes et racinaires de la plante sous l'effet de Plomb, Cuivre et Zinc. L'analyse statistique révèle que l'accumulation de sucres solubles est significative et hautement significative dans les parties aériennes et racinaires de la plante sous l'effet de Cuivre et de Plomb respectivement. Par contre, l'effet de Zinc sur l'accumulation des sucres solubles chez l'*Atriplex canescens* est significatif dans la partie aérienne et hautement significatif dans la partie racinaire.

La teneur en sucres solubles enregistrée dans les deux parties aériennes et racinaires de *Raphanus sativus* L. (Tableau 03) augmente sous l'effet de Cuivre et diminue sous l'effet de Zinc, par contre cette teneur augmente dans la partie racinaire et diminue dans la partie aérienne de la plante sous l'effet de Plomb. L'analyse statistique montre un effet hautement significatif et non significatif de Plomb sur les teneurs en sucres solubles des parties racinaires et aériennes de *Raphanus sativus* L. respectivement. Relativement à l'effet de Zinc, l'augmentation de ses doses provoque un effet hautement significatif sur la teneur en sucres solubles des parties racinaires et significatif sur sa teneur dans les parties racinaires de la plante. En revanche, la variation des teneurs en sucres solubles de *Raphanus sativus* L. traité par le Cu est hautement significative pour les deux parties aériennes et racinaires de la plante.

Tableau 03: Effet des métaux lourds Pb, Cu, Zn sur les osmorégulateurs de *Raphanus sativus* L. et d'*Atriplex canescens*

Paramètres		<i>Raphanus sativus</i> L.			<i>Atriplex canescens</i>		
		Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu
Proline	PA						
	PR						
Suces solubles	PA						
	PR						

II-2- les antioxydants des plantes

Polyphénols totaux

La teneur en polyphénols totaux augmente dans les deux parties aériennes et racinaires d'*Atriplex canescens* proportionnellement avec l'élévation des doses de Plomb, Cuivre, et Zinc. L'analyse statistique révèle que l'augmentation des teneurs en polyphénols totaux dans les parties aériennes et racinaires d'*Atriplex* est hautement significative sous l'effet de Cuivre et de Plomb. En outre, l'effet de Zinc est non significatif sur la teneur en polyphénols totaux dans les deux parties aériennes et hautement significatif sur ces teneurs dans les parties racinaires d'*Atriplex canescens*.

La teneur en polyphénols totaux enregistrée chez les plantes de *Raphanus sativus* L. traitées par le Plomb, le Cuivre, et le Zinc augmente en fonction de l'augmentation des doses métalliques. L'analyse statistique montre que l'effet de Cuivre et de Zinc est hautement significatif sur la teneur en polyphénols totaux des parties aériennes et racinaires de *Raphanus sativus* L. par contre, l'effet de Plomb sur cette teneur est hautement significatif et non significatif dans la partie aérienne et racinaire respectivement.

Flavonoïdes

Le taux de flavonoïdes enregistré dans les parties aériennes et racinaires d'*Atriplex canescens* augmente progressivement avec les doses croissantes de Plomb, Cuivre et Zinc. L'analyse statistique indique que les flavonoïdes s'accumulent de manière hautement significative dans les parties aériennes et racinaires d'*Atriplex canescens* traitée par le Plomb, le Cuivre, et le Zinc.

La teneur en flavonoïdes enregistrée chez *Raphanus sativus* L. stressé par le Zinc, diminue dans les deux parties aériennes et racinaires de la plante. Par contre, cette teneur augmente dans la partie racinaire et diminue dans la partie aérienne de *Raphanus sativus* L. traité par le Plomb et le Cuivre. L'analyse statistique montre que l'effet de Pb sur la teneur en flavonoïdes de *Raphanus sativus* L. est hautement significatif pour la partie aérienne et non significatif pour la partie racinaire. Par contre, l'effet de Cuivre et de Zinc est hautement significatif pour les deux parties aériennes et racinaires de la plante.

Tableau 04: Effet des métaux lourds Pb, Cu, Zn sur les antioxydants de *Raphanus sativus* L. et d'*Atriplex canescens*

Paramètres		<i>Raphanus sativus</i> L.			<i>Atriplex canescens</i>		
		Pb	Zn	Cu	Pb	Zn	Cu
Polyphénols totaux	PA						
	PR						
Flavonoïdes	PA						
	PR						

II. Réponse chimiques des plantes au stress métallique

II.1. l'accumulation des métaux lourds

Les résultats relatifs à l'accumulation des métaux lourds dans les parties aériennes et racinaires de *Raphanus sativus* L. et d'*Atriplex canescens*, montrent que ces espèces accumulent les métaux lourds Plomb, Cuivre et Zinc dans ces différentes parties massivement en fonction de l'augmentation des doses métalliques. Les analyses statistiques indiquent que l'accumulation de Plomb, Cuivre et Zinc est hautement significatif dans les deux parties aériennes et racinaires des plantes étudiées.

Tableau 05: Effet de stress métallique sur l'accumulation des métaux lourds Pb, Cu, Zn chez *Raphanus sativus* L. et *Atriplex canescens*

Paramètres		<i>Raphanus sativus</i> L.	<i>Atriplex canescens</i>
Plomb	PA		
	PR		
Cuivre	PA		
	PR		
Zinc	PA		
	PR		

II. Discussion

II.1. paramètre morpho-physiologie

Les résultats de notre étude sont en accord avec ceux rapportés par **(Kopittke et Menzies, 2006 ; Kopittke et al., 2007a, b, 2008)** chez le *Vigna unguiculata* L. ,chez la fève **(Benouis, 2012)**, chez la tomate (*Lycopersicon esculentum*. Mill) **(Hemeir, 2015)**, ou la croissance des plantes est inhibée par l'application du stress métallique.

Adriano (2001); Sandialo et al., (2001) ; Sobkowiak et Deckert (2003) démontrent que la réduction de et croissance est généralement observée lorsque des plantes sont soumises à un stress. Plusieurs travaux ont signalé que la réduction du développement des racines et des tiges de la plante est due aux effets toxiques des teneurs élevées de métaux lourds et au déséquilibre de la disponibilité en nutriment **(Datta et al., 2009)**.

Le ralentissement du développement racinaire est la première réponse des plantes cultivées dans un milieu contaminé par le Pb **(Potters et al., 2007)**. Ceci est due probablement à l'inhibition de la division des cellules racinaires **(Eun et al., 2000)**, et de l'élongation des cellules **(Seregin et Ivanov, 1997 ; Obroucheva et al., 1998 ; Malkowski et al., 2002)** comme il a été montré chez *Lemna minor* **(Samardakiewicz et Wozny, 2005)**. Chez plusieurs espèces, comme *Triticum aestivum* **(Dey et al., 2007 ; Kaur et al., 2013)**, *Z. mays*L. **(Kozhevnikova et al., 2009)**, *Pisum sativum* **(Malecka et al., 2009)** et *Sedum alfredii* **(Gupta et al., 2010)**. Le Pb a également inhibé l'allongement des racines et des tiges et l'expansion des feuilles chez l'ail, l'orge et le radis noir **(Nagajyoti et al., 2010)**. **Verma et Dubey (2003)** ont également montré que la croissance des racines du riz est inhibée de manière significative avec l'augmentation du plomb. Il a été démontré aussi que les plantes contaminées par le zinc présentent une inhibition de la croissance se caractérise par une croissance réduite des racines, l'augmentation de l'épaississement de la racine, et altération de la division-élongation cellulaire **(Mustafa et Komatsu, 2016)**.

Les résultats de l'augmentation de l'application du Cu dans le sol sont ultérieurement reportés par **Sonmez (2007)**. Ces résultats obtenus sont en accord avec ceux de **Sun et al., (2010)**, qui ont également observé une inhibition de la croissance pondérale du radis traité par le cuivre. Une contamination en Cu du sol entraîne une exposition des racines via la solution du sol et l'imprégnation en Cu du végétal induit une diminution de la biomasse aérienne des plantes d'autant plus importante que la contamination est élevée **(Cook et al., 1997 ; Vinit- Dunand et al., 2002)**.

Nos résultats montrent que la matière sèche aérienne et racinaire de l'*Atriplex canescens* diminue progressivement avec les doses croissantes de zinc appliquées. Ces résultats sont concordants avec ceux de **Khudsar (2004)**, où la masse sèche de la partie aérienne, racinaire et totale de *Artemisia annua* diminue significativement avec le taux de zinc.

Cette réduction de la croissance pondérale de la partie aérienne et racinaire a également été relevée chez plusieurs espèces soumises à la présence du Pb comme par exemple certaines espèces de *Fabacées* (Huang et Cunningham, 1996 ; Piechalak *et al.*, 2002), *Plantago major* (Kosobrukhovet *et al.*, 2004), *Elsholtzia argyi* (Islam *et al.*, 2007), *Athyrium wardii* (Zou *et al.*, 2010), les petits pois (Kopittke *et al.*, 2007b), le radis (Gopal et Rizvi, 2008), le maïs (Ekmekçi *et al.*, 2009), l'ail (Liu *et al.*, 2009), *Arabidopsis thaliana* (Phang *et al.*, 2011), *Glomus* et *imicatum* et *Calopogonium mucunoides* (Souza *et al.*, 2012).

Les résultats obtenus révèlent que le stress métallique appliqué à la plante entraîne une diminution de la teneur en eau des plantes étudiées. Ces résultats sont concordants avec ceux de (Bouziani El Hadj, 2012), où il a observé une diminution de la teneur en eau sous l'effet du plomb chez la fève (*Vicia faba* L.). La transpiration et la teneur relative en eau montrent également une diminution dans le cas de concentrations excessives en Pb, Cu et Zn dans les tournesols (Kastori *et al.*, 1992).

De nombreuses études ont mis en évidence une perturbation importante du statut hydrique des plantes traitées au plomb. Elles ont principalement relevé une diminution de la transpiration, y compris à de faibles doses, ainsi qu'une diminution de la teneur en eau (Pourrut, 2008 ; Brunet *et al.*, 2009). En plus, les perturbations du statut hydrique conduisant à la fermeture des stomates (Brunet *et al.*, 2008) suite à l'implication de la sécrétion de l'acide abscissique induit par la présence de plomb (Parys *et al.*, 1998 ; Atici *et al.*, 2005). Ces résultats indiquent aussi que les ETM influencent également la relation plante-eau en inhibant la formation de poils racinaires, réduisant la capacité des plantes à explorer le sol pour l'absorption d'eau et de nutriments. Une autre conséquence de la présence d'ETM est l'augmentation de la résistance du flux hydrique dans le système racinaire.

II.2. Paramètre biochimique

Ces résultats sont concordants avec ceux de Hajhashemiet *al.*, (2006), Belarbi (2018) rapporte que l'apport de plomb induit une augmentation importante en sucres solubles chez l'*Atriplex halimus*. L'accumulation importante des sucres solubles dans la plante stressée aux métaux lourds (cuivre, zinc, et plomb) est une réponse au stress métallique contrairement à la plante non stressée où le taux des sucres solubles est faible.

Les résultats obtenus sur l'accumulation importante de la proline dans la plante stressée corroborent avec ceux de Thiery *et al.*, (2004) ; Djeddi (2006) puis Hadjadj *et al.*, (2011) qui lient les quantités accumulées de la proline à la tolérance aux stress. L'accumulation de la proline est un résultat de l'inhibition de son oxydation (Flagella *et al.*, 2006), rapporte que l'apport d'acétate de plomb induit une augmentation importante en proline chez le radis (*Raphanus sativus*). L'accumulation de la proline est signalée chez Artichoke (*Cynarascolymus* L.) (Karimi *et al.*, 2012), Une telle augmentation de la proline a également été observée sous l'effet d'autres métaux tels que le

Zn, le Pb, le Cd et le Cu chez le tournesol (**Kastori et al., 1992**), le Cd et le Pb chez *Lemnapolyrrhiza* L. (**John et al., 2008**), le Cd chez *Atriplex halimussub* sp (**Bouزيد, 2009**) et chez *Brassicaeajuncea* (**Irfan et al., 2014**).

Ces résultats sont concordants avec ceux de **Sgherri et al., (2007)**, où il a observé une augmentation des polyphénols sous l'effet du stress métalliques chez *Vicia faba* L, **Neggaz et Reguieg yssaad (2018)** chez *Raphanus sativus* stressée par le plomb, **Rastgoo et al., (2011)** chez *Aeluropus littoralis* sous l'effet des métaux lourds (Pb, Co, Cd, Ag). Les composés phénoliques interviennent dans de nombreux mécanismes pour permettre à la plante de s'adapter à son milieu (**Macheix et al., 2005**).

En effet, des études ont montré que la présence d'ETM, et notamment de Cu et Pb, dans le sol avait pour conséquence une augmentation de la production de composés phénoliques (**Kovacik et Klejduš, 2008 ; Pawlak-Sprada et al., 2011**). L'augmentation des composés phénoliques en présence de Pb a déjà été démontrée (**Hamid et al., 2010**).

L'accumulation importante des polyphénols dans la plante stressée aux métaux lourds (cuivre, zinc, plomb et cadmium) est une réponse au stress métallique contrairement à la plante non stressée où le taux des polyphénols est faible.

De nombreux travaux confirment une augmentation des activités anti-oxydantes sous l'effet des métaux lourds (**Lagriffoul et al., 1998 ; Baccouch et al., 2001 ; Dixit et al., 2001 ; Pal et al., 2002 ; Zacchini et al., 2003**).

Les flavonoïdes se trouvent en grande quantité dans les différentes parties de la plante sous l'effet des différents stress. Ces résultats sont concordants avec ceux de **Bretzel et al., (2014)**, où l'augmentation de la teneur en flavonoïdes est estimée chez *Taraxacum officinal* sous stress de (Cr, Pb, Cu, Ni, Zn). une diminution du taux de flavonoïdes est observée au niveau des parties racinaires de la plante ; ceci pourrait être expliqué par la résistance des plantes à ces concentrations (**Isabel et al., 2007**).

Les résultats obtenus sur l'accumulation importante des flavonoïdes dans la plante stressée corroborent avec ceux de **Walton et Brown (1999)**, qui lient les quantités accumulées des flavonoïdes à la tolérance aux stress. Concordant ainsi avec une étude faite par **Morris (1995)**, montrant que les flavonoïdes sont de bons chélateurs de métaux lourds.

II.3. Paramètres chimiques

L'accumulation des métaux lourds Cu, Zn, Pb et Cd dans les feuilles et racines de l'*Atriplex canescens* augmente progressivement avec des doses croissantes de ces métaux dans le sol. Ce constat corrobore les résultats trouvés par **Baker et al., (1994)**, qui dénotent que les concentrations des métaux des plantes dépendent hautement de leurs concentrations dans le sol.

Ainsi **Toselli et al., (2009)** ont annoncé que la concentration de Cu est augmentée en réponse à l'augmentation du Cu dans le sol. Selon **(Adriano, 2001)**, le Cu est considéré comme l'élément le plus mobile des métaux lourds et facilement assimilables par les plantes.

Dans la plupart des plantes étudiées, les concentrations racinaires de Cu sont supérieures aux concentrations des parties aériennes, que ce soit pour des plantes capables de tolérer de fortes quantités de Cu comme *Haumaniastrum katangense*, *Nicotiana plumbaginifolia*, *Elsholtziahaichowensis*, *Silenevulgaris* (**Chipenget et al., 2009 ; Xia et Shen, 2007**), ou pour des plantes non tolérantes, comme le blé, le maïs, les roseaux, le niébé etc... (**Ali et al., 2002 ; Bravin et al., 2010 ; Kopittke et Menzies, 2006**).

Selon **Denaix (2007)**, certaines espèces sont capables d'accumuler de fortes doses de Zn dans leurs racines. En effet plusieurs études ont montré une accumulation similaire de Zn dans les racines pour différentes espèces étudiées telles que le trèfle, le ray-grass, le blé et le pois (**Yeet et al., 2001 ; Souza et Rauser, 2003**), et tomate (**Sbartaiet et al., 2011**).

En ce qui concerne le plomb, nos résultats montrent que l'accumulation de plomb dans les feuilles et racines de la plante augmente progressivement avec des doses croissantes de plomb dans le sol. Plusieurs travaux sont en accord avec nos résultats, ceux de **Meyers et al., (2008)** chez *Brassicaejuncea*, **Piechalak et al., (2003)** chez *Pisiimsativum*, **Tandy et al., (2006)** chez *Helianthusanmms* et **Huang et Cunningham, (1996)** chez *Thlaspi rotundifolium*. (**Tomaszewskaet et al., 1996**) ont cité des accumulations de 90 à 95% du plomb dans les racines de la fève et du haricot.

Le Zn apparait avec les éléments traces les plus mobiles à une biodisponibilité et une translocation importante vers les plantes (**Grejtovsky, 2006**),

En effet, la translocation du zinc est souvent limitée en raison de sa forte capacité à créer un complexe Zn-phytochélatines, qui réside généralement dans les vacuoles racinaires (**Lux et al.,2011**). Selon **Sharma et al.,(2007) ; Zheng et al.,(2007) ; Moreno-Jiménez et al.,(2009)**, la translocation des éléments métalliques vers les parties aériennes de la plante dépend des différents facteurs (espèce végétale, caractéristiques physicochimiques des sols, espèces métalliques présentes).

Plusieurs travaux sont en accord avec nos résultats, ceux de **Meyerset et al.,(2008)** chez *Brassicaejuncea*, **Piechalak et al.,(2003)** chez *Pisiimsativum*, **Tandy et al.,(2006)** chez *Helianthusanmms* et **Huang et Cunningham, (1996)** chez *Thlaspi rotundifolium*.

Tomaszewskaet et al.,(1996) ont cité des accumulations de 90 à 95% du plomb dans les racines de la fève et du haricot.

Le plomb est essentiellement localisé dans les racines de la plante puisque son absorption est rarement suivie d'une translocation vers les parties aériennes. L'absorption de plomb dans les racines de la plante pourrait être un mécanisme général de défense des plantes contre les métaux lourds. Les végétaux pourraient limiter directement l'absorption active des éléments traces métalliques (ETM) en régulant l'activité de canaux et transporteurs spécifiques (**Pourrut, 2008**).

D'après **Liu *et al.*,(2003)**, les différences dans la translocation vers les parties aériennes peuvent s'expliquer par des éventuelles différences dans les formes du plomb dans la plante. Des études ont montré que la présence de ligands organiques dans le milieu de culture augmente le prélèvement du plomb et que les complexes qu'ils forment avec le plomb sont mobiles dans les plantes, permettant la translocation vers les parties aériennes (**Vassil *et al.*, 1998 ; Hammer et Keller, 2002 ; Ruley *et al.*, 2006 ; Cui *et al.*, 2007**).

Conclusion

Notre synthèse relative à l'étude de l'effet de Plomb, Cuivre et Zinc sur les paramètres morpho-physiologiques, biochimiques et chimiques de l'*Atriplex canescens* et *Raphanus sativus* L., et à l'étude de la capacité de ces plantes à accumuler et transloquer les métaux lourds dans ces parties aériennes et racinaires, nous a permis d'obtenir les résultats suivants :

1- La longueur des parties aériennes et racinaires est affectée par le stress métallique chez les deux espèces étudiées, or la diminution de longueur des parties aériennes et racinaires est enregistrée beaucoup plus chez l'*Atriplex Canescens* que chez *Raphanus sativus* L.

2- Les concentrations des métaux lourds agissent négativement sur la production de biomasse des deux parties aériennes et racinaires de l'*Atriplex Canescens* et de *Raphanus sativus* L.

4- L'application de stress métallique de Plomb, Cuivre et Zinc sur l'*Atriplex canescens* ont entraîné une augmentation des sucres solubles, proline, et antioxydants (polyphénols, flavonoïdes) en fonction de la concentration croissante des métaux lourds. Par contre, *Raphanus sativus* L. a accumulé les polyphénols et sucres solubles, et réduit la synthèse des flavonoïdes et proline sous l'effet des métaux lourds précités

5- l'accumulation des métaux lourds Plomb, Cuivre et Zinc augmente dans les deux parties aériennes et racinaires de l'*Atriplex Canescens* et de *Raphanus sativus* L. en fonction de l'augmentation de doses métalliques appliquées dans le sol. Ainsi, le transfert de ces métaux lourds vers les parties aériennes des plantes étudiées augmente au fur et à mesure que les doses métalliques appliquées augmentent. En effet, la connaissance des teneurs totales en métaux lourds dans les organes de la plante est nécessaire mais elle n'est cependant pas suffisante pour évaluer leur mobilité et les risques environnementaux qui en découlent. La prévision de ces risques est étroitement liée aux formes physico-chimiques sous lesquelles les métaux sont présents.

Ces résultats montrent que les espèces végétales ne répondent pas au stress métallique de la même façon vu que l'espèce *Atriplex canescens* a augmenté la synthèse des flavonoïdes et de proline, contrairement au *Raphanus sativus*, où cette synthèse est inhibée. L'*Atriplex canescens* est plus affecté par le stress métallique par rapport au *Raphanus sativus*, vu que les doses appliquées sur l'*Atriplex canescens* sont plus importantes par rapport à celles appliquées sur *Raphanus sativus* L ce qui montre que la réponse des espèces végétales au stress métallique est doses-dépendante. Par ailleurs, *Raphanus sativus* L. montre une augmentation de la teneur relative en eau de ses feuilles et d'élongation de ses parties aériennes ce qui montre que la réponse de cette espèce au stress métallique est organo-dépendante. En outre, les teneurs en sucres solubles de *Raphanus sativus* augmentent en fonction de l'augmentation des doses de Zn et diminuent au fur et à mesure que les doses de

Cu augmentent ce qui montre de la réponse de cette espèce au stress métallique et métal-dépendante. Enfin, les deux plantes *Atriplex canescens* et *Raphanus sativus* L. ont accumulé les métaux lourds dans ces parties aériennes et racinaires, et résistent au stress métallique, pour cela ces espèces méritent d'être exploitées en vue de les utiliser pour la dépollution des sols par les approches de la phytoremédiation. Ces plantes pourraient constituer un modèle intéressant pour l'étude des mécanismes d'exclusion du métal mais également être utilisées pour la culture sur des sols contaminés en métaux.

A

Ablain, F., 2002. Rôle des activités lombriciennes sur la redistribution des éléments traces métalliques issues de boue de station d'épuration dans un sol agricole. Thèse Doctorat, Univ. Renne, 148 p.

Ademe. 2010. Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie ;
<http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?Sort=1&cid=96&m=3&catid=10157>.

Adriano DC. 2001. Trace elements in terrestrial environments : biogeochemistry, bioavailability and risks of metals. *2nd Edition Springer- Verlag* , New York, Berlin, Heidelberg, p 867.

Ali NA, Bernal MP, Ater M. 2002. Tolerance and bioaccumulation of copper in *Phragmites australis* and *Zea mays*. *Plant and Soil*. 239, 103-111.

Alloway, B.J. et Steinnes, E., 1999. Anthropogenic additions of cadmium to soils. In: McLaughlin, M. J. and Singh, B. R., Eds. *Cadmium in soils and plants*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands, 97-123.

Arris S, 2008. Etude expérimentale de l'élimination des polluants organiques et inorganiques par adsorption sous produits de céréale » Thèse de doctorat de l'université de Constantine- Algérie.

B

Baccouch S, Chaoui A, El Ferjani E. 2001. Nickel toxicity induced oxidative damage in *Zea mays* shoots. *Journal of Plant Nutrition*. 24, 1085-1097.

Balasundram N, Sundram K, Samman S. 2006. Phenolic Compounds in Plants and Agri-Industrial By-Products: Antioxidant activity, occurrence, and potential uses. *Food Chemistry*. 99, 191-203.

Behanzin g. j., adjou e.s., yessoufou a.g., dahouenon a.e. et sezan a., 2014. Effet des sels de métaux lourds (chlorure de Cobalt et chlorure de Mercure) sur l'activité des hépatocytes, *Journal Applied Biosciences*, Vol 83, pp 7499-7505.

Belabed, B.E. (2010). La pollution par les métaux lourds dans la région d'Annaba "source de contamination des écosystèmes aquatiques". *Mémoire de doctorat en sciences de la mer*. Université de Baji- mokhter-Annaba, 161p.

Belarbi A, 2018. Physiological and phytochemical study of tolerance to heavy metals Pb, Cr (III) and Cr (II) by *Atriplex halimus* L. Mostaganem University, Algeria 179-189.

Belkhodja M., Bidai Y., 2004. Réponse des graines d'*Atriplexhalimus* L. à la salinité au stade de la germination. *Sécheresse* n°4, vol 15, pp 331-334.

- Bentata, K. (2015).** Evaluation de la contamination métallique par trois métaux (Cd, Ni et Zn) du rouget de vase *Mullus barbatus* (L, 1758) pêché au niveau de la côte occidentale algérienne. *Thèse de magister*, université d'Oran, 122 p.
- Ben Ahmed h., zid e., el gazzah c., grignon c., 1996.** Croissance et accumulation ionique chez *Atriplex halimus* L. Cahiers d'Agricultures, Vol. 5 : 367- 372.
- 9TBENACEUR M., RAHMOUN C., SDIRI H., MEDAHI M. AND SELMI M., 2001.**9T Effet du stress salin sur la germination, la croissance et la production de grains de blé. *Secheresse*, 12 (3): 167-174.
- Benrbiha fz., 1987.** Contribution l'étude de la germination de quelques espèces d'*Atriplex* locales et introduites. Thèse magister en sciences agronomiques. INA. pp 5-20.
- Benouis S. 2012.** Contribution à l'étude de l'effet des métaux lourds (Cuivre) sur les caractéristiques biométriques et chimiques de la fève (*Vicia faba* L.).Thèse de magistère.Université de Mostaganem, Algérie.
- Berg, J.M. (1986).**Potentiel-métal-binding domains in nucleic acid binding, protein. *Science* 232: 485-487.
- Berg, J.M & y, Shi. (1996).** The galvanization of biology: a growing appreciation for the roles of zinc. *science* .271: 1081-1085.
- Bert, V., Macnair, M.R., de Laguérie, P., Saumitou-Laprade, P. et Petit, D., 2000.** Zinc tolerance and accumulation in metal-tolerant and non metal-tolerant populations of *Arabidopsis halleri* (Brassicaceae). *New Phytol.*, Vol. 146: 225– 233.
- Bert, V., Hadj-Sahroui, A., Leyval, C., Fontaine, J., & Ouvrard, S. (2012).** Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués. État de l'art et guide de mise en oeuvre (ADEME Edit). Angers: EDP Sciences.
- Bert, V. et al., 2013.** Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués ; Etat de l'art et guide de mise en oeuvre. EDP Science éd. s.l.:ADEME.
- Bert V, Allemon J, Sajet P et al 2017.** Torrefaction and pyrolysis of metal-enriched poplars from phytotechnologies: Effect of temperature and biomass chlorine content on metal distribution in end-products and valorization options. *Biomass and Bioenergy* ;**96**:1–11.
- Bliefert C. et Perraud R., 2011.** Chimie de l'environnement : air, eau, sol, déchets. 2^{ème} Édition, Ed. De Boeck Université, Bruxelles, 465 p.
- Bravin M, Le Merrer B, Denaix L, Schneider A, Hinsinger P. 2010.** Copper uptake kinetics in hydroponically-grown durum wheat (*Triticum turgidum durum* L.) as compared with soil's ability to supply copper. *Plant and Soil*. 331, 91-104.
- Bretzel, Francesca Benvenuti, Stefano Pistelli, Laura. 2014.** Metal contamination in urban street sediment in Pisa (Italy) can affect the production of antioxidant metabolites in *Taraxacum officinale* Weber. *Environmental Science and Pollution Research*. 21(3), 2325–2333.

- Brooks, R.R., 1998.** Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals. (ed.) CAB International, Wallingford, UK, 380 p.
- Bruce, E. et Pivetz, A., 2001.** Phytoremediation of Contaminated Soil and Ground Water at Hazardous Waste Sites. Ground Water Issue. Office of Solid Waste and Emergency Response. Office of Research and Development United States Environmental Protection Agency. EPA/540/S-01/500 February 2001, 1-5.
- Bolan NS, Park JH, Robinson B et al 2011.** Chapter four : Phytostabilization: A green approach to contaminant containment. *Advances in Agronomy*. Vol 112, 145–204.
- Bouzoubaa Z, El Mourid M, Karrou M, El Gharous MR. 2001.** Manual of chemical and biochemical analysis of the plants. The Deroua Experimental Station of Institut National de Recherche Agronomique Morocco.
- Bouid Nedjimia, Youcef D. 2009.** Cadmium accumulation in *Atriplex halimus subsp. Schwein furthii* and its influence on growth, proline, root hydraulic conductivity and nutrient uptake. *Flora.*, 204,316-324.

C

- Cano, N., Barnoud, D., Schneider, S. M., Vasson, M.-P., Hasselmann, M. & Lerverve, X. (2006).** Traité de nutrition artificielle de l'adulte. Edition Springer, p 255.
- Casas, S. (2005).** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Symbioses. Université du Sud Toulon Var. French.
- Castroviejo M., Inbar M., Gomez-villar A., Garcia-Ruiz J M., 1990.** Cambios en el cauceaguas abajo de un aprisa de retention de sedimentos », I Reunion Nacional de Geomorfologia, Teruel : 457-468
- Chalot M, Blaudez D, Rogaume Y et al 2012.** Fate of trace elements during the combustion of phytoremediation wood. *Environ Sci Technol*; **46**:13361–9.
- Chappuis, P. 1991.** Les oligoéléments en médecine et biologie. Lavoisier Tec & Doc .Paris.
- Cheyrier V, Sarni-Manchado P. 2006.** Structures phénoliques et goût. Les polyphénols en agroalimentaire. Lavoisier. 398.
- Chipeng F, Hermans C, Colinet G, Faucon MP, Ngongo M, Meerts P, Verbruggen N. 2009.** Copper tolerance in the cuprophyte *Haumaniastrum katangense* (S. Moore) P.A. Duvign. & Plancke. *Plant Soil*. 328,235–244.
- Chon, H.T., Ahn, J.S. et Jung, M.C., 1998.** Seasonal variations and chemical forms of heavy metals in soils and dusts from the satellite cities of Seoul, Korea. *Environ. Geochem. Health*, Vol. 20: 77-86.
- Clijsters H, Van Assche F. 1985.** Inhibition of photosynthesis by heavy metals. *Photosynthesis Research*. 7, 31–40.

Cook CM, A Kostidou, Vardaka E, Lanaras T. 1997. Effects of copper on the growth, photosynthesis and nutrient concentrations of Phaseolus plants. *Photosynthetica*. 34,179-193.

Cui S, Zhou QX, Wei SH, Zhang W, Cao L, Ren LP. 2007. Effects of exogenous chelators on phytoavailability and toxicity of Pb in *Zinnia elegans* Jacq. *Journal of Hazardous Materials*. 146, 341-346.

Cunningham, S.D. & Ow, D.W. (1996). Promises and Prospects of Phytoremediation. *Plant Physiology*, vol. 110, p. 71 5-71 9.

D

Dabouineau, L., Lamy, Y. & Collas, P., 2005. Phytoremédiation et phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. Dans: *Le Rôle d'eau Vol 124*. s.l.:s.n., p.3.

Dacosta Y Paris, 2003. Les phytonutriments bioactifs : 669 références bibliographiques. Ed. Yves Dacosta, , p. 317. Kohen R. and Nyska A. Invited Review: Oxidation of Biological Systems: Oxidative Stress Phenomena, Antioxidants, Redox Reactions, and Methods for Their Quantification. *Toxicol. Path.* 2002; 30: 620-650.

Datta J K, Nag S, Banerjef A, Mondal NK. 2009. Impact of salt stress on five varieties of wheat (*Triticum aestivum* L.) cultivars under laboratory condition. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*.13(3), 93-97.

Dayah, 2016. (<http://www.phtable.com/?lang=fr>)

Denaix L. 2007. Transfert sol-eau-plante d'éléments traces dans les écosystèmes cultivés contaminés. Mémoire d'Habilitation à Diriger des Recherches, Département Environnement et Agronomie, Université de Pau et des Pays de l'Adour, Pau, France.

Desjardin Y. 2008. Physiological and ecological functions and biosynthesis of healthpromoting compounds in fruit and vegetables. Improving the health-promoting properties of fruit and vegetable products. Tomas-Barberan, F. A.Gil, M. I.Cambridge, UK. New York, USA, Woodhead publishing limited CRC press. 201-247.

Deviny, J., Longcore, T., Bina, A., Kitts, C. & Osborne, K.H. (2005). Phytoremediation with Native Plants, Los Angeles, University of Southern California, 63 p.

Dey S. K., Dey J., Patra S., Pothal D. 2007. Changes in the antioxidative enzyme activities and lipid peroxidation in wheat seedlings exposed to cadmium and lead stress. *Braz. Journal of Plant Physiology*.19, 53-60.

Di Benedetto, M., 1997. Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation. Dossier SAM 1997. Les métaux lourds. Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Étienne, 49 p.

Dixit V, Pandey V, Shyam R. 2001. Differential oxidative responses to cadmium in roots and leaves of pea (*Pisum sativum* L. cv.Azad). *Environmental and Experimental Botany*. 52, 1101-1109.

Djeddi H. 2006. Use of the waters of a wastewater treatment plant for the irrigation of forest tree species in urban areas. Memory of Magisterium. University Mentouri Constantine. p 92.

E

Edenharder R, Grünhage D. 2003. Free radical scavenging abilities of flavonoids as mechanism of protection against mutagenicity induced by tert-butyl hydroperoxide or cumene hydroperoxide in *Salmonella typhimurium*TA102. *Mutation Research*. 540, 1–18.

Edwards, N.T., 1986. Uptake, translocation and metabolism of anthracene in bush bean (*Phaseolus vulgaris* L.). *Environ. Toxicol. Chem.*, Vol. 5: 659-665.

Ekmekçi Y, Tanyolaç D, Ayhan B, 2009. A crop tolerating oxidative stress induced by excess lead in maize. *Acta Physiologia Plantarum*. 31, 319-330.

El-Khawaga AS.A, (2011). Morphological and Metabolic Reponses of *Aspergillus nidulans* and *Fusarium oxysporum* to Heavy Metal Stress. *Journal of Applied Sciences Research*. 2011.7(11) :1737-1745.

EPA (United States Environmental Protection Agency) (2000). *Introduction to Phytoremediation*. Cincinnati, National Risk Management Research Laboratory, 72 p.

Eun SO, Youn H S, Lee Y. 2000. Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*. *Physiologia Plantarum*. 110, 357–365.

Evlard, A. (2013). Le potentiel du saule pour la phytostabilisation des sols pollués par les éléments traces métalliques. Université de Liège.

F

Faller ALK, Fialho E. 2010. Polyphenol content and antioxidant capacity in organic and conventional plant foods. *Journal of Food Composition and Analysis*. 23, 561–568.

Favier, A. (1990). Le métabolisme du cuivre, voir Chappuis 1991.

Flagella Z, Trono D, Pompa M, Di Fonzo N, Pastore D. 2006. Seawater stress applied at germination affects mitochondrial function in durum wheat (*Triticum durum*) early seedlings. *Funct. Plant Biol* ogy. 33, 357 - 366.

Francllet A., Le Houerou HN., 1971. Les Atriplex en Tunisie et en Afrique du Nord. Rome: Organisation des Nations Unies pour l'Alimentation et l'Agriculture: 249- 271.

Froment D., 1972. Etablissement des cultures fourragères d'Atriplex en Tunisie central. *Bull recherche Agro.C.E.M.L.*Vol extra: 590-600.

G

Garnier, R. (2005). Toxicité du plomb et de ses dérivés. *EMC - Toxicologie-pathologie*, vol. 2, n°2, 67-88.

Gnis (Groupement national interprofessionnel des semences et plants). Réussir la culture des radis. Dernière mise à jour le 12/05/2017. Mentions légales

Grejtovsky A, Markusova K, Eliasova A. 2006. The response of chamomile plants to soil zinc supply. *Plant Soil Environment*. 52, 1-7.

Gopal R, Rizvi AH. 2008. Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere*. 70(9), 1539–1544.

Gupta D, Huang H, Yang X, Razafindrabe B, Inouhe M. 2010. The detoxification of lead in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatins but the glutathione. *Journal of Hazardous Materials*. 177(1–3), 437-444.

H

Habi S, (2009). Etude de la Métallo-résistance et de l'Halo-tolérance des Entérobactéries Isolées des Eaux de Surface de la Région de Sétif, thèse doctorat d'état en sciences de la nature et de la vie. Université "Ferhat ABBAS" – Sétif. 1p.

Hadjadj S, Djerroudi O, Bissati S. 2011. A comparative study of the biochemical mechanisms of salt stress tolerance of two species of *Atriplex*: *Atriplex alimus* L. and *Atriplex canescens* (Purch) Nutt. *Algerian Journal of arid environment*. 1(2), 3-10.

Haguenoer, J.M., Furon, D. (1981). Toxicologie et hygiènes industrielles. Tome 1: Technique et documentation. *Lavoisier*. Paris: 47-61.

Hajhashemi S, Kiarostami K, Enteshari S, Sabbora A. 2006. The effects of salt stress and paclobutrazol on some physiological of two salt - tolérant and salt sensitive cultivars of wheat. *Pakistan Journal of Biological*. 9, 1370-1374.

Hall J.C, Sytsma K.J. and Iltis H.H., 2002. Phylogeny of Capparaceae and Brassicaceae based on chloroplast sequence data. *Am. J. Bot.* 89: 1826-1842.

Hamid N, Bukhari N, Jawaid F. 2010. Physiological responses of *Phaseolus vulgaris* to different lead concentrations. *Pakistan Journal of Biological*. 42(1).

Hammer D, Keller C. 2002. Changes in the rhizosphere of the heavy metal accumulating plants as evidenced by chemical extr actants. *Journal Environmental Qua lity*. 31, 1561 - 1569.

Havsteen BH. 2002. The biochemistry and medical significance of the flavonoids. *Pharmacol Therapeutics*. 96 (2-3), 67-202.

- He JY, Ren YF, Zhu C, Yan YP, Jiang DA. 2008.** Effect of Cd on growth, photosynthetic gas exchange, and chlorophyll fluorescence of wild and Cd-sensitive mutant rice. *Photosynthetica*. 46, 466-470.
- Hemeir A. 2015.** Effet des métaux lourds (cuivre et zinc) sur les paramètres chimiques, et biométriques de la tomate (*Lycopersicon esculentum*. Mill).Thèse de magistère.Université de Mostaganem.Algerie.
- H.C.D.S., 1996.** Notice bibliographique sur quelques plantes fourragères et pastorales. Haut commissariat du développement de la steppe.15 P.H.-K. Galazka, editor. Currentdevelopments in remediation of contaminated lands, Pulawy, Poland.
- Huang JW, Cunningham SD. 1996.** Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytologist*. 134, 75-84.
- Huang J., Chen J, Berti WR et al 1997.** Phytoremédiation of lead-contaminated soils: Role of synthetic chelates in lead phytoextraction. *Environ Sci Technol*; 31:800–5.
- Humbert H., 1982.** Flore de Madagascar et des Comores : Crucifères, Muséum national d'histoire naturelle, 1982. Info mine., 2007. Bentonite Clays and BentonitePowders Market Research inthe CIS, Association of independent advisers and experts in the field of mineral resources, metallurgy and chemical industry, Research group. Moscow.
- Hurlbut, Jr.C.S., Klein, C. (1982).**Manual de Mineralogía de Dana. Editorial Reverté, Barcelona, 56.
- Huynh T.M.D, (2009).** Impacts des métaux lourds sur l'interaction plante/ ver de terre/ microflore tellurique. Thèse de Doctorat. Université de Paris Est. 145p.

I

- Ignat I, Volf I, Popa VI. 2011.** A critical review of methods for characterisation of polyphenolic compounds in fruits and vegetables. *Food Chemistry*. 126, 1821 -1835.
- Iretskaya, S.N. et Chien, S.H., 1999,** Comparison of cadmium intake by five different food grain crops grown on three soils of varying pH. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.*, Vol. 30: 441- 448.
- Irfan M, Aqil A, Shamsul H . 2014.** Effect of cadmium on the growth and antioxidant enzymes in two varieties of *Brassica juncea*. *Saudi Journal of Biological Sciences* ., 21, 125- 131.
- Isabel CFR, Ferreira, Lillian B, Maria E S, Maria L B, José AP. 2007.** Antioxidant activity and phenolic contents of *Olea europaea* L. leaves sprayed with different copper formulations. *Journal Food Chemistry*. 103,188–195.
- Islam E, Yang X, Li T, Liu D, Jin, X, Meng F. 2007.** Effect of Pb toxicity on root morphology, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. *Journal of Hazardous Materials*. 147 (3), 806-816.

I.T.C.M.I., 2010, La culture de RADIS, Fiche techniques valorisée des cultures maraîchères et Industrielles. Institut Technique des Cultures Maraîchères et Industrielles, p05.Algerie.

J

Janssen, J., Weyens, N., Croes, S., Beckers, B., Meiresonne, L., Van Peteghem, P., Vangronsveld, J. (2015), Phytoremediation of Metal Contaminated Soil Using Willow: Exploiting Plant-Associated Bacteria to Improve Biomass Production and Metal Uptake. *International Journal of Phytoremediation*, 17(11), 1123–36. <http://doi.org/10.1080/15226514.2015.1045129>

Jeffers, P.M., Wolfe, N.L. et Nzengung, V., 1998, Green plants: A terrestrial sink for atmospheric CH₃Br. *Geophysical Research Letters*, Vol. 25: 43-46.

Jiang XJ, Luo YM, Liu Q, Liu SL, Zhao QG. 2004. Effects of Cadmium on Nutrient Uptake and Translocation by Indian Mustard. *Environmental geochemistry and health*. 26, 319 – 324.

John R, Ahmad P, Gadgil K, Sharma S. 2008. Effect of cadmium and lead on growth, biochemical parameters and uptake in *Lemna polyrrhiza* L. *Plant Soil Environ ment*. 54 (6), 262 - 270.

K

K. Bouhadjra (2011), étude de l'effet des antioxydants naturels et de synthèse sur la stabilité oxydative de l'huile d'olive vierge, thèse pour l'obtention du diplôme de magister, Université Mouloud Mammeri, Tizi-Ouzou.

Kabata-Pendias A, Trace Elements in Soils and Plants. CRC Press, 2011.

Karimi N, Khanahmadi M, Moradi B. 2012. Accumulation and phytotoxicity of lead in *Cynara scolymus* . *Indian Journal of Science and Technology*. 5 (11), 3634 -3641.

Kastori R, Petrovic M, Petrovic N. 1992. Effect of excess lead, cadmium, copper and zinc on water relations in sunflower. *Journal of Plant Nutr ition* . 15, 2427 -2439.

Kaur G, Singh HP, Batish D R, Kohli R K. 2013. Lead (Pb)-induced biochemical and ultrastructural changes in wheat (*Triticum aestivum*) roots. *Protoplasma*. 1, 53-62.

Khudsar T, Mahmooduzzafar, Iqbal M, Sai-ram R K .2004. Zinc-induced changes in morpho-physiological and biochemical parameters in *Artemisia annua*. *Biologia Plantarum*. 48 (2), 255-260.

Killian C., 1953, La végétation autour de chott Hodna indicatrice des possibilités culturelles et son milieu édaphique. *A.n.Inst. Agro. T. VII*: 51-80.

Kitchen S. G., Mc Arthur E. D. 2001. Native or not: Subjective labels and their application in wildland plantings. *Native plant journal*. Vol 2. n °1:21

- Komoşa, D., Langebartels, C. ET Sandermann, H., 1995**, Metabolic processes for organic chemicals in plants. In: Plant contamination-Modeling and stimulation of organic chemical processes, J. C. Mc Farlane, Eds (Boca Raton, Florida: Lewis Publishers), 69-106.
- Kopittke P, Menzies N. 2006**. Effect of Cu Toxicity on Growth of Cowpea (*Vigna unguiculata*). *Plant and Soil*. 279, 287- 296.
- Kopittke PM, Asher CJ, Kopittke RA, Menzies N W 2007a**. Toxic effects of Pb²⁺ on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environmental Pollution*.150, 280-287.
- Kopittke PM, Asher CJ, Kopittke RA, Menzies NW.2008**. Prediction of Pb speciation in concentrated and dilute nutrient solutions. *Environmental Pollution*. 153(3), 548-554.
- Kosobrukhov A, Knyazeva I, Mudrik V. 2004**. Plantago major plants responses to increase content of lead in soil: Growth and photosynthesis. *Plant Growth Regulation*. 42, 145-151.
- Kovacik J, Klejdus B. 2008**. Dynamics of phenolic acids and lignin accumulation in metal treated *Matricaria chamomilla* roots. *Plant Cell Reports*. 27, 605-15.
- Kozhevnikova A D, Seregin I V, Bystrova E I, Belyaeva A I, Kataeva M N, Ivanov VB. 2009**. The effects of lead, nickel, and strontium nitrates on cell division and elongation in maize roots. *Russian Journal Plant Physiology*. 56, 242-250.
- Kozlowski G., 2009**, Rave sauvage, *Brassicarapasubsp. campestris* (L.) Clapham en Suisse. Université de Neuchâtel Suisse, Laboratoire de botanique évolutive.
- Küpper H, Kochian L V. 2010**. Transcriptional regulation of metal transport genes and mineral nutrition during acclimatization to cadmium and zinc in the Cd/Zn hyperaccumulator, *Thlaspi caerulescens* (Ganges population). *New Phytol ogit*. 185, 114 - 129.

L

- Le Houerou H.N., 1992**. The role of saltbushes (*Atriplex* spp.) in arid landrehabilitation in the Mediterranean basin. p18.
- Lenoir, 2008**. La pépinière aquatique. [En ligne] Available at: <http://www.lapepiniereaquatique.com/article-24529950.html>[Accès le 8 mai 2018].
- Liu J, Li K, Xu J, Zhang Z, Ma T, Lu X, Yang J, Zhu Q, 2003**. Lead toxicity, uptake, and translocation in different rice cultivars. *Plant Science*. 165, 793-802.
- Liu.,Goyer,R.A.and Waalkes,M.P.(2008)**.Toxic effects of Metals in Casarett,L.J.and Doull,J.,Casarett and Doull's toxicology: the basic science of poisons(chap 23, 931- 979p).New york,the Mc Graw-Hill companies.
- Liu T, Liu S, Guan H, Ma L, Chen Z, Gu H. 2009**.Transcriptional profiling of Arabidopsis seedlings in response to heavy metal lead (Pb). *Environmental and Experimental Botany*. 67(2), 377-386.

Lux A, Vaculík M, Martinka M, Lišková D, Kulkarni MG, Stirk WA, Van Staden J. 2011. Cadmium induces hypodermal periderm formation in the roots of the monocotyledonous medicinal plant *Merwillia plumbea*. *Annals of Botany*. 107(2), 285-292.

M

Maestri, E. & Marmioli, N. (2011). Transgenic Plants for Phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation*, vol. 13 no S1, p. 264-279.

Macci, C., Peruzzi, E., Doni, S., Poggio, G., & Masciandaro, G. (2016). The phytoremediation of an organic and inorganic polluted soil: A real scale experience. *International Journal of Phytoremediation*, 18(4), 378–86. <http://doi.org/10.1080/15226514.2015.1109595>

Macheix JJ, Fleuriet A and Jay- Allemand C. 2005. Les composés phénoliques des végétaux: un exemple de métabolites secondaires d'importance économique. Ed. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 4-5.

Maire r., 1962. Flore de l'Afrique de Nord Vol (VIII), Ed. Paul, Lechevalier, Paris. 330 P.

Mahar A, Wang P, Ali A et al 2016. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicol Environ Saf*;126:111–21.

Malecka A, Piechalak A, Tomaszewska B. 2009. Reactive oxygen species production and antioxidative defense system in pea root tissues treated with lead ions: the whole roots level. *Acta Physiologiae Plantarum*. 31, 1053–1063.

Malkowski E, Kita A, Galas W, Karez W, Michael K. 2002. Lead distribution in corn seedlings (*Zea mays* L.) and its effect on growth and the concentration of potassium and calcium. *Plant Growth Regul*. 37, 69-76.

Masciandaro, G., Macci, C., Peruzzi, E., Ceccanti, B., & Doni, S. (2013). Organic matter – microorganism – plant in soil bioremediation: a synergic approach, 399–419. <http://doi.org/10.1007/s11157-013-9313-3>

Maud Achard-Joris, (2005) : Etudes biochimiques et génétiques de la réponse adaptative de mollusques face aux contaminations métalliques et au stress oxydant école doctorale « sciences du vivant, géosciences et sciences de l'environnement ». L'université bordeaux I. 1-15 p.

Meagher, R.B., 2001. Pink water, green plants and pink elephants. *Nature Biotechnology*, Vol. 19: 1120-1121.

Mench, M., Lepp, N., Bert, V., Schwitzguébel, J.-P., Gawronski, S. W., Schröder, P., & Vangronsveld, J. (2010). Successes and limitations of phytotechnologies at field scale:

outcomes, assessment and outlook from COST Action 859. *Journal of Soils and Sediments*, 10(6), 1039–1070. <http://doi.org/10.1007/s11368-010-0190-x>

Menon MM. 2006. Influence of soil pollution by heavy metals on the water relations of young forest ecosystems. Swiss federal institute of technology.

Mezni et al 2012 effets de la salinité des eaux d'irrigation sur la nutrition minérale chez trois variétés de Luzernes pérennes, Laboratoire de production fourragère, Inra ariana Tunisie.

Meyers DER, Auchterlonie GJ, Webb RI, Wood B. 2008. Uptake and localisation of lead in the root system of *Brassica juncea*. *Environmental Pollution*. 153, 323-332.

Middleton E, Kandaswami C, Theoharides TC. 2000. The effects of plant flavonoids on mammalian cells: implications for inflammation, heart disease and cancer. *Pharmacological Reviews*. 52, 673-839.

Miquel, M. (2001). Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat; (261):360.

Mustafa G, Komatsu S. 2016. Toxicity of heavy metals and metal-containing nanoparticles on plants. *Biochimica et Biophysica Acta*. 1864, 932-944.

Moreno - Jimenez E, Penalzoza JM, Manzona R, Carpena - Ruiz RO, Camarra R, Esteban. 2009. Heavy metals distribution in soil surrounding and abandoned mine in NW Madrid (Spain) and their transference to wild flora. *Journal of Hazardous Material*, 162, 854 - 859.

Morris CJ, Earl JR, Trenam CW, Blake DR. 1995. Reactive oxygen species and iron a dangerous partnership in inflammation. *The International Journal of Biochemistry & Cell Biology*. 27, 109-122.

Moussavou CF, (2010) : Etude des mécanismes d'accumulation du cadmium chez *Arabidopsis thaliana* (écotype Wassilewskija) et chez un mélèze hybride (*Larix x eurolepis*) par des approches moléculaire et développementale. Thèse en Biologie - Science – Santé. Université de Limoges. 1p.

Mukohata Y, Nakabayashi S, Higashida M. 1978. Quercetin, an energy transfer inhibitor in photophosphorylation. *FEBS Lett*. 85, 215– 218.

Mulas. M., Mulas. G. 2004. Potentialités d'utilisation stratégique des plantes des genres *Atriplex* et *Opuntia* dans la lutte contre la désertification. Short And Medium - Term Priority Environmental Action Programme (SMAP). Université Des Etudes De Sassari Groupe De Recherche Sur La Désertification. 112p.

Mukohata Y, Nakabayashi S, Higashida M. 1978. Quercetin, an energy transfer inhibitor in photophosphorylation. *FEBS Lett*. 85, 215– 218.

N

Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: *Environmental Chemistry Letters*. 8, 199-216.

Neggaz NE, Reguieg Yssaad HA. 2018. Effect of lead stress on polyphenols, flavonoids, and proline contents in radish (*Raphanus sativus* L.). *International Journal of. Biosciences*. 12(5), 135-144.

Nolasco, R. (2013). Evaluation de la contamination actuelle de métaux lourds et certains composés d'intérêts sportif du fleuve Saint –Laurene à Québec. Essai présenté au Centre universitaire de formation en environnement en vue de l'obtention du grade de *maître en environnement (M. Env.)* université de Sherbrooke : p.34.

O

Obroucheva NV, Bystrova EI, Ivanov VB, Anupova OV, Seregin IV.1998. Root growth responses to lead in young maize seedlings. *Plant Soil*. 200, 55-61.

Olsen B, et al. 2010. YODA: software to facilitate high-throughput analysis of chronological life span, growth rate, and survival in budding yeast. *BMC Bioinformatics*.11, 141.

P

Pal M, Szalai G, Horvath E, Janda T, Paldi E. 2002. Effect of salicylic acid during heavy metal stress. *Acta Biologica Szegediensis*. 46, 119-120.

Pal M, Horvath E, Janda T, Paldi E, Szalai G. 2006. Physiological changes and defence mechanisms induced by cadmium stress in maize. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. 169, 239-246.

Pawlak-Sprada S, Stobiecki M, Deckert J. 2011. Activation of phenylpropanoid pathway in legume plants exposed to heavy metals. Part II. Profiling of isoflavonoids and their glycoconjugates induced in roots of lupine (*Lupinus luteus*) seedlings treated with cadmium and lead. *Acta Biochimica Polonica*. 58, 217–23.

Piechalak A, Tomaszewska B, Baralkiewicz D, Malecka A. 2002. Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. *Phytochemistry*. 60, 153–162.

Piechalak A, Tomaszewska B, Baralkiewicz D. 2003. Enhancing phytoremediative ability of *Pisum sativum* by EDTA application. *Phytochemistry*.64, 1239-1251.

Pilon-Smits, E., 2005. Phytoremédiation . *Annual Review of Plant Biology*, Vol. 56: 15-39.

Pulford, I.D. et Watson, C., 2003. Phytoremédiation of heavy metal contaminated land by trees. A review. *Environment International*, Vol. 29: 529-540.

Phang IC, Leung DWM, Taylor HH, Burritt DJ. 2011. Correlation of growth inhibition with accumulation of Pb in cell wall and changes in response to oxidative stress in *Arabidopsis thaliana* seedlings. *Plant Growth Regulation*. 64, 17-25.

- Phielers R, Voit A, Kothe E 2013.** Microbially supported phytoremediation of heavy metal contaminated soils: Strategies and applications. In: Schippers A, Glombitza F, Sand W (eds.). *Geobiotechnology I*. Springer Berlin Heidelberg, 211–35.
- Prasad MN. Ed V. 2004.** Heavy Metal Stress in Plants. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg.
- Procópio, S.O., Pires, F.R., Santos, J.B. & Silva, A.A. (2009).** *Fitorremediação de solos com resíduos de herbicidas*. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 32 p.
- Potters G, Pasternak TP, Guisez Y, Palme KJ, Jansen MAK. 2007.** Stress-induced morphogenic responses: growing out of trouble? *Trends in Plant Science*. 12, 98-105.
- Pouget M., 1971.** Etudes agro pédologique du bassin de Zehrez El Gharb (feuille de roche de sel) R.A.D.P. Secrétariat d'état à l'hydraulique, Alger. 12 : 1261-1377.
- Pourrut B, Perchet G, Silvestre J, Cecchi M, Guïresse M, Pinelli E. 2008.** Potential rôle of NADPH - oxidase in early steps of lead- induced oxidative burst in *Vicia faba* roots. *Journal of Plant Physiology*. 165(6), 571 - 579.

R

- Ran X, Liu R, Xu S, Bai F, Xu J, Yang Y, Shi J, Wu Z. 2014.** Assessment of growth rate, chlorophyll a fluorescence, lipid peroxidation and antioxidant enzyme activity in *Aphanizomenon flos – aquae*, *Pediastrum simplex* and *Synedra acus* exposed to cadmium. *Ecotoxicology* . 24, 468 - 77.
- Rastgoo Leila, Alemzadeh, Abbas. 2011.** Biochemical Responses of Gouan ('*Aeluropus littoralis*') to Heavy Metals Stress. *Australian Journal of Crop Science*. 5(4), 375-383.
- Redondo - Gómez S, Mateos - Naranjo E, Andrades - Moreno L. 2010.** Accumulation and tolerance characteristics of cadmium in a halophytic Cd - hyperaccumulator, *Arthrocnemum macrostachyum*. *Journal of Hazardous Materials*. 184, 299 – 307.
- Robert M. et Juste C. (1999).** Dynamiques des éléments traces de l'écosystème sol. Dans: Association ECRIN éd., Spéciation des Métaux dans le Sol, Les cahiers des clubs CRIN, Club CRIN Environnement et Ministère de l'Environnement, Paris. 15-37.
- Ruley A T, Sharma N C, Sahi S V, Singh SR, Sajwan K S. 2006.** Effects of lead and chelators on growth, photosynthetic activity and Pb uptake in *Sesbania drummonda* grown in soil. *Environmental Pollution (Soil and sediment Remediation)*. 144, 11 - 18.

S

- Samardakiewicz S, Wozny A. 2005.** Cell division in *Lemna minor* roots treated with lead. *Aquatic Botany*. 83, 289-295.

- Sandalio LM, Dalurzo HC, Gomez M, Romero-Puertas MC, Del Rio LA. 2001.** Cadmium induces changes in the growth and oxidative metabolism of pea plants. *Journal of Experimental Botany*. 52, 2115-2126.
- Sbartai, Hana, Med Reda Djebbar, Ibtissem Sbartai, Houria Berrabbah. 2012.** Bioaccumulation du Cd et du Zn chez les plants de tomates (*Lycopersicon esculentum* L.). *Comptes Rendus Biologies*. 335 (9), 585–593.
- Schwartz, C., Morel, J.L., Saumier, S., Whiting, S.N. et Baker, A.J.M., 1999.** Root development of the zinc-hyperaccumulator plant as affected by metal *Thlaspi caerulescens* origin, content and localization in soil. *Plant and Soil*, Vol. 208: 103-115.
- Schippers RR (2004).** *Raphanus sativus* L. [Internet] Fiche de Protabase. Grubben, G.J.H. & Denton, O.A. (Editeurs). PROTA (Plant Resources of Tropical Africa / Ressources végétales de l’Afrique tropicale), Wageningen, Pays Bas.
- Schranz E.M., Lysak M.A. and Mitchell-Olds T., 2006.** The ABC's of comparative genomics in the Brassicaceae: building blocks of crucifer genomes. *Trends Plant Sci* 11: 535–542.
- Seregin IV, Ivaniov VB. 1997.** Histochemical investigation of cadmium and lead distribution in plants. *Fiziol. Rast.* 44, 915-921.
- Sgherri C, Quartacci MF, Navari-Izzo F. 2007.** Early production of activated oxygen species in root apoplast of wheat following copper excess. *Journal of Plant Physiology*. 164(9), 1152-1160.
- Sharma RK, Agrawal M, Marshall F. 2007.** Heavy metal contamination of soil and vegetables in suburban area of Varanasi, India. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 66, 258-266.
- Singh A, Chan J, Chern JJ, Choi KW. 2005.** Genetic interaction of Lobe with its modifiers in dorsoventral patterning and growth of the *Drosophila* eye. *Genetics*. 171(1); 169 - 183.
- Sobkowiak R, Deckert J. 2003.** Cadmium-induced changes in growth and cell cycle gene expression in suspension-culture cells of soybean. *Plant Physiology and Biochemistry*. 41, 767-772.
- Solis, c. A., Olivier, E., Andrade, J.L., Ruvalcaba -Sil, I., Romero and H, Celis. (1999).** Pixe analysis of Zn enzymes, *Nucl. Instr. Meth. B* 150, 222– 252.
- Sonmez S. 2007.** Effect of copper applications to soil on growth and mineral contents of tomato plants. *Asian Journal of Chemistry*. 19(3), 2151-2160.
- Souza La, Andrade sal, Souza scr, Schiavinat ma. 2012.** Arbuscular mycorrhiza confers Pb tolerance in *Calopogonium mucunoides*. *Acta Physiologiae Plantarum*. 34, 523-531.
- Souza JF, Rauser WE. 2003.** Maize and radish sequester excess cadmium and zinc in different ways. *Plant Science*. 65, 1009-1022.
- Sterckeman, T., Ouvrard, S. & Leglize, P., 2011.** Phytoremédiation des sols - Principes et définitions. Dans: s.l:s.n, p. 1.

Stevens P.F., 2001. onwards. Angiosperm Phylogeny Website. Version 12, July 2012 (www.mobot.org/MOBOT/research/APweb/). Sumner M.E., 1993. Gypsum and acid soils: the world science. *Advances in Agronomy*. 51, pp: 1- 32.

Sun B, Kan SH, Zhang YZ, Deng SH, Wu J, Yuan H, Qi H, Yang G, Li L, Zhang XH,

Xiao H, Wang YJ, Peng H, Li YW. 2010. Certain antioxidant enzymes and lipid peroxidation of radish (*Raphanus sativus* L.) as early warning biomarkers of soil copper exposure. *Journal of Hazardous Materials*. 183, 833-838.

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

T

Tandy S, Schulin R, Nowack B. 2006. The influence of EDDS on the uptake of heavy metals in hydroponically grown sunflower. *Chemosphere*. 62, 1454-1463.

Thiery I, Leprince AS, Lefebvre D, Ghars MA, Debarbieux E, Savoure A. 2004. Phospholipase D is a negative regulator of proline biosynthesis in *Arctidopsis thaliana*. *Journal of Biological Chemistry*. 279 (15), 14812-14818.

Tomaszewska B, Tukendorf A, Baralkiewicz D. 1996. The synthesis of phytochelatins in lupin roots treated with lead ions. *Legumes Science*. 3, 206-217.

Tomas-Barberan FA, Espin JC. 2001. Phenolic compounds and related enzymes as determinants of quality in fruits and vegetables. *Journal of the Science of Food and agriculture*. 81, 853-876.

Toselli M, Baldi E, Marcolini G, Malaguti D, Quar-tieri M, Sorrenti G, Marangoni B. 2009. Respon-se of potted grapevines to increasing soil copper concentration. *Australian Journal Grape Wine Research*. 15, 85-92.

Tutin T.G., 1993. *Flora Europaea*. 1-5 Volumes. 2nd edition. Cambridge University Press, Cambridge.

V

Vangronsveld, J., Herzig, R., Weyens, N., Boulet, J., Adriaensen, K., Ruttens, A., ... Mench, M. (2009). Phytoremediation of contaminated soils and groundwater: Lessons from the field. *Environmental Science and Pollution Research*, 16(7), 765–794. <http://doi.org/10.1007/s11356-009-0213-6>

Vassil AD, Kapulnik Y, Raskin I, Salt DE. 1998. The role of EDTA in Pb transport and accumulation by Indian mustard. *Plant Physiology*. 117, 447-453.

Vavasseur, A., Peltier, G. et Bourguignon, J., 2003. Biodépollution, Bioremediation. Des plantes pour nettoyer les sols et les eaux. *CLEFS CEA*, Vol. 48: 85-88.

Verma S, Dubey R S. 2003. Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Science*.164, 645–655.

Vinit-Dunand F, Epron D, Alaoui-Sosse B, Badot PM. 2002. Effects of copper on growth and on photosynthesis of mature and expanding leaves in cucumber plants. *Plant Science*. 163, 53-58.

Vishnoi, S.R. & Srivastava, P.N. (2008). Phytoremediation - Green for Environmental Clean. The 12th World Lake Conference, p. 1016-1021.

W

Walton NJ, Brown DE. 1999. Chemivals from plants, Perspectives on secondary products, *World Scientific*. 56-66.

Wilson Adjele Eli., 2011. Recherche d'isothiocyanates à intérêts fonctionnel et technologique chez les Brassicacées. Thèses de doctorat, Université de Strasbourg.

Winkel BSJ. 2004. Metabolic channeling in plants. *Annual Review of Plant Biology*. 55, 85-107.

Wang HC, Wu JS, Chia JC, Yang CC, Wu YJ, Juang RH. 2009. Phytochelatin synthase is regulated by protein phosphorylation at a threonine residue near its catalytic site. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*. 57, 7348-7355.

X

Xia Y, Shen ZG. 2007. Comparative studies of copper tolerance and up take by three plant species of the genus *Elsholtzia*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 79, 53-57.

Xu Q, Min H, Cai S, Fu Y, Sha S, Xie K, Du K. 2012. Subcellular distribution and toxicity of cadmium in *Potamogeton crispus* L. *Chemosphere*. 89, 114 - 120.

Y

Ye ZH, Yang ZY, Chan GYS, Wong MH. 2001. Growth response of *Sesbania rostrata* and *Sesbania cannabina* to sludge-amended lead/zinc mine tailings a greenhouse study, *Journal Environment International*. 26, 449-455.

Z

Zacchini M, Rea E, Tullio M, de Agazio M. 2003. Increased antioxidative capacity in maize calli during and after oxidative stress induced by long lead treatment. *Plant Physiology and Biochemistry*. 41, 49-54.

Zid E., Boukheris M., 1977. Quelques aspects de tolérance de l'*Atriplex halimus* L. en chlorure de sodium, multiplication, composition minéraux. *Oecol. Plant*. 12 : 351.

Zheng N, Wang Q, Zheng D. 2007. Health risk of Hg, Pb, Cd, Zn, and Cu to the inhabitants around Huludao zinc plant in China via consumption of vegetables. *The Science of the Total Environment*, 383, 81 - 89.

Zorrig W. 2011. Recherche des déterminants contrôlant l'accumulation du cadmium chez la laitue "*Lactuca sativa* ." Montpellier, SupAgro.

Zou T, Li T, Zhang X, Yu H, Luo H. 2010. Lead accumulation and tolerance characteristics of *Athyrium wardii* (Hook.) as a potential phytostabilizer. *Journal of Hazardous Material*. 186, 683-689.