

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
MINISTERE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE
SCIENTIFIQUE
UNIVERSITE ABDELHAMID BEN BADIS MOSTAGANEM



Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie
DEPARTEMENT DE BIOLOGIE

MÉMOIRE DE FIN D'ÉTUDES

Présenté par
NAIB Laila
MIMOUNI Nassima

Pour l'obtention du diplôme de
MASTER EN BIOLOGIE

Spécialité : Biodiversité et environnement
Thème

Synthèse sur l'effet du plomb sur le comportement biochimique de deux espèces d'*Atriplex* : *Atriplex halimus* L. et *Atriplex canacsens* (Pursh)

Date de soutenance: ../../2020

Devant le jury composé de :

Nom et prénom	Grade	Qualité	Appartenance administrative
Mme. SAKKAL.FZ	MAB	Président	Université de Mostaganem
M. TAHRI. M	MAA	Examinateur	Université de Mostaganem
M. REGUIEG YASSAAD H.A	Prof	Encadreur	Université de Mostaganem
Mme. HAMAD. H	Doctorante	Co-encadreur	Université de Mostaganem

Année universitaire : 2019/2020



Remerciements


Nous remercions Dieu, le tout puissant de nous avoir accordé la santé et le courage pour accomplir ce travail.

Nous remercions respectueusement notre promoteur Mr Reguieg Yssaad Houcine Abdelhakim, pour le temps et L'attention qu'elle a bien voulu consacrer au bon déroulement de notre travail.

Nos remerciements s'adressent à notre co-encadreur Mme Hammed Hanane pour sa compréhension, sa grande contribution, sa disponibilité et ses précieux conseils et orientations.

Nos remerciements sont également exprimés aux membres de jury : Mme. SAKKAL.F Z présidente, et M. TAHRI Miloud examinateur d'avoir accepté de juger notre travail.

Enfin, Dans le souci de n'oublier personne, tout ceux qui nous ont soutenu, encouragé, conseillé et aidé de près ou de loin, trouvent dans ces lignes l'expression de notre reconnaissance et gratitude.



Dédicace

Tout d'abord, Dieu

Merci qui m'a aidée à réaliser ce modeste travail

A maman chérie

A mon père a qui je souhaite une longue vie

A mes frères et mes sœurs

A Beldjilali, Aziz, Zahia et la petite Rahmouna

A toute ma famille

A mon binôme Nassima

A ma chère copine Houda

A Tous mes proches, mes amis et camarades de promotion.

Laila

The background of the page is a light-colored wooden surface with vertical grain. Several pink roses are scattered across the bottom half of the page, some in full bloom and some as buds. The roses are a vibrant pink color with green stems and leaves.

Dédicaces

Avant tout c'est grâce à Allah je suis arrivé à ce Stade

Je dédie ce modeste travail à : Mes très chers parents

À mon unique frère : Abd Elbasset et mes très chères

soeurs. À tout le reste de la famille : Grand-mère, oncles,

À Laila, mon binôme pour toute sa patience,

sa compréhension et sa bonne humeur.

À toute mes amies (es) dont: Hayet, Khadra et Narimene

, et tous ceux qui m'ont aidé durant le parcours de mes

études.

Nassima

A bouquet of several pink roses is arranged on a light-colored wooden surface. The roses are in various stages of bloom, with some fully open and others as buds. The background is a vertical-grained wood, providing a warm and natural setting for the flowers.

Liste des abréviations

Cd:	cadmium
CEC	Capacité d'échange cationique
Chl	chlorophylle
Cl	calcium
cm	centimètre
Cr	chrome
Cu	cuivre
EDDS	Ethylène diamine dissuccinate
EDTA	Ethylène diamine tétra-acétate
ERO	Espèce réactive d'oxygène
ETM	éléments traces métalliques
Fe	fer
g	gramme
Hg	mercure
Kg	kilogramme
Ni	nickel
OH	radical hydroxyle
O⁻²	anion superoxyde
Pb	plomb
Zn	zinc

Liste des figures

Fig. 1: Coupe transversale de racine, avec le passage des ions selon les voie symplastiques et apoplastiques	10
Fig.2: Techniques de phytoremédiation	17
Fig. 3: Processus de phytoextraction	18
Fig.4: Schéma représentant une phytoextraction continue	19
Fig. 5 : Schéma représentant une phytoextraction induite par des chélateurs	19
Fig.6: <i>Atriplex halimus</i> L.	28
Fig.7 : <i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt.....	29

Liste des tableaux

Tableau 1 : Classification périodique des éléments	05
Tableau 2 : propriétés physico-chimiques de plomb	06
Tableau 3 : Caractéristiques de différents procédés utilisés en phytoremédiation.....	21
Tableau 4 : Avantages et limites de la phytoremédiation	22
Tableau 5 : Répartition des espèces d' <i>Atriplex</i> dans le monde.....	25
Tableau 6 : Doses des métaux lourds appliquées.....	32
Tableau 7 : Teneur en chl a, b et totale des feuilles des deux espèces d' <i>Atriplex</i> : <i>halimus</i> et <i>canescens</i> sous l'effet de plomb.....	33
Tableau 8 : Teneurs en sucres solubles dans les feuilles et les racines de l' <i>A. halimus</i> et <i>A. canescens</i>	34
Tableau 9 : Teneurs en proline enregistrées chez les deux espèces d' <i>Atriplex</i> en absence et en présence de plomb	35
Tableau 10 : Teneur en sodium dans les feuilles et racines de l' <i>Atriplex canescens</i> et <i>Atriplex halimus</i>	36
Tableau 11 :Teneur en potassium dans les feuilles et racines de l' <i>Atriplex canescens</i> et <i>Atriplex halimus</i>	36
Tableau 12 : Teneur en plomb dans les feuilles et racines de l' <i>Atriplexc anescens</i> et <i>Atriplex halimus</i>	37

Résumé

L'*Atriplex canescens* (Pursh) Nutt., et *Atriplex halimus* L. sont bien adaptés à des conditions environnementales extrêmes et présentes des propriétés accumulatrices de métaux lourds. Notre étude consiste à faire une synthèse sous forme d'une comparaison du comportement biochimique de deux espèces d'*Atriplex* : *Atriplex canescens* et *Atriplex halimus* L sous l'effet de trois doses (0, 5000 et 10000 ppm) de plomb , à travers l'analyse de la chlorophylle, la proline et les sucres solubles qui sont admis comme étant des biomarqueurs de la résistance aux stress abiotiques, ainsi le dosage de plomb et des éléments minéraux (sodium et potassium) dans les feuilles et racines des plantes d'*Atriplex*.

Les résultats obtenus par Babou., (2014), Khedim (2019) et Ouini (2012) montrent que la présence du plomb dans le sol affecte directement l'*Atriplex*, en se traduisant par une diminution de la teneur en chlorophylle (chl a, chl b et chl t) chez les deux espèces d'*Atriplex* exposées à différentes concentrations en plomb (5000 et 10000 ppm) par rapport aux témoins où la diminution est plus importante chez l'*Atriplex halimus* , ainsi une augmentation de la synthèse des sucres solubles au niveau des feuilles par rapport aux racines chez l'*Atriplex canescens* et le contraire chez l'*Atriplex halimus*. Sous stress, les deux espèces d'*Atriplex* s'accumulent plus de proline et des éléments minéraux (sodium et potassium) dans les feuilles que dans les racines. De plus, Les teneurs en Pb enregistrées dans les parties aériennes reflètent les concentrations moins importantes par rapport aux racines des plantes d'*Atriplex*, dont l'accumulation de ce métal est plus importante chez l'*Atriplex canescens* par rapport à l'*Atriplex halimus*.

Mots-clés : *Atriplex canescens*, *Atriplex halimus* L, plomb, stress métallique, paramètres biochimiques, Phytoremédiation.

summary

Atriplex canescens (Pursh) Nutt., And *Atriplex halimus* L. are well adapted to extreme environmental conditions and exhibit heavy metal accumulating properties. Our study consists in making a synthesis in the form of a comparison of the biochemical behavior of two species of *Atriplex*: *Atriplex canescens* and *Atriplex halimus* L. under the effect of three doses (0, 5000 and 10000 ppm) of lead, through analysis of chlorophyll, proline and soluble sugars which are accepted as biomarkers of resistance to abiotic stresses, as well as the determination of lead and mineral elements (sodium and potassium) in the leaves and roots of *Atriplex* plants.

The results obtained by Babou., (2014), Khedim (2019) and Ouini (2012) Show that the presence of lead in the soil directly affects *Atriplex*, resulting in a decrease in the chlorophyll content (chl a , chl b and chl t) in the two *Atriplex* species exposed to different lead concentrations (5000 and 10000 ppm) compared to the controls where the decrease is more significant in *Atriplex halimus*, thus an increase in the synthesis of sugars soluble in the leaves compared to the roots in *Atriplex canescens* and the opposite in *Atriplex halimus*. Under stress, both *Atriplex* species accumulate more proline and mineral elements (sodium and potassium) in the leaves than in the roots. In addition, the Pb contents recorded in the aerial parts reflect the lower concentrations compared to the roots of *Atriplex* plants, whose accumulation of this metal is greater in *Atriplex canescens* compared to *Atriplex halimus*.

Keywords: *Atriplex canescens*, *Atriplex halimus* L, lead, metallic stress, biochemical parameters, Phytoremediation.

ملخص

يتكيف نبات القطف بشكل جيد مع الظروف البيئية القاسية وتظهر خصائص تراكم المعادن الثقيلة. تتمثل دراستنا في عمل تليف في شكل مقارنة للسلوك البيوكيميائي لنوعين من القطف تحت تأثير ثلاث جرعات (0 ، 5000 و 10000 جزء في المليون) من الرصاص ، من خلال تحليل الكلوروفيل، البرولين، السكريات القابلة للذوبان والتي تعتبر كمؤشرات حيوية لمقاومة الضغوط اللاحيوية ، وكذلك عن طريق تقدير كمية الرصاص والمعادن (الصوديوم والبوتاسيوم) المتواجدة في أوراق وجذور نباتات القطف.

أظهرت النتائج التي حصل عليها كم من بابو (2014) وخديم (2019) وأويني (2012) أن وجود الرصاص في التربة يؤثر بشكل مباشر على نبات القطف، مما يؤدي إلى انخفاض محتوى الكلوروفيل (chl a, chl b, chl t) في نوعي نبات القطف المعرضين لتركيزات مختلفة من الرصاص (5000 و 10000 جزء في المليون) مقارنة بالنباتات الشاهدة، حيث يكون الانخفاض أكبر عند نبات القطف من نوع *halimus*، وكذلك زيادة في تركيب السكريات القابلة للذوبان على مستوى الأوراق مقارنة بالجذور عند نبات القطف من نوع *canescens* والعكس عند النوع الثاني *halimus*. تحت الضغط، كلا النوعين يراكمان كمية أكبر من البرولين والعناصر المعدنية (الصوديوم والبوتاسيوم) في الأوراق أكثر من الجذور. بالإضافة إلى ذلك، تعكس كمية الرصاص المسجلة في الأجزاء الهوائية تراكيز منخفضة مقارنة بجذور نباتات القطف، حيث تكون كمية هذا المعدن المتراكمة من قبل نبات القطف من نوع *canescens* أكبر مقارنة بالقطف من نوع *halimus*.

الكلمات المفتاحية

Atriplex canescens, *Atriplex halimus* L، الرصاص، الاجهاد المعدني، الخصائص البيوكيميائية، المعالجة النباتية.

Table de matière

Remerciements

Dédicace

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Résumé

ملخص

Abstract

Introduction.....1

Premier I : Synthèse bibliographique

Chapitre I : métaux lourds

I.1. Généralité sur les métaux lourds.....4

I.2. Définition des métaux lourds.....4

I.3. Classification des métaux lourds.....4

I.4. Pollution par le plomb5

I.4.1. Généralité sur le plomb.....6

I.4.2. Propriétés physico-chimiques du plomb.....6

I.4.3. Plomb dans le sol.....6

I.4.4. Origine de la contamination des sols par le plomb.....7

I.4.5. Comportement du plomb dans le sol.....7

I.4.5.1. Mobilités et spéciation du plomb.....8

I.4.5.2. Influence des paramètres physico-chimiques sur la spéciation du plomb.....8

I.4.6. Plomb dans la plante	9
I.4.6.1. Phytodisponibilité du plomb.....	9
I.4.6.2. Absorption du plomb par la plante.....	10
I.4.6.3. Translocations du plomb des racines vers les parties aériennes.....	11
I.4.6.4. Bioaccumulation et effet du plomb sur les végétaux.....	12
I.4.6.4.1. Effet du plomb sur la germination.....	12
I.4.6.4.3. Effet sur la photosynthèse.....	12
I.4.6.4.2. Effet du plomb sur croissance des plantes.....	13
I.4.6.4.4. Effet sur les antioxydants.....	13
I.4.6.4.7. Effets sur le stress hydrique.....	13
I.4.6.4.5. Effets sur la nutrition minérale.....	14
I.4.6.4.6. Effets sur les activités enzymatiques.....	14
I.4.7. Mécanismes de tolérance des plantes au plomb.....	15

Chapitre II : Phytoremédiation

II.1. Dépollution du sol.....	16
II.2. Définition de la phytoremédiation	16
II.3. Histoire de la phytoremédiation.....	16
II.4. Techniques de la phytoremédiation.....	16
II.4.1. Phytoextraction ou phytoaccumulation	17
II.4.2. Rhizofiltration.....	20
II.4.3. Phytostabilisation.....	20
II.4.4. Phytodégradation	20
II.4. 5.Rhizodégradation (phytostimulation).....	20
II.4.6. Phyto-volatilisation.....	20
II.5. Les avantages et les limites de la phytoremédiation.....	22

Chapitre III : L'*Atriplex*

III.1. Généralités sur les <i>Atriplex</i>	23
III. 2. Caractéristiques morphologiques.....	23
III. 3. Répartition géographique des <i>Atriplex</i>	24
III.3.1.Dans le monde	24
III.3.2.En Algérie.....	24
III. 4. Intérêts de l' <i>Atriplex</i>	26
III.4.1. Intérêt fourrager.....	26
III.4. 2. Intérêts économique et agronomique	26
III.4. 3. Intérêt thérapeutique.....	26
III.5. <i>Atriplex halimus</i> L	27
III.5.1. Origine.....	27
III.5.2. Systématique.....	28
III.6. <i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt.....	28
III.6.1. Origine.....	29
III.6.2. Systématique de l'espèce.....	29
III.7. L'utilisation des <i>atriplex</i> en phytoremédiation	29

Partie II : Etude comparative de la réponse de l'*A. halimus* et *A. canescens* vis-à-vis au stress métallique

Chapitre I : Résultats

II.1.Réponse biochimique de l' <i>Atriplex halimus</i> L. et d' <i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt. au stress métallique de plomb.....	32
II.2.1. Teneur en chlorophylle a, b et totale des feuilles de l' <i>Atriplex halimus</i> et <i>Atriplex canescens</i> stressée au plomb.....	32
II.2. Teneur en sucres solubles de l' <i>Atriplex canescens</i> et <i>Atriplex halimus</i> stressée par le plomb.....	33

II.3. Teneur en proline de l' <i>Atriplex canescens</i> et <i>Atriplex halimus</i> stressée au plomb.....	34
II.4. Teneur en Eléments minéraux de l' <i>A. canescens</i> et <i>A. halimus</i> stressée au plomb.....	35
II.4.1. Teneur en sodium de l' <i>Atriplex canescens</i> et <i>Atriplex halimus</i> stressée au plomb.....	35
II.4.2. Teneur en potassium de l' <i>A. canescens</i> et <i>A. halimus</i> stressée au plomb.....	36
II.5. Teneur en plomb dans les feuilles et racines de l' <i>Atriplex canescens</i> et <i>halimus</i> stressée par le plomb	37

Chapitre II : Discussion

III.1. Effet du plomb sur paramètres biochimiques de l' <i>Atriplex</i>	39
III.1.1. Effet de plomb sur la teneur en chlorophylle de l' <i>Atriplex</i>	39
III.1.2. Effet de plomb sur la teneur en sucres solubles de l' <i>Atriplex</i>	40
III.1.3. Effet de plomb sur la teneur en proline de l' <i>Atriplex</i>	40
Effet de plomb sur la teneur en éléments minéraux de l' <i>Atriplex</i>	41
III.1.4. Effet de plomb sur la teneur en sodium de l' <i>Atriplex</i>	41
III.1.5. Effet de plomb sur la teneur en potassium l' <i>Atriplex</i>	41
III.1.6. Teneur totale en plomb l' <i>Atriplex</i>	42
Conclusion	44
Référence bibliographie	47



Introduction

La pollution de l'environnement est devenue en quelques décennies un des problèmes majeurs qui conditionne l'avenir de notre planète. Parmi les principaux polluants, il y a les métaux lourds, persistants qui s'accumulent dans le sol en contaminant l'environnement. De plus ils sont continuellement rajoutés dans les sols par diverses activités : en agriculture par l'application de pesticide ou dans l'industrie métallurgique ou par ruissellement. Tous les éléments traces métalliques sont potentiellement toxiques pour les végétaux en fonction de leur concentration dans un milieu et de leur caractère essentiel ou non pour la plante (Lotmani et Mesnoua, 2011).

Le plomb est l'un des contaminants les plus répandus dans l'environnement toxique, même à faible concentration pour de nombreux organismes vivants (Jarup, 2003 ; Hernández-Ochoa *et al*, 2005). Leur accumulation dans l'environnement peut se répercuter sur la santé des êtres humains et des animaux (Wang *et al.*, 2003). La contamination de l'environnement a été très peu considérée la majorité concernant des plantes cultivées en raison des risques de contamination de la chaîne trophique et de baisse de rendements observée sur les parcelles par le plomb (Seregin et Ivanoc, 2001 ; Patra *et al.*, 2004 ; Sharma et Dubey, 2005).

Afin de pallier les limites environnementales, des méthodes biologiques, qui sont actuellement employées pour le traitement des sols pollués telles que la phytoremédiation, c'est-à-dire l'utilisation des plantes pour éliminer ou dégrader les métaux lourds dans les sols contaminés (Sutherzan, 2001). Cette technique de remédiation des sols pollués est basée sur la capacité de certaines plantes à prélever des métaux du sol, et à les transporter et concentrer dans leurs parties aériennes, qui seront ensuite récoltées et traitées (Raskin, 1996 ; Blaylock *et al.*, 1997). La phytoremédiation est de plus en plus utilisée de nos jours puisqu'elle contribue au maintien de la structure des sols étant donné qu'elle ne nécessite aucune excavation (EPA., 2012). En plus d'être reconnue comme un choix économique comparativement aux techniques de décontamination conventionnelles, de plus elle est largement acceptée par le grand public puisque peu d'impact y sont associés (Forget., 2004 ; Ghosh et Singh., 2005).

L'*Atriplex* est une espèce réputée par sa grande rusticité, amplitude écologique, polymorphisme et à sa reproduction allogame dominante (Haddioui et Baaziz, 2001). Elle attire l'attention de nombreux chercheurs et constitue le matériel de choix pour plusieurs investigations.

Les espèces d'*Atriplex* sont souvent utilisées dans la réhabilitation de sites difficiles. Elles possèdent par ailleurs, un système racinaire très développé, fixant les couches supérieures du sol et peuvent être utilisées comme moyen de lutte contre la désertification (Belkhodja et Bidai., 2004).

Le présent travail vise à réaliser une synthèse sur l'effet du plomb sur le comportement biochimique de deux espèces d'*Atriplex* : *Atriplex halimus* L et *Atriplex canescens*. Ainsi, la détermination du pouvoir phytoremédiateur de ces deux espèces, et ce par la détermination de la capacité d'accumulation et de translocation du plomb vers leurs parties aériennes. A cet effet ce travail est subdivisé en deux parties :

- Première partie une synthèse bibliographique qui apporte les principales informations sur les métaux lourds et la pollution par le plomb ainsi que son transfert dans le système sol plante et ses effets sur les végétaux et donne aussi un aperçu général sur la phytoremédiation et des généralités sur l'espèce étudiée.

Deuxième partie c'est une étude comparative des mécanismes biochimiques de tolérance de deux espèces d'*Atriplex* : *Atriplex halimus* L. et *Atriplex canescens* (purch) nutt. au stress métallique (plomb) et comporte aussi une conclusion générale.



Partie I

Synthèse bibliographique

I.1. Généralité sur les métaux lourds

Les éléments traces, appelés abusivement métaux lourds, comprennent non seulement les métaux présents à l'état de trace (cadmium, cuivre, mercure, plomb...etc), mais aussi des éléments non-métalliques, comme l'arsenic, le fluor...etc. La plupart d'entre eux sont des oligo-éléments nécessaires à la vie en faible dose. Ils peuvent cependant se révéler très nocifs en quantités importantes, comme le fer (Fe), le cuivre (Cu), le zinc (Zn), le nickel (Ni), le chrome (Cr)...etc. D'autres n'ont aucune fonction biologique ou physiologique et sont considérés toxiques même à très faible concentration, comme le plomb (Pb), le cadmium(Cd), le mercure (Hg)...etc. (Kurlaze, 2007 ; Liu, 2008).

I.2. Définition des métaux lourds

Un métal est une matière, issue du minerai, dotée d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, caractérisés par une masse volumique élevée, supérieure à 5g/cm^3 (Bendada et Boulakradech, 2011). Les métaux lourds sont présents dans tous les compartiments de l'environnement mais en général en quantité très faible (traces) (Adriano, 2001).

I.3. Classification des métaux lourds

La classification en métaux lourds est souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement « lourds » et certains éléments ne sont pas des métaux mais des métalloïdes (Miquel, 2001).

D'un point de vue chimique, les éléments de la classification périodique formant des cations en solution sont des métaux (Huynh, 2009).

D'un point de vue physique, le terme « métaux lourds » désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments), caractérisés par une forte masse volumique supérieure à 5 g.cm^{-3} (Adriano, 2001). Voir tableau 01.

Tableau 01: Classification périodique des éléments (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

Bloc s												Bloc p					
H		■ Métaux lourds de densité > 5															He
Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
Na	Mg	Bloc d										Al	Si	P	S	Cl	Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac	Bloc f														
Lanthanides			Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	
Transuraniens			Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Cf	Bk	Es	Fm	Md	No	Lr	

D'un autre point de vue biologique, on distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques (Huynh, 2009).

➤ **Métaux essentiels** : Ce sont des éléments indispensables 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 du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du zinc (Zn), du fer (Fe), etc... (Loué, 1993).

➤ **Métaux non essentiel (toxiques)** : n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule mais présentent un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration c'est le cas du plomb (Pb), du Mercure (Hg) et du Cadmium (Cd) (Chiffolleau, 1992).

I.4. Pollution par le plomb

Le développement industriel et l'essor de l'automobile ont eu pour conséquence une augmentation considérable de la production de plomb et de l'emploi de ce métal et de ses dérivés. Il en a résulté une dispersion importante de cet élément dans l'environnement et une augmentation des risques d'exposition (Maizi, 2013). Le plomb, considéré comme élément peu mobilisable mais également très toxique lorsqu'il est assimilé par les végétaux (Jopony et Young, 1994). Toutes les formes de plomb biodisponible sont responsables d'effets toxiques vis-à-vis des organismes vivants (Maizi, 2013).

I.4.1. Généralité sur le plomb

Le plomb, du latin (*plumbum*) est un métal mou, gris, habituellement trouvé en petite quantité dans la croûte terrestre à une concentration d'environ 15 mg/kg. Il appartient au groupe IVb de la classification périodique des éléments (Huynh, 2009). Constitue des gisements primaires dans les roches éruptives et métamorphiques, il existe sous forme de sulfure et peut être associé à d'autres éléments tels que le Zn, l'arsenic, le cuivre et l'argent (Huynh, 2009). Dans l'eau de mer il existe sous trois formes : dissous, colloïdal et le plomb particulaire. Cet élément est très peu hydrosoluble et de faible mobilité géochimique (Casas, 2005).

I.4.2. Propriétés physico-chimiques du plomb

L'essentiel de caractéristiques physico-chimiques du plomb est mentionné dans le tableau suivant :

Tableau 02 : propriétés physico-chimiques de plomb (Miquel, 2001).

Symbole chimique	Pb
Numéro atomique	82
Masse atomique	207.2 (g/mol)
Masse volumique	11.34 (g/cm ³)
Température de fusion	327°C
Température d'ébullition	1740°C
Minerai d'origine	Galène (PbS)

I.4.3. Plomb dans le sol

On peut trouver le plomb dans le sol sous forme ionique, dissoute, ou liée aux particules. Leur accumulation provenant des retombées atmosphériques, ou de déchets déposés sur le sol, se fait dans les horizons de surface (Sterckeman *et al.*, 2000). Les teneurs en plomb diminuent, ensuite, plus en profondeur (Abreu *et al.*, 1998), ceci s'explique par le fait que le Pb est peu mobile (Brunet *et al.*, 2008).

I.4.4. Origine de la contamination des sols par le plomb

➤ Origines naturelles

Le plomb est naturellement présent en moyenne à 0,002% dans la croûte terrestre. Les sols non contaminés contiendraient de 10 à 30 mg.kg⁻¹ (Nriagu, 1978 ; Baize, 2002). A l'état naturel, le plomb se retrouve dans l'environnement sous forme de galène (sulfure de Pb), de cérusite (carbonate de Pb), et d'anglésite (sulfate de Pb) (Brunet *et al.*, 2008). Dans l'air, les émissions du plomb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont reconnues d'une importance mineure. D'autres processus naturels, comme la dégradation et l'érosion des roches mères (Gadd, 2000) et les feux de forêt, contribuent de façon significative à la libération du plomb. Mais généralement, ces processus naturels ne conduisent que rarement à des concentrations élevées du plomb dans l'environnement (Garnier, 2004).

➤ Origines anthropiques

A ce jour, les principales sources de contaminations en plomb sont les rejets anthropiques. Ils proviennent des industries qui extraient et purifient le plomb naturel et qui recyclent les composants contenant du plomb comme les batteries et leurs retombées atmosphériques contaminent les sols (Pichard, 2002). Les retombées de particules riches en métaux peuvent entraîner une contamination des sols (Donisa *et al.*, 2000), des eaux de surface (Sanyal *et al.*, sous presse) et des végétaux (Uzu *et al.*, 2009 ; 2010). A ceci s'ajoute les déchets industriels et la détérioration des peintures extérieures à base de plomb. Des rejets provenant des industries sidérurgiques ainsi que les réseaux de canalisations de distribution d'eau anciennes (Pichard, 2002). Le plomb est principalement utilisé dans les batteries électriques, comme additif dans les essences, dans la sidérurgie des industries de décapage et de traitement des métaux, l'incinération des déchets, la combustion du bois, les cimenteries et les industries de fabrication des accumulateurs (Sabouraud *et al.*, 2009).

I.4.5. Comportement du plomb dans le sol

Le comportement du plomb dans un sol dépend de différents facteurs comme sa dynamique propre mais également des caractéristiques pédologiques et physico-chimiques du sol. Il peut être soit sous forme liée aux particules de terre soit dans la phase aqueuse (Baize, 1997). Notons toutefois que la mobilité du plomb va être particulièrement conditionnée par la teneur en phases absorbantes du sol (matière organique, argile, oxydes...). En effet, ce métal possède une forte affinité pour ces constituants du sol (Ross, 1994).

I.4.5.1. Mobilités et spéciation du plomb

Le plomb étant en général considéré comme un élément peu mobile dans les milieux naturels, il a donc tendance à s'accumuler dans les horizons superficiels des sols. Les travaux de (Sterckeman, 2000), démontrent que dans des profils de sol au voisinage des fonderies, le plomb est essentiellement concentré dans les 30 premiers centimètres. La mobilité du plomb est principalement contrôlée par sa spéciation en phase aqueuse et par des processus d'adsorption/désorption ainsi que de dissolution/précipitation. Et par le rôle de certains paramètres tels que le pH, le potentiel redox, la composition minéralogique (matière organique, argile, oxydes...) du sol ou du sédiment (Sterckeman, 2000).

I.4.5.2. Influence des paramètres physico-chimiques sur la spéciation du plomb

❖ Influence du pH

C'est le facteur le plus qui a une influence sur la mobilité et la biodisponibilité du plomb (Swaine, 1986). Les risques de mobilité sont plus grands dans les milieux acides, alors que la solubilité diminue avec l'élévation de pH. A pH 5, le plomb semble majoritairement adsorbé aux oxydes et aux matières organiques, et une augmentation du pH a pour effet de rendre le plomb moins biodisponible (Alloway, 1995).

❖ Influence du potentiel redox

Le potentiel d'oxydoréduction (Eh) exprime le flux d'électrons des agents réducteurs vers les agents oxydants. Il est contrôlé par l'activité des électrons en solution (Sposito *et al.*, 1983). Evans (1989) montre qu'une diminution de la teneur en eau ou en matière organique favorise une augmentation du potentiel redox. Ces réactions d'oxydoréduction influencent fortement le devenir des ETM en solution. Chuang *et al.*, (1996) observent une augmentation de la solubilité du plomb lorsque le potentiel redox diminue.

❖ La teneur en argile

Les argiles, de par leurs propriétés physico-chimiques, jouent un rôle très important dans la disponibilité des métaux lourds (Li and Li, 2000). Des études ont montré que les métaux lourds peuvent être absorbés et immobilisés par les minéraux argileux ou également être complexés par la matière organique du sol en formant alors un complexe organométallique (Lamy, 2002).

❖ Influence de la composition minéralogique du sol

Dans la mesure où la mobilité du plomb est majoritairement contrôlée par des phénomènes d'adsorption ou de précipitation/dissolution, elle va être dépendante de la composition minéralogique du sol, notamment de la teneur en phases absorbante (matière organique, argile, oxydes...). La teneur en carbonates va également affecter la mobilité du plomb. En effet, dans les sols riches en carbonates, le plomb va pouvoir être piégé par simple adsorption à la surface de la calcite ou par précipitation minérale due aux pH élevés de ce type de sol (Marie, 2008).

I.4.6. Plomb dans la plante

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

I.4.6.1. Phytodisponibilité du plomb

La phytodisponibilité des ETM est fortement corrélée à la concentration d'espèces ioniques dans la solution du sol (Kabata-Pendias et Pendias, 1992). Elle est également largement dépendante des propriétés du sol, de l'espèce végétale considérée et de l'élément métallique.

La phytodisponibilité va donc dépendre des différents paramètres permettant le transfert de la phase solide du sol vers le végétal (Hinsinger *et al.*, 2005) :

- 🌱 La disponibilité ou mobilité chimique.
- 🌱 L'accessibilité ou mobilité physique.
- 🌱 L'assimilation ou mobilité biologique.

I.4.6.2. Absorption du plomb par la plante

❖ Absorption racinaire du plomb

Au départ, le Pb^{+2} présent dans la solution du sol se lie aux groupements carboxyle de l'acide uronique composant le mucilage autour des racines (Sharma et Dubey, 2005). Ce mucilage permet donc de restreindre le passage du plomb à l'intérieur des cellules racinaires, et constitue ainsi une protection du système racinaire. Le passage du plomb dans les racines se fait par deux voies : apoplastique et symplastique (Figure 1).

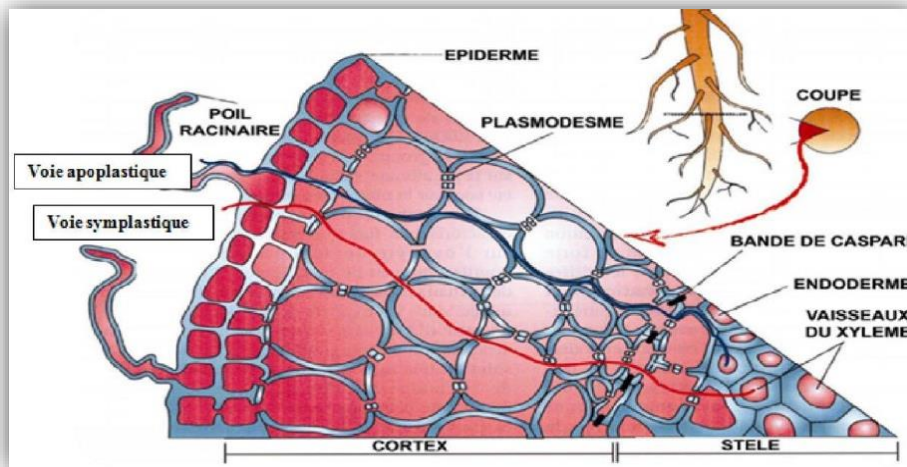


Fig.1 : Coupe transversale de racine, avec le passage des ions selon les voie symplastiques et apoplastiques (Gobatet *al.*, 1998).

➤ Voie apoplastique

Ce phénomène s'arrête le plus souvent au niveau de l'endoderme, du fait de la présence de cadres de subérines, ou bandes de Caspary, qui bloquent le passage des molécules et des ions. A ce moment-là, l'eau et les molécules sont obligées de traverser les membranes plasmiques des cellules de l'endoderme, afin de pouvoir parvenir dans le cylindre central contenant les vaisseaux du xylème. Après avoir traversé la membrane plasmique de la face interne de l'endoderme, les ions peuvent à nouveau reprendre le chemin apoplastique. Il reste néanmoins possible qu'une faible partie de l'absorption des ions se fasse par l'apoplasme complètement par les cellules de transferts (Cellules non subérifiées de l'endoderme) (Cecchi, 2008), le plomb peut migrer relativement vite (Wierzbicka, 1987).

➤ Voie symplastique

La pénétration du plomb dans les racines par cette voie se fait grâce à un transport actif interne par le symplaste (cytoplasmes des cellules reliés entre eux par les plasmodesmes). Après avoir traversé la paroi cellulaire, les ions métalliques atteignent la surface de la membrane plasmique, puis pénètrent dans le symplaste. Ensuite, ces ions métalliques peuvent passer d'une cellule à l'autre en empruntant les plasmodesmes, qui relient les cellules. La quantité de ce métal passant par cette voie est marginale par rapport à la voie apoplastique, et peu d'études en ont fait état. Cependant, elle a une importance capitale dans la toxicité du plomb car c'est cette fraction, passant par le symplaste, qui cause la majorité des effets délétères observés. Les mécanismes de pénétration dans le symplaste ne sont pas clairement identifiés. Pourtant, à des doses non létales, le plomb pénètre uniquement dans le symplaste dans les zones de divisions cellulaires actives, comme la zone apicale (Tung et Temple, 1996) ou le protoderme (Wierzbicka, 1998).

❖ Absorption foliaire du plomb

Bien qu'elle ait été peu étudiée par rapport à l'absorption racinaire, l'assimilation du plomb par les feuilles peut représenter une part importante dans le taux de contamination de la plante. Le plomb peut être apporté sur les feuilles par des retombées atmosphériques, mais également dans les champs par des apports en engrais et pesticides (plomb sous forme d'impuretés). La majorité de ce plomb est lessivée, mais une partie va s'adsorber aux lipides épicuticulaires et être absorbée par les feuilles (Prasad et Hagemeyer, 1999 ; Hovman *et al* ; 2009). La capacité des plantes à absorber le plomb disponible via leurs feuilles dépend à la fois de l'âge de celles-ci, mais également de leurs morphologies (Dalenberg et Van Driel, 1990).

I.4.6.3. Translocations du plomb des racines vers les parties aériennes

Après l'absorption par les racines, la translocation correspond au transfert des ETMs vers les parties aériennes. Elle peut varier considérablement en fonction du métal, mais également de l'espèce végétale. Pour être conduits vers les parties aériennes, les éléments prélevés dans le sol par les racines doivent être transportés dans le cortex puis déversés dans les vaisseaux du xylème. La majorité du plomb absorbé par les plantes réside dans les racines, et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes. Ce transport limité des racines vers les feuilles peut être expliqué par la barrière formée par l'endoderme des racines (Briat et Lebrun, 1999)

I.4.6.4. Bioaccumulation et effet du plomb sur les végétaux

La toxicité du plomb dépend de sa concentration, de sa spéciation, des propriétés du sol, et de l'espèce végétale concernée (Cecchi, 2008). Les plantes mettent en place diverses barrières physiques pour se protéger, quand le plomb a réussi à passer à travers ces barrières de protection (Cecchi, 2008). Il peut induire des troubles physiologiques et biochimiques diminuant la photosynthèse et la transpiration induisant ainsi un retard de croissance (Alloway, 1995).

I.4.6.4.1. Effet du plomb sur la germination

A l'échelle macroscopique, le plomb entraîne des effets néfastes sur la germination des certaines plantes. Chez plusieurs espèces, le tégument assure une très haute protection contre les stress abiotiques, et les fortes variations interspécifiques des morphologies de ces téguments peuvent affecter leur perméabilité aux métaux (Moise *et al.*, 2005). Même à faibles doses, le plomb inhibe la germination des grains qui ont les enveloppes perméables comme le petit pois *Pisum sativum* (Seregin et Ivanov, 2001). Par contre, les fortes doses conduit à une inhibition totale de la germination chez l'haricot (*Phaseolus vulgaris*), dont le tégument de la graine ne limite pas assez la pénétration de ces ions (Wixrzicka et Obidzinska, 1998).

I.4.6.4.3. Effet sur la photosynthèse

L'inhibition de la photosynthèse est un des effets bien connus du plomb sur la plante (Islam *et al.*, 2008). Parmi les causes de l'altération de la photosynthèse, on peut citer une augmentation de l'activité de la chlorophyllase et une dégradation des pigments chlorophylliens, en particulier, de la chlorophylle b qui est plus sensible que la chlorophylle a (Liu *et al.*, 2009). Il a été aussi montré qu'il existait une inhibition de la synthèse des pigments chlorophylliens (Cenkci *et al.*, 2010). L'affinité du plomb pour les protéines de la membrane entraîne, à des concentrations en plomb élevées, une déformation et une destruction de l'ultra structure des chloroplastes (Islam *et al.*, 2008), de plus, l'inhibition des enzymes du cycle de Calvin par le Pb (Liu *et al.*, 2008) ainsi que le remplacement par le Pb d'ions essentiels comme le Mn et le Fe (Chatterjee *et al.*, 2004 ; Cecchi, 2008).

I.4.6.4.2. Effet du plomb sur croissance des plantes

Globalement, le plomb affecte la croissance et la morphogénèse des plantes, en perturbant de très nombreux mécanismes physiologiques, Le plomb réduit également fortement le développement des plantules et des racelles (Mishra et Choudhuri, 1998), en entraînant de formation de plantes de taille réduite (Mishra et Chouduri, 1998). Un traitement à de faibles concentrations en plomb inhibe la croissance des racines et des parties aériennes (Makowski *et al.*, 2002 ; An, 2006). Cette inhibition est plus importante pour la racine (Obroucheva *et al.*, 1998). L'inhibition de la division et de l'élongation cellulaire sont les phénomènes les plus souvent reportés pour expliquer ces effets du plomb sur les racines et les tiges (Seregin et Ivanov, 2001 ; Malkowski *et al.*, 2002 ; Patra *et al.*, 2004 ; Kopittke *et al.*, 2007 ; Cecchi, 2008). Les traitements au plomb, même à des doses non-létales, peuvent conduire à l'apparition de nécroses au niveau des apex racinaires et des feuilles, ainsi que des chloroses foliaires (Liu *et al.*, 2000).

I.4.6.4.4. Effet sur les antioxydants

Un des effets très importants provoqué par le plomb dans les cellules est la génération de stress oxydant, qui est définie comme un déséquilibre entre les systèmes prooxydants et antioxydants, en faveur des premiers (Sies, 1991). Les espèces réactives de l'oxygène (ERO), normalement produites dans les cellules se retrouvent en excès, ces espèces réactives de l'oxygène incluent l'anion superoxyde (O_2^-), le radical hydroxyle (OH^\cdot) ou encore le peroxyde d'hydrogène. Le stress oxydant entraîne un ralentissement de la croissance végétale, mais également des dommages moléculaires en interagissant avec des substrats biologiques (dénaturation de protéines, inactivation d'enzymes, des cassures au niveau de l'ADN (Sies, 1991).

I.4.6.4.7. Effets sur le stress hydrique

Le plomb peut également affecter l'état hydrique de la plante, en provoquant un stress hydrique, notamment par la fermeture des stomates. Cette fermeture des stomates a un impact sur divers processus dans la cellule, tel que la photosynthèse, en induisant une déficience en CO_2 (Parys *et al.*, 1998).

Le stress hydrique s'exprime également par une réduction de la surface foliaire, ainsi que globalement de tous les organes sièges de la transpiration, afin de limiter les pertes en

eau. Le plomb provoque une perte globale de turgescence et de plasticité, et enfin une réduction globale du contenu en eau de la plante (Weryszko-Chmielewska et Chwil, 2005).

I.4.6.4.5. Effets sur la nutrition minérale

Le plomb affecte la nutrition minérale, en perturbant le prélèvement et le transport des nutriments par la plante, tels que Ca, Fe, Mg, Mn, P et Zn en bloquant leur entrée ou en se liant à eux, les rendant indisponibles pour les plantes (Xiong, 2006). Il a été montré, chez plusieurs plantes exposées au Pb, une diminution dans les feuilles de la concentration en cations divalents comme le Zn^{2+} , le Mn^{2+} et le Fe^{2+} (Seregin *et al.*, 2001 ; Chatterjee., 2004 ; Kopyitke *et al.*, 2007 ; Cecchi, 2008). Cette diminution pourrait être due à une compétition entre le plomb et certains ions de taille équivalente au niveau des transporteurs membranaires. En effet, le plomb, qui a quasiment le même rayon que le K^+ , pourrait emprunter les canaux potassiques pour entrer dans la cellule (Sharma et Dubey, 2005). Le plomb affecte aussi le métabolisme azoté en diminuant le prélèvement de nitrate et en perturbant le fonctionnement de la nitrate réductase (Seregin et Ivanov, 2001 ; Cecchi, 2008).

I.4.6.4.6. Effets sur les activités enzymatiques

Le plomb peut inhiber l'action de certaines enzymes, notamment celles qui possèdent un groupement $-SH$, ce dernier présentant une forte affinité pour le plomb. Dans la plupart des cas, l'inhibition se fait par interaction du plomb avec ce groupement qui est indispensable pour l'activité et le bon fonctionnement des enzymes. Le plomb affecte donc la conformation de nombreuses enzymes, les empêchant de fonctionner convenablement (Seregin et Ivanov, 2001). Parmi les enzymes fondamentales qui peuvent être inhibées par le plomb, se trouvent des enzymes impliquées dans la biosynthèse de la chlorophylle ou bien la RUBISCO qui permet la fixation du CO_2 (Seregin et Ivanov, 2001 ; Patra *et al.*, 2004). L'inhibition de ce type d'enzyme entraîne une forte perturbation de la photosynthèse. Ceci entraîne une réduction de la teneur en chlorophylle ainsi que celle de tous les pigments photosynthétiques, et également une croissance réduite des feuilles (Kupper *et al.*, 1996).

I.4.7. Mécanismes de tolérance des plantes au plomb

Seules les plantes qui ont développé des mécanismes de tolérance peuvent survivre à un environnement contaminé. Elles développent en général deux grands types de stratégies. Le mécanisme le plus répandu est l'évitement du stress métallique par exclusion, qui se fait par fixation du métal sur la paroi cellulaire ou bien par sécrétion de chélates. Ceci a pour but de limiter au maximum le prélèvement par les racines, mais également de limiter un éventuel transport des racines vers les parties aériennes (Seregin et Ivanov, 2001). Une deuxième stratégie est donc mise en place par les plantes, qui consiste à détoxifier le plomb qui a pénétré. La tolérance au stress métallique dépendra donc de l'efficacité des mécanismes internes qu'elles mettent en place. Ces mécanismes peuvent être (Patra *et al.*, 2004) :

- La séquestration des métaux grâce à des composés organiques spécialement synthétisés.
- La compartimentation dans certains compartiments cellulaires (tels que les vacuoles).
- La détoxification grâce à des chélates.

Les mécanismes de tolérance internes ne sont pas encore parfaitement connus, mais la chélation du plomb dans le cytoplasme et la séquestration dans les vacuoles seraient des mécanismes prépondérants (Saadi et boutchich., 2017). La vacuole est en effet considérée comme le lieu principal de stockage du plomb (Tong *et al.*, 2004). Selon Wierzbicka (1993), ces vacuoles peuvent en effet contenir plus de 96% du métal. Ceci permet de diminuer considérablement la quantité de métal dans le cytoplasme, compartiment cellulaire à forte activité métabolique.

II.1. Dépollution du sol

La dépollution naturelle consiste en l'élimination naturelle des polluants présents dans les différents compartiments (sol, eaux ...) par voie biologique. Cette élimination est assurée par les organismes vivants (microorganismes et/ou plantes). Il existe deux méthodes la bioremédiation et/ou la phytoremédiation (Annane et Haynousse, 2015).

II.2. Définition de la phytoremédiation

Le terme phytoremédiation vient du préfixe grec « phyto » (plante) et du mot latin *remedium* (pour corriger ou éliminer un mal) (Ghosh et sing, 2005).

La phytoremédiation est une technologie émergente qui utilise les plantes ou les microorganismes de la rhizosphère pour extraire, transformer ou stocker les polluants contenus dans les sols, les sédiments, les eaux souterraines ou de surface et même l'atmosphère (Susarla *et al.*, 2002). A l'heure actuelle, la phytoremédiation est utilisée pour le traitement de plusieurs classes de polluants tels que les hydrocarbures, les solvants chlorés, les pesticides, les composés explosifs ou encore les ETM (Vassilev *et al.*, 2007).

II.3. Histoire de la phytoremédiation

Au 16^{ème} siècle, un botaniste de Florence, Andréa Cesalpino découvre une plante poussant sur des roches naturellement riches en métaux (du nickel notamment). En 1885, Baumann a identifié pour la première fois deux espèces végétales, *Thlaspi caerulescens* et *Viola calaminaria*, comme étant capables d'accumuler de fortes quantités de zinc dans leurs feuilles. Ensuite, en 1935, Byers étudia l'accumulation du sélénium chez *Astragalus spp.* Dix ans plus tard, Minguzzi et Vergnano (1948) identifièrent des plantes capables d'accumuler jusqu'à 1 % de (m/m) de Ni dans leurs parties aériennes. Aujourd'hui plus de 400 plantes sont connues pour leur capacité d'accumulation des métaux (Baker *et al.*, 2000).

II.4. Techniques de la phytoremédiation

Plusieurs mécanismes permettent aux plantes l'élimination des polluants par phytoremédiation (Schröder et Collins, 2002).

L'action des plantes sur le polluant intervient à différents niveaux. Les polluants peuvent être stabilisés ou dégradés dans la rhizosphère, séquestrés ou dégradés ou encore rendus volatiles et éliminés dans l'air environnant. Divers mécanismes sont mis en œuvre en

fonction de la nature du polluant et de ses caractéristiques physico-chimiques (Mc Cutcheon et Schnoor, 2003 ; Pilon-Smits, 2005).

La phytoremédiation regroupe cinq méthodes qui sont appliquée selon la contamination et les objectifs de remédiation (Brooks, 1998 ; Bert *et al.*, 2000) : Phytoextraction, Rhizofiltration, phytotransformation, rhizodégradation, phytostabilisation et phytovolatilisation (Pulford et Watson, 2003 ; Vavasseur *et al.*, 2003) (Figure 2).

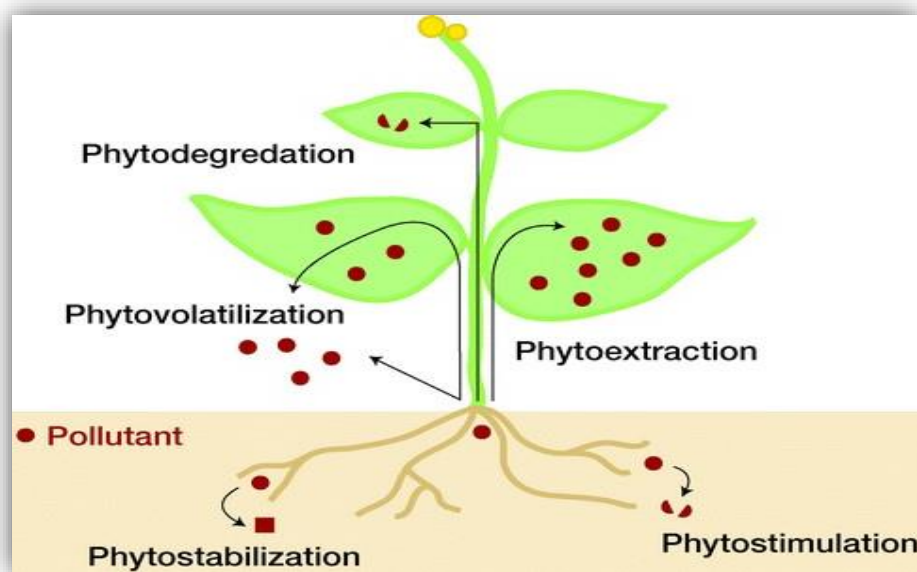


Fig.2 : Techniques de phytoremédiation (Pilon-Smits, 2005).

II.4.1. Phytoextraction ou phytoaccumulation

La phytoextraction est une technologie *in situ* liée aux plantes qui sont capables d'absorber les métaux lourds (Pb, Cd, Cu, Zn ...) par leurs racines et de les transporter ensuite vers les parties aériennes (Zheng *et al.*, 2011).

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).

L'avantage du procédé est la réduction du volume de polluants à traiter par concentration dans les cendres. Celles-ci peuvent ensuite être mises en décharge ou recyclées en métallurgie. Il faut néanmoins noter que la phytoextraction est une technique de traitement en développement (Amrouche, 2015) (Figure 3).

Les plantes utilisées sont des espèces végétales sauvages hypertolérantes et/ou hyperaccumulatrices capables de prélever des métaux toxiques dans les horizons de surface des sols (profondeur < 80cm) et de les accumuler dans leurs parties aériennes (Amrouche, 2015).

Les plantes utilisées pour la phytoextraction doivent avoir les caractéristiques suivantes (Ann-Peer *et al.*, 2003) :

- Tolérance à un niveau élevé de métal ;
- Accumulation raisonnable du métal dans les parties aériennes ;
- Croissance rapide ;
- Production importante de biomasse au terrain ;
- Avoir un système racinaire dense et capable de coloniser le sol/ sédiment en profondeur.

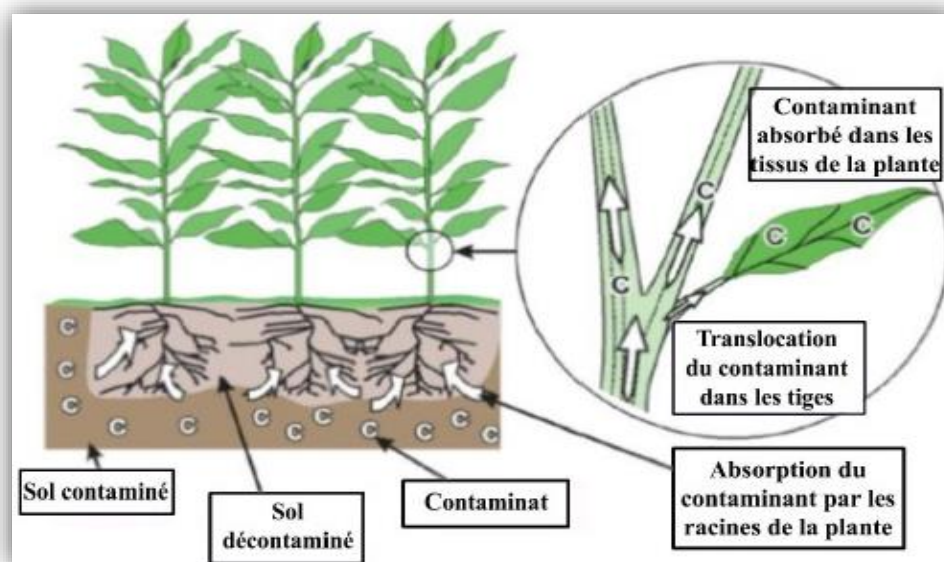


Fig.3 : Processus de phytoextraction (ITRC, 2001).

Deux stratégies sont proposées pour une phytoextraction réussie des sols contaminés par les métaux lourds et autres polluants : phytoextraction continue et la phytoextraction induite ou assistée par des chélateurs

❖ **Phytoextraction naturelle**

Pour qu'une plante soit adéquate pour la phytoextraction d'un polluant donné, elle doit être capable durant toute sa vie de résister à la toxicité du polluant et de l'accumuler dans ses parties aériennes. En effet, la phytoextraction naturelle utilise des plantes hyperaccumulatrices

qui peuvent extraire de teneurs importantes de métaux présent sur des sols pollués sans présenter de signes de phytotoxicité (Quartacciet *al.*, 2006 ; Zheng *et al.*, 2011) (Figure 4).

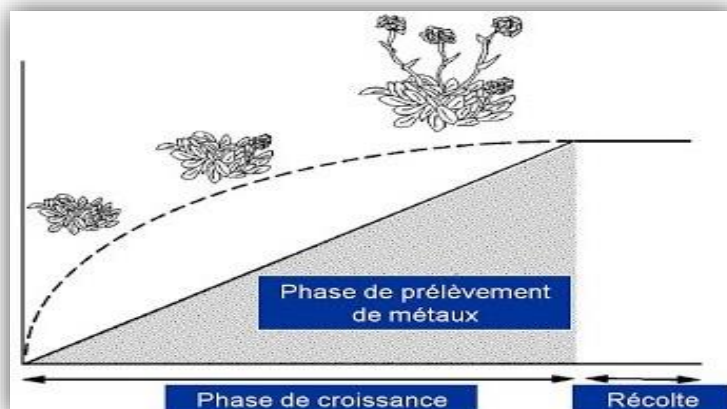


Fig.4 : Schéma représentant une phytoextraction continue (Salt *et al.*, 1998).

❖ Phytoextraction induite ou assistée par des chélateurs

Elle est basée sur l'utilisation de chélateurs permettant à des plantes non hyperaccumulatrices mais de biomasse importante d'absorber des teneurs élevées en métaux à partir d'un site pollué. La solubilité des métaux est accrue par des chélateurs tels que l'acide citrique, l'EDTA et l'EDDS. Ils sont appliqués soit directement sur le sol ou en condition hydroponiques (Saifullahet *al.*, 2009 ; Shahid *et al.*, 2011 ; Zheng *et al.*, 2011) soit en pulvérisation foliaire (Meers et Tack., 2004). C'est ainsi que l'EDTA a permis d'améliorer la mobilisation et le transport subséquent du Cd, Cr, Cu, Ni, Pb et Zn par la moutarde indienne et le tournesol (Ann-Peer *et al.*, 2003). Cependant, la haute solubilité dans l'eau de certains complexes chélateurs-toxique peut résulter dans leur déplacement vers les couches plus profondes du sol et ceci constitue un risque potentiel important de décontamination de l'eau souterraines (Ann-Peer *et al.*, 2003) (Figure 5).

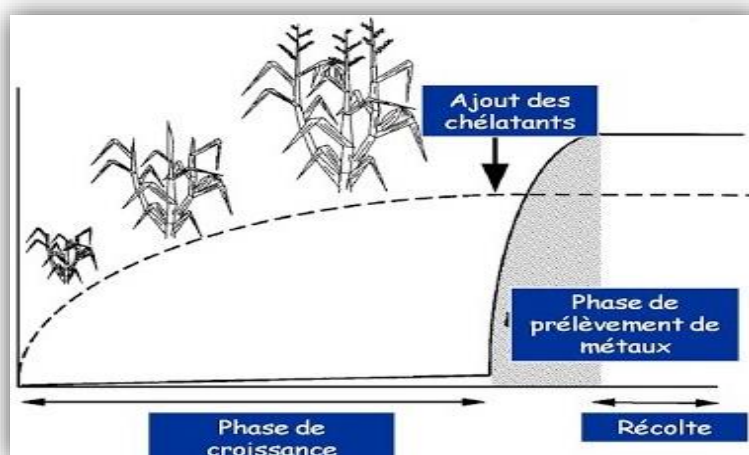


Fig.5 : Schéma représentant une phytoextraction induite par des chélateurs (Salt *et al.* 1998).

II.4.2. Rhizofiltration

La rhizo-filtration est une technique qui met en jeu les systèmes racinaires de certaines espèces terrestres ou aquatiques qui absorbent, concentrent et stockent les contaminants des eaux polluées (Ghosh et Singh, 2005 ; Pilon-Smits, 2005). Cette technique est généralement utilisée afin de traiter les sites contaminés aux métaux et radionucléides comme le plomb, le cuivre, le zinc, le nickel, l'uranium, le césium et le strontium (EPA, 2000).

II.4.3. Phytostabilisation

C'est l'utilisation des plantes pour réduire la biodisponibilité des polluants par les écoulements ou immobiliser les composés polluants en les liants chimiquement par précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage de ceux-ci par la plante, par un stockage dans le système racinaire ou l'insolubilisations dans la rhizosphère. Cette technique permet d'éviter la dispersion des polluants dans les eaux de surface et souterraines (Cunningham *et al.*, 1995), ainsi de limite l'érosion et le lessivage du sol (Pilon-Smits, 2005 ; Remon, 2006).

II.4.4. Phytodégradation

La phytodégradation (ou phytotransformation) consiste à convertir des polluants organiques en composés moins toxiques voire même être totalement minéralisés. Cette décomposition est réalisée grâce à des enzymes variées sécrétées par la plante (Chaudhry *et al.*, 1998).

II.4.5 .Rhizodégradation (phytostimulation)

Dans la Rhizo-dégradation, la décontamination est effectuée dans la rhizosphère par les micro-organismes dont la croissance et l'activité sont stimulées par les plantes (Pilon-Smits, 2005).

II.4.6. Phyto-volatilisation

Cette technique utilise les plantes pour extraire les métaux lourds puis les éliminer par évapotranspiration via les stomates des feuilles ou les tiges. Parmi les métaux lourds, seuls le mercure et le sélénium sont adapté à cette technique. La phytovolatilisation présente également l'avantage de ne pas nécessiter de récolte de la biomasse puisque les contaminants sont dispersés dans l'atmosphère (Pilon-Smits, 2005 ; Dechamp et Meerts, 2003 ; Bert et Deram, 1999).











Tableau 03 : Caractéristiques de différents procédés utilisés en phytoremédiation

Procédés de la phytoremédiation	Rhizofiltration	Phytostabilisation	Phyt-extraction	Phytovolatilisation	Phytodégradation
Mécanismes	Accumulation, adsorption précipitation	Complexation, adsorption, précipitation	Accumulation et Hyperaccumulation	Volatilisation	Dégradation rhizosphérique
Type de polluant	Inorganique	Inorganique	Inorganique	Organiques /inorganiques (As, Hg, Se)	Organiques (solvants chlorés, herbicides)
Substrats traités	Milieux aqueux	Sols, sédiments, boues	Sols, sédiments, boues	Sols, sédiments, boues	Eaux, sols, sédiments, boues
Plantes utilisées	<i>H. annuus, B. juncea, N. Tabacum, Zeamays</i>	Plantes exclusives (<i>Agrostis tenuis</i>)	Hyperaccumulatrices ou accumulatrices à forte biomasse	Plantes modifiées génétiquement	Tout type de plante hébergeant des rhizobactéries
Avantages	Utilisation <i>in situ</i> et <i>ex situ</i>	Limite le risque de lixiviation et d'érosion Solution rapide	Utilisation <i>in situ</i> Adaptée aux pollutions diffuse	Dilution de la pollution dans l'air Pas de traitement des déchets végétaux	Pas de traitement des déchets végétaux
Inconvénients	Dépend du système racinaire	<ul style="list-style-type: none"> Dépend du système racinaire Nécessite une surveillance N'élimine pas le polluant du sol 	<ul style="list-style-type: none"> Dépend du système racinaire Retraitement des déchets produits 	<ul style="list-style-type: none"> Risque d'exposition atmosphérique n'a pas été quantifié Utilisation d'OGM 	<ul style="list-style-type: none"> Limité à des polluants Facilement dégradables Dépend des rhizobactéries associées
Références	(Dushenkov <i>et al.</i> , 1995)	(Cunningham et Berti, 2000)	(Garbisu et Alkorta, 2001 ;Mc Grath et Zhao, 2003)	(Chaney <i>et al.</i> , 1997)	(Black, 1995)

II.5. Les avantages et les limites de la phytoremédiation

La phytoremédiation présente comme toute technique de dépollution des sols de nombreux intérêts, notamment d'ordre environnemental et économique et des limites.

Tableau 04 : Avantages et limites de la phytoremédiation (Cunningham *et al.*, 1995 ; Henry, 2000).

Avantages
<ul style="list-style-type: none">  Utilisé pour une grande diversité de polluants organiques/inorganiques.  Application <i>in situ/ex situ</i>.  Diminution des perturbations pour le sol par rapport aux techniques conventionnelles.  Réduit la quantité de déchets à stocker jusqu'à 95%.  Diminution de la dispersion dans l'eau (lixiviation) et l'air.  Méthode peu coûteuse en moyen humain et matériel.  Facile à mettre en œuvre.  Ecologiquement adaptée et esthétique.  Limite l'érosion, maintien ou améliore la structure des sols.  Impact positif sur la fertilité et la biodiversité des sols.
Limites
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Restreint à des sites pollués peu profonds limités à 1 m dans les sols. ➤ Durée de remédiation longue. ➤ Restreint aux sites de faible contamination. ➤ Traitement des déchets potentiellement dangereux. ➤ Dépend des conditions climatiques.

III.1. Généralités sur les *Atriplex*

Les *Atriplex* sont des plantes arbustes vivaces appartenant à la famille des chénopodiacées. Ces arbustes sont considérés comme des plantes fourragères (Mâalem *et al.*, 2011). Les *Atriplex* comprennent environ 417 espèces, dont 48 dans le bassin méditerranéen (Le Houérou., 1992).

D'après Le Houérou et Pontanier (1988), les espèces d'*Atriplex* qui ont suscité un intérêt particulier sont : *Atriplex glauca*; *Atriplex malvana*; *Atriplex repanda*; *Atriplex atacamensis*; *Atriplex mollis*; *Atriplex semibaccata*; *Atriplex halimus*; *Atriplex canescens*; *Atriplex vesicaria*.

Selon ces auteurs, cinq espèces seulement présentent un réel intérêt pratique dans un avenir immédiat :

- ***Atriplex nummularia***: en raison de sa productivité élevée et sa bonne appétibilité ;
- ***Atriplex halimus***: en raison de sa grande rusticité et de sa facilité d'implantation ;
- ***Atriplex canescens***: en raison de sa haute productivité et son adaptation aux solssableux ;
- ***Atriplex glauca***: en raison de sa facilité d'implantation par semis direct et de son rôle antiérosif ;
- ***Atriplex mollis*** : en raison de son adaptation aux sols hydromorphes salés et de sa bonne appétibilité.

III. 2. Caractéristiques morphologiques

Les *Atriplex* ce sont des arbustes qui poussent extrêmement bien dans le bassin méditerranéen, sur les sables maritimes du littoral ou à l'intérieur du pays sur les étendues salées autour des Sebkhas (Edmond, 1963).

Ces plantes en forme des touffes de 0.5 à 3 m de diamètre et de 0.5 à 3 m de hauteur et dont les fruits sont des akènes regroupés en glomérules (Benrebiha, 1987) qui peuvent fournir entre 310g et 1720g/100 pieds selon l'espèce. Leur composition chimique varie selon l'espèce, la saison et les conditions pédoclimatiques (Berri, 2009).

III. 3. Répartition géographique des *Atriplex*

III.3.1. Dans le monde

Les espèces d'*Atriplex* sont dominantes dans de nombreuses régions arides et semi-arides du monde, en particulier dans des habitats qui combinent relativement la salinité élevée des sols avec l'aridité (Osmond *et al.*, 1980 ; Mc Arthur et Sanderson, 1984) (Tableau5).

Les *Atriplex* se rencontrent dans toutes les parties du monde de l'Alaska à la Patagonie, de la Bretagne à la Sibérie et de la Norvège à l'Afrique du sud (Francllet et Le Houérou, 1971). L'espèce *Atriplex halimus* L. est spontanée à l'intérieur d'une aire relativement vaste englobant les pays du nord de l'Afrique et de proche et Moyen-Orient depuis les îles Canaries jusqu'à l'Iran. Vers le sud, l'espèce atteint le massif de l'Ahagar. En Europe, l'espèce est présente en plus de zone méditerranéenne en Bulgaire (Le Floch, 1989).

III.3.2. En Algérie

Les espèces d'*Atriplex* a été introduite en Afrique du Nord à partir des Etats-Unis "Nouveau Mexique, Arizona", et à partir de la Tunisie vers l'Algérie pour être utilisée dans les projets de fixation des dunes dans ces régions (Francllet et Le Houérou, 1971).

En Afrique du Nord, le genre *Atriplex* comprend 15 espèces spontanées et 2 espèces naturalisées, soit 07 espèces vivaces, 01 biannuelle et 09 annuelles (Francllet et Le Houérou, 1971) (Tableau 5).

Par ailleurs, Maire (1962) a identifié une dizaine d'espèces en Algérie dont les plus répandues sont : *Atriplex halimus* et *Atriplex porturoides*.

L'*Atriplex* est spontané dans les étages bioclimatiques semi-arides et arides, les plus grandes superficies correspondent aux zones dites steppiques (Batna, Biskra, Boussaâda, Djelfa, Saida, Tebessa et Tiaret) (Pouget, 1980). Le genre *Atriplex* se rencontre aussi sur le littoral et même au Sahara, particulièrement dans la région de Béchar où les nappes longent les dépressions d'Oued (Benrebiha., 1987).

Tableau 05 : Répartition des espèces d'*Atriplex* dans le monde (Le Houérou, 1992).

Pays ou régions d'espèces	nombre d'espèces/sous espèces	pays ou régions	nombres
Etats-Unis	110	Baja Californie(Mexique)	25
Australie	78	Afrique du nord	22
Bassin méditerranéen	50	Texas	20
Europe	40	Afrique du sud	20
Ex. URSS	36	Iran	20
Proche-Orient	36	Syrie	18
Mexique	35	Palestine & Jordanie	17
Argentine	35	Algérie & Tunisie	17
Californie	32	Bolivie & Pérou	16
Chili	30		

III. 4. Intérêts de l'*Atriplex*

III.4.1. Intérêt fourrager

C'est une source de minéraux, vitamines et protéines pour le bétail (El-Shatnawi et Mohawesh, 2000) ce qui permet de les utiliser comme une réserve fourragère en été et en automne, comblant la carence de fourrage qui se manifeste avant la croissance printanière des espèces fourragères herbacées (Kessler, 1990).

Différentes observations expérimentales ont démontré que, grâce à cet arbuste, le bétail peut supporter de longues périodes de carence alimentaire dues à la sécheresse (Le Houérou, 1980). En effet une bonne formation d'*Atriplex halimus* peut produire jusqu'à cinq tonnes par hectare de matière sèche et par an sur des sols dégradés ou salins inutilisables pour d'autres cultures (Dutuit *et al.*, 1991).

III.4. 2. Intérêts économique et agronomique

➤ Mise en valeur des sols salés

Concernant la salinité, les *Atriplex* présentent une bonne tolérance aux conditions défavorables du milieu (Glenn et al, 1995) : en milieu synthétique liquide l'*Atriplex halimus* supporte des concentrations de chlorure de sodium voisines à celles de l'eau de mer (Glenn et al ,1995). Ils réduisent la salinité des sols (Anderson, 1993) en exportant d'importantes quantités de sel qui peuvent égaliser les 1100 Kg de NaCl en une année de culture par un hectare (Franclet et Le Houérou, 1971).

➤ Mise en valeur des sols pauvres

Les *Atriplex* sont les arbustes les mieux adaptées aux régions arides et aux sols pauvres. D'autre part, la couverture d'*Atriplex* accroît considérablement la perméabilité des sols et l'augmentation de drainage dans les horizons superficiels. Elle permet la reconstitution d'un tapis végétal herbacé (Benrebiha, 1987).

Les *Atriplex* permettent également de remettre en état de nombreux pâturages à flore et sols dégradés (Benrebiha, 1987). En Algérie les essais réalisés dans les régions de Djelfa et Boussaâda avec plusieurs espèces d'*Atriplex* dans le cadre du « barrage vert » ont donné des résultats satisfaisants (Benrebiha, 1987).

➤ Fixation des dunes

Ils sont utilisés avec efficacité pour la fixation des dunes, grâce à leur forme en touffe puisqu'ils peuvent atteindre les 3 m de diamètre et 3m de hauteur à cela s'ajoute leur pérennité (Edmond, 1963).

III.4. 3. Intérêt thérapeutique

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

III.5. *Atriplex halimus* L.

Arbuste à développement estival, peut atteindre 1 à 3 mètres, de diamètre de hauteur, port variable dressé ou étalé (Cherfaoui, 1987). Les feuilles sont alternées, nettement pétiolées, plus ou moins charnues, couvertes de poils vésiculeux blanchâtres, ovales et entières. Fleurs monoïques, inflorescences en panicules d'épis, valves fructifères cannelées à la base, de 0.3 à 0.4 cm sur 0.4 à 0.5 cm, réniformes ou plus ou moins deltoïdes. Floraison Mai-Décembre. Les graines sont entourées de 2 valves à bords denticulés (3 dents) de dimensions variant entre 5 et 7 mm. (Cherfaoui, 1987). (Figure 6).

III.5.1. Origine

L'origine de cette espèce n'est pas bien connue, certains auteurs présument qu'elle est native d'Afrique du Nord où elle est très abondante (Kinet *et al.*, 1998), selon ces mêmes auteurs, il paraît qu'elle tolère bien les conditions climatiques et pédologiques des régions arides et semi-arides comme la sécheresse et la salinité (Kinet *et al.*, 1998). D'autres estiment qu'elle est d'origine de l'Australie, et s'étend aux parties arides et semi-arides du monde (Osman et Ghassalie., 1997). C'est une espèce spontanée qui croît en bord de la mer sur le littoral de la Méditerranée, à l'intérieur de l'Algérie et de la Tunisie dans les sols un peu salés (Ozenda., 1977).

Dans l'Algérie, certaines espèces sont menacées de disparaître (Chamard., 1993), d'autres manifestent des mécanismes d'adaptation (Batanouny., 1993), c'est le cas des *atriplex* dans ces régions (Benabadji et Ghazlaoui., 2007). En Algérie, des essais ont été réalisés sur le cordon dunaire dans la région de Djelfa et Boussaâda avec plusieurs espèces d'*atriplex* semblent donner des résultats satisfaisants dans la fixation des dunes (Benrebiha., 1987).

Espèce originaire du nord-ouest Américain, on la trouve au Colorado, Utah, Wyoming, Nevada, New Mexico, Ouest du Texas et le Nord du Mexique (Maalem., 2002). Elle s'est largement propagée en Afrique du Nord et au Moyen-Orient. Elle est cultivée dans les étages humides et subhumides, semi arides et arides (H.C.D.S., 1996).

III.5.2. Systématique

D'après Linné Carl (1753), l'*Atriplex halimus* appartient à :

Règne	végétal
Embranchement :	Spermaphytes
Sous embranchement :	Angiospermes
Classe :	Dicotylédones
Sous classe :	préastéridées
Ordre :	Caryophyllades
Sous Ordre :	chénopodiales
Famille :	Amaranthacées
Genre :	<i>Atriplex</i> .
Espèce :	<i>Atriplexhalimus L.</i>

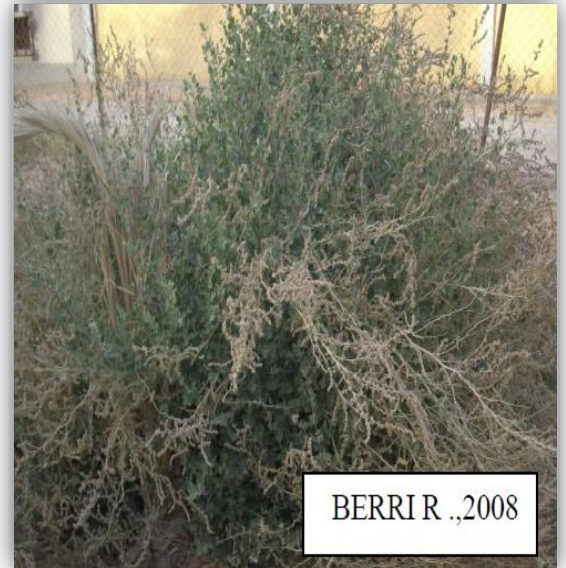


Fig.6: *Atriplex halimus*L.

Atriplex halimus est divisé en deux sous espèces (Franclet et Le Houérou, 1971) :

- *Atriplex halimus* Subp *halimus*: généralement plus feuillée se rencontre sur les zones du littoral semi-aride à humide.
- *Atriplex halimus* Sub *pschweifurthi* : rameaux florifères dépourvus de feuilles ; c'est une espèce des zones arides et désertiques.

III.6. *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt

C'est un arbuste buissonneux de 1 à 3 m de hauteur forme une touffe, peut atteindre 3 m de diamètre avec proportion importante de biomasse lignifiée, les feuilles de couleur vert grisâtre, entières alternées, et courtement pétiolées de 3 à 5 m de long et de 0,3 à 0,5 cm de large, les inflorescences sont dioïques, les valves fructifères ont 4 ailes à bord denticulés de 10 à 20 mm dimension (Franclet et Le Houérou, 1971).

III.6.1. Origine

L'air d'origine d'*Atriplex canescens* s'étend du Mexique central au Canada (Amérique du nord). Espèce originaire du nord et Ouest américain, on la trouve au Colorado, Utah, Wyoming, Nevada, New Mexico, Ouest du Texas et le Nord du Mexique. Elle est introduite en Afrique du nord à partir des états unis (Nouveau Mexique, Arizona), et à partir de la Tunisie vers l'Algérie pour être utilisée dans les projets de fixation des dunes (Gougue, 2005) (Figure 7).

III.6.2. Systématique de l'espèce

D'après LinnéCarl (1753), 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	Chénopodiacées (Amaranthaceae)
Genre et espèce	<i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt.



Fig.7 : *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt.

III.7. L'utilisation des atriplex en phytoremédiation

Plusieurs *Atriplex* sp. ont des caractéristiques excellentes qui contribuent beaucoup à la réduction de l'érosion éolienne et hydrique du sol par la structure de son système racinaire (Grantzet *al.*, 1998), et par leur port rampant et marcottant naturellement (Dutuit., 1999). Certains estiment qu'elle pourrait contribuer à la désalinisation des sols, dans les régions arides (Dassarma et Arora., 2001).

De même, les espèces d'*Atriplex* annuelles sont connues pour contenir de fortes teneurs en fer, en manganèse, en aluminium et en molybdène (Voorhees *et al.*, 1991), ainsi que le sélénium en grandes quantités, dans ce dernier cas, la plante pourrait être capable d'en assurer la volatilisation (Vickerman *et al.*, 2002).



Partie II

*Etude comparative de la réponse
d'*Atriplex halimus* et *Atriplex canescens*
vis-à-vis au stress métallique*

II.1. Réponse biochimique de l'*Atriplex halimus*L. et d'*Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. au stress métallique de plomb

Dans ce chapitre, on fait une comparaison de la réponse de deux espèces d'*Atriplex* : *Atriplex halimus* L. et *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt, sous l'effet de trois doses de plomb (0, 5000 et 10000 ppm), à travers l'analyse des composés biochimiques et leurs variations au niveau des parties aériennes et souterraines de ces deux espèces. Voir tableau 06.

Tableau 06 : Doses des métaux lourds appliquées.

Espèce	Doses du plomb	Paramètres étudiés	
<i>Atriplex halimus</i> L.	0 ppm 5000 ppm	chlorophylle	
		sucres solubles	
		proline	
<i>Atriplex canescens</i> (Pursh) Nutt.	10000 ppm	Eléments minéraux	K ⁺
			Na ⁺
		Dosage de Pb	

II.2.1. Teneur en chlorophylle a, b et totale des feuilles de l'*Atriplex halimus* et *Atriplex canescens* stressée par le plomb







Les résultats obtenus (tableau 7) montrent une diminution de la teneur en chlorophylle a, b et totale dans les feuilles des plantes de l'*Atriplex canescens* et *halimus* au fur et à mesure que les doses du plomb appliquées augmentent, dont les teneurs les plus élevées sont enregistrées chez les deux espèces en absence de plomb. Tandis que les teneurs de la chlorophylle a, b et totale les plus basses sont notées en présence du plomb et chez les plantes de l'*atriplex halimus* comparativement à l'*Atriplex canescens*.

La teneur en chlorophylle b de l'*Atriplex canescens* est largement supérieure que la chlorophylle a, où on a remarqué une augmentation de 50% de teneur en chl b par rapport à la chl a, Alors que chez les plantes de l'*atriplex halimus* la valeur de la chl b est légèrement supérieur à la teneur en chl a. Les valeurs de la teneur en chl totale de l'*atriplex canescens* sont plus élevées que les valeurs enregistrées chez l'*atriplex halimus*.

L'analyse statistique montre que l'effet du plomb sur la chlorophylle a et totale dans les feuilles de l'*atriplex canescens* est significatif, Alors que la chlorophylle b chez l'*atriplex*

canescens et la chl a, b et totale au niveau des feuilles de l'*atriplex halimus* sont non significatif.

Tableau 07 : Teneur en chl a, b et totale des feuilles des deux espèces d'*Atriplex* : *halimus* et *canescens* sous l'effet de plomb

Espèces Doses de Pb	<i>Atriplex canescens</i>			<i>Atriplex halimus L</i>		
	Chl a	Chl b	Chl t	Chl a	Chl b	Chl t
0 ppm	1.39	2.51	3.91	0,128	0,207	0,335
5000 ppm	1.26 *	2.39 ^{NS}	3.65 ^{NS}	0,126 ^{NS}	0,195 ^{NS}	0,321 ^{NS}
10000 ppm	1.16 ^{NS}	2.21 ^{NS}	3.38 ^{NS}	0,105 ^{NS}	0,17 ^{NS}	0,275 ^{NS}
Plomb						

II.2. Teneur en sucres solubles de l'*Atriplex canescens* et *Atriplex halimus* stressée au plomb





Les résultats trouvés (tableau 8) pour les plantes stressées au plomb à différentes concentrations révèlent une augmentation de sucres solubles dans les feuilles et les racines chez les deux espèces d'*atriplex*.

Les valeurs de sucres solubles les plus élevées sont enregistrées dans les feuilles et les racines d'*Atriplex halimus* en présence et en absence de plomb comparativement aux celles enregistrées chez l'*Atriplex canescens*.

Les teneurs obtenus en sucres solubles sont plus élevées dans les feuilles de la plante de l'*Atriplex canescens* que chez les racines, bien que les teneurs en sucres dans les racines de l'*atriplex halimus* restent plus élevés, mais ne semblent pas trop varier pour toutes les plantes sous tous les traitements.

L'analyse statistique des teneurs en sucres solubles enregistrées dans les feuilles et racines de l'*Atriplex canescens* sont hautement significatives, Alors que les valeurs des sucres solubles chez l'*Atriplex halimus* sont significatives au niveau des feuilles et des racines sous l'effet de tous les traitements au plomb.

Tableau 08 : Teneurs en sucres solubles dans les feuilles et les racines de l'*A. halimus* et *A. canescens*

Espèces Doses de Pb	<i>Atriplex canescens</i>		<i>Atriplex halimus L</i>	
	Feuilles	Racines	Feuilles	Racines
0 ppm	8.04	3.99	107	201
5000 ppm	17.28**	5.46 **	159.16 *	212 *
10000 ppm	20.77**	8.10 **	165.91 *	242 *
Plomb				

** hautement significatif

* significatif





II.3. Teneur en proline de l'*Atriplex canescens* et *Atriplex halimus* stressée au plomb

Les résultats enregistrés (tableau 9) montrent que le taux de la proline dans les feuilles et racines chez les deux espèces d'*Atriplex* augmente progressivement avec les doses croissantes du plomb appliquées dont chez les deux espèces et en présence de plomb, les valeurs de proline enregistrées au niveau de racines sont inférieures aux celles enregistrées dans les feuilles.

Pour les deux espèces et dans les feuilles des plantes stressées à 10000 ppm de Pb, la teneur en proline est d'environ deux fois plus que celle enregistrée dans les feuilles des plantes témoins.

L'analyse statistique montre que le plomb a un effet significatif sur l'accumulation de la proline dans les feuilles et les racines chez les deux espèces d'*Atriplex canescens* et l'*atriplex halimus*.

Tableau 09 : Teneurs en proline enregistrées chez les deux espèces d'*Atriplex* en absence et en présence de plomb

Espèces Doses de Pb	<i>Atriplex canescens</i>		<i>Atriplex halimus L</i>	
	Feuilles	Racines	Feuilles	Racines
0 ppm	7.4	7.9	7.1	5.90
5000 ppm	10.4*	8.0	11.0*	8.40*
10000 ppm	13.6*	11.14*	15.0*	9.75*
Plomb				

II.4. Teneur en Eléments minéraux de l'*Atriplex canescens* et *Atriplex halimus* stressée au plomb





II.4.1. Teneur en sodium de l'*A. canescens* et *A. halimus* stressée au plomb

Les résultats obtenus (Tableau 10) montrent une diminution de la teneur en sodium dans les feuilles et racines de l'*atriplex canescens* au fur et à mesure que les doses de plomb appliquées augmentent comparativement aux teneurs en sodium enregistrées dans les feuilles et racines d'*Atriplex halimus* où ils ont augmenté en présence de plomb. Chez les deux espèces, Les teneurs en sodium dans les racines des plantes sont inférieures par rapport aux celles enregistrées dans les feuilles.

Les teneurs en sodium les plus élevées sont enregistrées dans les feuilles d'*Atriplex halimus* stressées par le plomb dont la valeur la plus élevée est remarquée à 5000 ppm comparativement aux celles enregistrées au niveau des feuilles l'*atriplex canescens* où la valeur la plus basse est notée à 10000 ppm.

L'analyse statistique des résultats montre que le plomb a un effet significatif sur l'accumulation de sodium dans les feuilles de l'*atriplex canescens* alors que ce métal n'a aucun effet significatif sur les racines de cette espèce. Tandis que les résultats de l'accumulation de sodium dans de l'*atriplex halimus* révèle un effet significatif du plomb sur la présence de cet élément minéral dans les deux organes végétatifs de l'*atriplex halimus*.

Tableau 10 : Teneur en sodium dans les feuilles et racines de l'*Atriplex canescens* et *Atriplex halimus*





Espèces Doses de Pb	<i>Atriplex canescens</i>		<i>Atriplex halimus L</i>	
	Feuilles	Racines	Feuilles	Racines
0 ppm	46.74	12.32	56.18	9.84
5000 ppm	23.50*	7.50	70.67*	9.84
10000 ppm	17.40*	10.17	53.25	18.32*
Plomb				

II.4.2. Teneur en potassium de l'*Atriplex canescens* et *Atriplex halimus* stressée au plomb

Les résultats enregistrés (tableau 11) montrent que l'accumulation de potassium dans les feuilles et racines des plantes de l'*Atriplex canescens* et *atriplex halimus* augmente proportionnellement avec la concentration du plomb appliquée. Chez les deux espèces et en présence de plomb, le potassium s'accumule beaucoup plus dans les feuilles contrairement aux racines, ce qui dépasse le double de sa valeur. De plus, sous l'effet du stress métallique, On a enregistré une augmentation plus élevée des teneurs en potassium au niveau des feuilles et racines de la plante *Atriplex canescens* comparativement à l'*Atriplex halimus*.

L'analyse statistique indique un effet significatif du plomb sur l'accumulation du potassium dans les feuilles et racines chez les deux espèces : l'*atriplex canescens* et l'*atriplex halimus*.

Tableau 11 : Teneur en potassium dans les feuilles et racines de l'*Atriplex canescens* et *Atriplex halimus*

Espèces Doses de Pb	<i>Atriplex canescens</i>		<i>Atriplex halimus L</i>	
	Feuilles	Racines	Feuilles	Racines
0 ppm	116.20	35.60	65.92	25.06
5000 ppm	125.77*	54.00*	73.96*	36.66*
10000 ppm	132.40*	52.50*	81.99*	30.42*
Plomb				





II.5. Teneur en plomb dans les feuilles et racines de l'*Atriplex canescens* et *Atriplex halimus* tressée par le plomb

Les résultats obtenus (tableau 12) montrent une augmentation de la teneur en plomb dans les deux organes végétatifs (feuilles et racines) chez les deux espèces au fur et à mesure que les doses du plomb appliquées augmentent.

On remarque chez les deux espèces, l'accumulation du plomb dans les parties racinaires des plantes stressées au plomb est largement supérieure à celle des parties aériennes. De plus, on remarque que la plante l'*atriplex canescens* a une capacité d'accumulation plus élevée comparativement à l'*atriplex halimus*.

Les analyses statistiques indiquent que l'accumulation de Plomb est significative dans les feuilles et racines de l'*Atriplex canescens* et l'*Atriplex halimus*.

Tableau 12 : Teneur en plomb dans les feuilles et racines de l'*Atriplex canescens* et *Atriplex halimus*

Espèces / Doses de Pb	<i>Atriplex canescens</i>		<i>Atriplex halimus L</i>	
	Feuilles	Racines	Feuilles	Racines
0 ppm	0	0	0	0
5000 ppm	0.69	1.56	0,522	1,097
10000 ppm	0.807	2.225	0,941	1,635
Plomb				



Partie II

Chapitre II : Discussion générale

II.1. Effet du plomb sur paramètres biochimiques de l'*Atriplex*

L'*Atriplex*, qui constitue une espèce clé dans les zones de pâturages, doit sa survie à ses aptitudes endogènes grâce auxquelles elle s'établit et se fixe dans ces mêmes zones à fortes contraintes environnementales (Zidane *et al.*, 2010 ; Benaradj *et al.*, 2014).

II.1.1. Effet de plomb sur la teneur en chlorophylle de l'*Atriplex*

La teneur en pigments chlorophylliens est souvent utilisée pour évaluer l'impact de nombreux stress environnementaux. Selon les résultats obtenus de Babou., (2014) et Khedim (2019) la présence du plomb provoque une diminution de la teneur en chlorophylle (chl a, chl b et chl t) chez les deux espèces : *Atriplex canescens* et *Atriplex halimus* exposées à différentes concentrations en plomb (5000 et 10000 ppm) par rapport aux témoins. Les mêmes résultats ont été obtenus chez le radis (*Raphanus sativus* L.) cultivés dans des sols pollués par le plomb (Gopal et Rizvi, 2008 ; Biteur *et al.*, 2011) le maïs, *Chlorella vulgaris* et *Pfaffia glomerata* (Ghani *et al.*, 2010 ; Bajguz, 2011 ; Gupta *et al.*, 2011).

L'exposition au Pb conduit à une forte inhibition de la photosynthèse, du rendement photosynthétique, et à une limitation du taux d'assimilation de CO₂. Cette inhibition s'explique par la diminution des teneurs en chlorophylles et en caroténoïdes généralement constatée (Kosobrukhov *et al.*, 2004. Irfan Qureshi *et al.*, 2005 ; Gopal et Rizvi, 2008).

Au niveau physiologique une exposition au plomb entraîne de nombreuses perturbations dans les parties aériennes, en particulier l'appareil photosynthétique (Seregin et Ivanov, 2001 ; Sharma et Dubey, 2005). Plusieurs travaux montrent que le plomb a une influence sur la réduction de la teneur en pigments chlorophylliens. Ceci pourrait être attribué d'une part, au stress oxydatif qui provoque l'inhibition de l'acide aminolévuliniquedéshydratase (ALAD), une enzyme importante dans la biosynthèse de la chlorophylle (Pereira *et al.*, 2006) et d'autre part, le plomb peut agir directement sur le transport des électrons et des enzymes du cycle de Calvin (en particulier la Rubisco) et indirectement induit une diminution de la teneur en chlorophylle (Chatterjee et Chatterjee, 2000).

Le plomb, en induisant une fermeture des stomates, limite considérablement les flux gazeux entre les feuilles et le milieu extérieur. Cette limitation du flux de CO₂ entrant est considérée comme la cause principale de la forte réduction de la fixation du CO₂ (Bazzaz *et al.*, 1975 ; Parys *et al.*, 1998). Les ions du plomb peuvent aussi être la cause principale de la détérioration de la structure et de la composition des thylakoïdes et des chloroplastes, ce qui a pour effet d'altérer les photosystèmes (Yruela, 2005).

II.1.2. Effet de plomb sur la teneur en sucres solubles de l'*Atriplex*

Les résultats obtenus de Babou., (2014) et Khedim (2019) montrent que la présence du plomb dans le sol affecte directement l'*Atriplex (canescens et halimus)* en se traduisant par une augmentation de la synthèse des sucres solubles au niveau de leurs feuilles et racines par rapport aux plantes témoins dont cette augmentation est plus importante dans les feuilles comparativement aux racines chez l'*Atriplex canescens* et le contraire chez l'*Atriplex halimus*. Ceci s'accorde avec les travaux de belarbi (2018) et Bennabi (2005) qui rapportent une augmentation des sucres solubles chez l'*atriplex halimus* stressée par le plomb.

L'accumulation des sucres solubles est parmi les phénomènes les plus observés dans la réponse de stress, Costa et Spitz (1997) puis Dubey et Singh (1999) suggèrent que cette accumulation de glucide soluble a été rapportée en réponse à différents stressés environnementaux et particulièrement les métaux, stratégie adoptée par les plantes afin de résister aux contraintes du milieu Bajji *et al* (1998), El Midaoui *et al* (2007).

II.1.3. Effet de plomb sur la teneur en proline de l'*Atriplex*

Les résultats obtenus (Babou , 2014) montrent que la teneur en proline dans les feuilles et racines chez les plantes stressées par le plomb (*A.canescens* et *A. halimus*)augmente proportionnellement avec les doses de plomb appliquées dont cette augmentation est plus élevée dans les feuilles que dans les racines chez les deux espèces. Ces résultats sontcorroborés avec ceux de Flagella *et al.* (2006), qui rapporte que l'apport d'acétate de plomb induit une augmentation importante en proline chez le radis (*Raphanus sativus*). Ainsi que 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 halimuss* (Bouزيد, 2009) et chez *Brassicajuncea* (Irfan *et al.*, 2014).

L'accumulation de la proline est un résultat de l'inhibition de son oxydation (Flagella*et al.*, 2006), l'augmentation du catabolisme des protéines et/ou une synthèse de nouveau de cet acide aminé (Ben khaled *et al.*, 2003 ; Djeddi, 2006). Selon Hassani *et al.* (2008),

cette accumulation permet la protection de la membrane cellulaire et participe à l'ajustement osmotique, chélation et détoxification des métaux, protection des enzymes, régulation de l'acidité cytosolique, stabilisation de la machinerie de la synthèse protéique et piégeage des espèces réactives de l'oxygène (Sharmila et Pardha Saradhi, 2002).

Effet de plomb sur la teneur en éléments minéraux de l'*Atriplex*

II.1.4. Effet de plomb sur la teneur en sodium de l'*Atriplex*

Les résultats trouvés (Babou, 2014) montrent une augmentation du taux du sodium chez l'*Atriplex halimus* comparativement l'*Atriplex canescens* à en fonction des doses de plomb appliquées dont l'accumulation de sodium est plus importante dans les feuilles que dans les racines chez les deux espèces d'*Atriplex* stressées par le plomb.

Ces résultats sont en accord avec Azzouz (2011) qui a enregistré une accumulation de sodium sous le nitrate de plomb pour les feuilles et les racines de l'*Atriplex halimus* et dans les feuilles de la fève. Ainsi que Maneva *et al.* (2013) trouvent aussi une augmentation de l'accumulation de sodium sous le nitrate de plomb chez la tomate (*Lycopersicon esculentum Mill.*). Une accumulation importante de sodium est signalée chez l'*Atriplex halimus* au niveau foliaire sous une combinaison du sel et du plomb, alors que le contraire est enregistré pour les racines (Ghellai., 2013). Pour l'*Atriplex canescens*, notre résultat montre une diminution du Na^+ dans les feuilles et les racines alors qu'Azzouz (2011) rapporte cette réduction du cation seulement dans les racines de la fève (*Vicia faba L.*) sous l'effet de plomb. Les mêmes observations sont rapportées, chez le blé (Khizar *et al.*, 2013 ; Lamhamdi *et al.*, 2013), l'épinard (Lamhamdi *et al.*, 2013), et chez l'*Atriplex canescens* sous l'action combinée du sel et du plomb (Ghellai., 2013).

II.1.5. Effet de plomb sur la teneur en potassium l'*Atriplex*

Les résultats obtenus (Babou, 2014) enregistrent une augmentation en potassium dans les feuilles et racines des plantes d'*Atriplex* sous l'effet de plomb, dont l'accumulation de potassium est plus importante dans les feuilles que dans les racines chez les deux espèces d'*Atriplex*. Ces résultats sont confirmés d'ailleurs par les résultats d'Azza et Mazher (2006) chez *Leuceana leucocephala* et chez la tomate (*Lycopersicon esculentum Mill.*) par Maneva *et al.*, 2013. Kibria *et al.* (2009) rapportent les mêmes observations chez les feuilles et les racines d'*Amaranthus oleracea L.* et les racines d'*Amaranthus gangeticus L.*

II.1.6. Teneur totale en plomb l'*Atriplex*

Les résultats obtenus par Ouini (2012) montrent une augmentation de la teneur de plomb accumulée par les plantes d'*Atriplex* stressées au fur et à mesure que les doses de plomb appliquées augmentent, dont l'accumulation de ce métal est plus importante au niveau des racines que des feuilles chez d'*Atriplex canescens* par rapport à l'*Atriplex halimus*.

Les teneurs en Pb enregistrées dans les parties aériennes reflètent les concentrations moins importantes par rapport aux racines des plantes d'*Atriplex*. La majorité du Pb absorbé par les plantes persiste dans les racines et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes de la plante (Huang et Cunningham, 1996 ; Huang *et al.*, 1997), soulignant une faible mobilité du plomb des racines vers les parties aériennes et donc une immobilisation dans les racines (Yoon *et al.*, 2006). Ceci peut être due à son affinité pour les structures végétales de la surface racinaire et/ou à une accumulation du plomb dans l'apoplasme jusqu'au blocage par la bande casparienne (Seregin et Ivaniov, 1997 ; Verma et Dubey, 2003).

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).

A horizontal orange scroll graphic with rounded ends and a slight shadow, containing the text 'Conclusion générale'.

Conclusion générale

Le présent travail, a permis d'étudier les variations de quelques paramètres biochimiques comme les teneurs en chlorophylles, en sucres solubles, en proline, en sodium, en potassium ainsi le dosage de plomb dans les feuilles et racines des plantes de deux espèces d'*Atriplex* : *Atriplex canescens* et *Atriplex halimus* cultivées dans des substrats sableux enrichis par le plomb.

La réponse biochimique des plantes d'*atriplex* vis-à-vis au stress due au plomb par des doses croissantes, aboutit aux résultats suivants :


- Une diminution de la teneur en pigments chlorophylliens chez les deux espèces d'*Atriplex* avec l'augmentation de la concentration de plomb appliquée, dont la diminution est plus importante chez l'*Atriplex halimus* comparativement à l'*Atriplex canescens*. Toutes ces modifications remarquées pourraient être prises comme marqueurs biochimiques de toxicité de plomb sur les plantes.
- Les sucres solubles semblent également s'accumuler dans les tissus des plantes d'*atriplex* sous l'effet stressant du plomb. La présente étude a montré que chez les plantes d'*Atriplex canescens* traitées par plomb, les sucres s'accumulent davantage et à des concentrations élevées, au niveau des feuilles que des racines comparativement au l'*Atriplex halimus* dont l'accumulation des sucres est plus importante dans les racines que dans les feuilles.
- L'augmentation de la concentration de plomb induit une augmentation de la teneur en proline et en potassium dans les feuilles par rapport aux racines des plantes d'*Atriplex* (les deux espèces). L'accumulation de la proline est très importante chez l'*Atriplex halimus* stressée comparativement à l'*Atriplex canescens*, alors que cette dernière accumule plus de potassium dans ces organes végétatifs comparativement à l'*Atriplex halimus*.
- L'application de stress métallique (plomb) sur l'*Atriplex canescens* entraîne une accumulation moins importante du sodium dans les racines que dans les feuilles de cette espèce, alors que chez l'*Atriplex halimus*, elle induit une augmentation de cet élément minéral dans les feuilles plus que racines.

- Les plantes *d'Atriplex canescens* ont la capacité d'accumulation des concentrations élevées de plomb dans leurs racines par rapport aux plantes *d'Atriplex halimus*. Alors que les deux espèces *d'Atriplex* ont montré leur faible capacité de translocation de ce métal des racines vers les feuilles.

En conclusion, Les résultats trouvés suggèrent que les deux espèces *d'Atriplex* méritent d'être exploitées en vue de l'utiliser pour la dépollution des sols pollués par le plomb par les approches de la phytoremédiation, car elles possèdent des propriétés particulières de résistance naturelle à de nombreuses contraintes abiotique.

En perspective : Suite aux résultats que nous venons de décrire, nous pouvons proposer quelques orientations afin d'apporter de nouvelles informations sur les réponses des plantes *d'Atriplex* aux stress métalliques.

- Une expérimentation directe de *l'atriplex* sur des sols pollués par le plomb en Algérie dans des conditions naturelles permettrait d'étudier les capacités *d'Atriplex* à extraire le plomb présent dans le sol et les proposer comme une plante phytoremédiatrice afin de dépolluer et réhabiliter des sites pollués dans notre pays.
- Il serait indispensable de faire une étude génétique pour l'identification des gènes responsables de la tolérance au stress métallique dû au plomb.
- Une étude histologique ou anatomique au niveau racinaire et des tiges sera très intéressante pour savoir les lieux de stockage du plomb par la plante.
- Généralement les sols sont pollués par plusieurs métaux dans ce contexte, il serait souhaitable de faire d'autres études sur ces espèces sous diverses contraintes métalliques.



Références bibliographiques

A

- **Abreu, C.A., de Abreu, M.F., Andrade, J.C. (1998).** Distribution of lead in the soil profil evaluated by DTPA and Mehlich-3 solution. *Bragantia* 57, 185-882.
- **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, D.C. (2001).** Trace elements in terrestrial environments: Biochemistry, bioavailability and risks of metals. Springer-Verlag, New York.
- **Alloway B.J., 1995.** Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, London, 2ndEdition, 368 p.
- **Amrouche,, O , 2015.** Contribution à l'étude du stress métallique sur le Colza (*Brassica napus*) soumis à différentes doses de plomb : Approche expérimentale. Master 2 Protection de l'environnement. Université MOULOUD MAMMARI de Tizi Ouzou.
- **Anderson JA, Churchill GA, Autrique JE, Tanksley SD, Sorrells ME. 1993.** Optimizing parental selection for genetic linkage maps. *Genome*. 36 (1), 181-186.
- **AneelaK., 2013** - Effect of Heavy Metal Lead (Pb) Stress of Different Concentration on Wheat (*Triticum aestivum* L.). *Middle-East Journal of Scientific Research* 14 (2): 148-154.
- **Annane, H et Haynoussi, L. 2015.** La dépollution naturelle. Master 2 Géomatériaux et Environnement. Université Paris-Est Marne-La-Valée. **Ann-Peer W., Baxter I.R., Richards E.L., Freeman J.L et Murphy A.S., 2003.** Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Int J Phytorem*.5: 89-103
- **AnY J (2006).** "Assessment of comparative toxicities of lead and copper using plant assay." *Chemosphere* 62 : 1359-1365.
- **Azza A et Mazher M., 2006** - Reponse of *Leuceana leucocephala* Seedling Grown under lead pollution in sandy Soil. *World journal of agricultural sciences* 2(2): 217-222.

- **Azzouz F., 2011** - Effet de l'interaction plomb-salinité sur les réponses physiologiques et biochimiques d'une halophyte (*Atriplex halimus* L.) et d'une glycophyte (*Vicia faba* L.). Mémoire de magistère. P 65.

B

- **Babou FZ., 2014.** L'action du plomb sur les marqueurs de résistance d'*Atriplex halimus* L. et d'*Atriplex canescens* (Pursh) Nutt.. Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem. P 30.
- **Bajji, M., Kinet J.M et Lutts 1998.** Salt stress effects on roots and leaves of *Atriplex halimus* L. and their corresponding callus cultures plants science Vol.137,n°2pp.131-142.
- **Bajguz A (2011).** Suppression of *Chlorella vulgaris* growth by cadmium, lead, and copper stress and its restoration by endogenous brassinolide. Arch Environ Contam Toxicol.60: 406-416.
- **Baize D (1997).** "Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). "INRA Editions, Paris, 408 pp.
- **Baize, D, 2002.** Les éléments traces métalliques dans les sols. INRA éditions.
- **Baker AJM, McGrath SP, Reeves RD, Smith JAC (2000)** Metal hyper-accumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In N Terry, G Banuelos, eds, Phytoremediation of contaminated soil and water. Lewis Publishers CRC, Boca Raton, pp 85-107
- **Batanouny K H., 1993.** Eco physiology of halophytes and their traditional use in the Arab world. Advanced Course on halophyte utilization in Agriculture, 12 Sept., Agadir, Morocco.
- **Baumann A 1885.** Das Verhalten von Zinksalzen gegen Pflanzen und in Böden. Landwirt. Vers. Stn. 31, 1-53.
- **Bazzaz FA, Carlson RW, Rolfe GL (1975).** "Inhibition of Corn and Sunflower Photosynthesis by Lead." Physiologia Plantarum **34**: 326-329.
- **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'*Atriplex halimus* L à la salinité au stade de la germination, Sécheresse 15 : 331-335.
- **Benabadji N et Ghazlaoui B., 2007** - Contribution à l'étude phytoécologique des atriplexaies au nord de Tlemcen (Oranie-Ouest. Algérie). Laboratoire de gestion des écosystèmes, Département de Biologie, Faculté de science, Université Abou Bekr Belkaid, Tlemcen- Algérie.
- **Benaradj A., Mederbal K., Boucherit H., Lotmani. Aibout F. & Baghdadi D., 2014.** Les aires de mises en défends, mesures biologiques pour la lutte contre ladésertification dans la steppe sud- oranaise de Naama.3ième forum Nat. Agro-Vétérinaire, Tiaret, 13-15 Mai2014, Algérie.
- **Bendada, K. et Boulakradeche, M. W. (2011).** Optimisation des conditions de dosage par spectroscopie d'absorption atomique (SAAF et SAAET) : Application à la détermination de la pollution et de la bioaccumulation des métaux lourds. Mémoire : Université Houari Boumediene, 73 p.
- **Ben Khaled L., Morte Gómez A., Ouarraquel M et Oihabi A., 2003** – Réponses physiologiques et biochimiques du trèfle (*Trifolium alexandrinum* L.) à la double association Mycorhizes-Rhizobium sous une contrainte saline. INRA, EDP Sciences. Agronomie. 23 : 571–580.
- **Bennabi F. 2005.** Métabolisme glucidique et azote chez une halophyte (*Atriplex halimus* L.) stressée à la salinité. Mémoire de magistère en physiologie végétale, Université Es-Senia, Oran, P 136.
- **Benrebiha FZ. 1987.** Contribution à l'étude de la germination de quelques espèces d'*Atriplex* locales et introduites. Thèse de Magister. Univiversité d'Annaba, Algerie. P 119.
- **Berri R. 2009.** Contribution à la détermination de la biomasse consommable d'une halophyte *Atriplex*. Mémoire de Master. Université KASDI MERBAH-Ouargla-. P 16.
- **Bert v., deram A. (1999).** Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes.
- **Bert, V., Macnair, M.R., de Laguérie, P., Saumitou-Laprade, P. et Petit, D., 2000.** Zinc tolerance and accumulation in metallicolous and non metallicolous populations of *Arabidopsis halleri* (Brassicaceae). New Phytol., Vol. 146: 225– 233.

- **Biteur N, Aoues A, Kharoubi A et Slimani N (2011).** "Oxidative stress induction by lead in leaves of Radish (*Raphanus sativus*) seedlings". Not Sci Biol 3: 93-99.
- **Black H. 1995.** Absorbing possibilities: Phytoremediation. *Environ. Health Perspect.* **103**,1106-1108.
- **Blaylock MJ, Salt DE, Dushenkov S, Zakharova O, Gussman C. 1997.** Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents; Environmental Science and Technology. 31, 860-65.
- **Bouziid Nedjimia, Youcef D.2009.** Cadmium accumulation in *Atriplex halimus subsp. Schweini furthii* and its influence on growth, proline, root hydraulic conductivity and nutrient uptake. *Flora.*, 204,316-324.
- **Briat JF., Lebrun M., 1999.** Plant responses to metal toxicity. Plant Biology and Pathology, Académie des Sciences, Elsevier, Paris, 322: 43-54.
- **Brooks, R.R., 1998.** Plants that hyperaccumulate Heavy Metals. (ed.) CAB International, Wallingford, UK, 380 p.
- **Brunet J, Reppelin A, Varrault G, Terryn N et Zuily-Fodil Y. (2008).** "Lead accumulation in the roots of grass pea (*Lathyrus sativus L.*) ". C.R. Biologies **331**: 859-864.
- **Byers HG (1935)** Selenium occurrence in certain soils in the United States, with a discussion of the related topics. U.S. Department of Agriculture Technical Bulletin 482: 147.

C

- **Casas S., 2005.** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *Mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat : Océanologie biologique, Environnement marin. Université du sud Toulon Var, 363 p.
- **Cecchi M. (2008).** Devenir du plomb dans le système sol- plante. Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate). Thèse de doctorat, Institut National Polytechnique de Toulouse. 215 : 12-35.
- **Cecchi M (2008).** "Devenir du plomb dans le système Sol-Plante : Cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate)." Thèse de doctorat. Institut National Polytechnique de Toulouse.226P.

- **Cenkci, S, HakkiCigerci I, Yildiz, M Özay C, Bozdog A, and Terzi H., (2010).** Lead contamination reduces chlorophyll biosynthesis and genomic template stability in Brassica rapa L. *Environ. Exp. Bot.* 67, 467-473
- **Chatterjee J et Chatterjee C (2003).** Management of phytotoxicity of cobalt in tomato by chemical measures. *Plant Science* 64: 793-801.
- **Cunningham SD, 1995.** Phytoremediation of contaminated soils. *Trends Biotechnol.* 13 : 393-397.
- **Cunningham S.D., Berti W.R., Huang J.W. (1995)** Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology* 13: 393-397
- **Cunningham SD, Berti WR. 2000.** Phytoextraction and phytostabilization: technical, economic, and regulatory considerations of the soil-lead issue. In: N Terry, G Bañuelos (eds.) *Phytoremediation of Contaminated Soils and Waters.* CRC Press LLC, Boca Raton, FL, USA, 359-375.
- Chamard P., 1993 - Environnement et développement. Références particulières aux états sahéliens membres du CCILS. *Rev. Sécheresse*, 4, p.
- **Chaney RL, Malik M, Brown SL, Brewer EP, Angle JS, Baker AJM. 1997.** Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology.* 8, 279-284.
- **Chatterjee, C., Dube, B. K., Sinha, P. & Srivastava, P., (2004).** Detrimental effects of lead phytotoxicity on growth, yield and metabolism of rice. *Soil Science and Plant Analysis*, 35, 255-265.
- **Chaudhry T.M., Hayes W.J., Khan A.G et Khoo C.S. (1998).** Phytoremediation focusing on accumulator plants that remediate metal-contaminated soils. *Aust J Ecotoxicol.* 4: 37-51.
- **Cherfaoui, A. EL., 1987.** Contribution à l'étude comparative de la germination des semences de quelque *Atriplex* de provenance Djalfa, thèse de magistère. P 65.
- **Chuang MC., Shu GY., Liu JC., 1996.** Solubility of heavy metal in a contaminated soil : effects of redox potential and pH. *Water, Air and Soil Pollution* 34: 543-556.
- **Costa G et Spitz E., 1997.** Influence of cadmium on soluble carbohydrate, free amino acids, protein content of in vitro cultured *Lupinus albus*. *Plant Sci.* 128: 131-140.
- **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.

D

- **Dalenberg JW et Van Driel W (1990).**"Contribution of atmospheric deposition to heavy metal concentrations in field crops." Netherlands journal of agricultural science 38: 369-379.
- **Das sarma S et Arora P., 2001** - Halophyls. Encyclopedia of life science. 1- 9.
- **Dechamp c., meerts P. (2003)**,«La phytoremediation : Panacee pour l'environnementou menace pour la biodiversité », Les Naturalistes belges, n°82, pp. 135-148.Delacroix 2006a l'idée de peindre un tableau sur ce thème qu'il. 364-369 ; EdinaBernard, Pierre Cabanne, Janic Durand et Gérard Legrand, Histoire de l'Art du MoyenÂge à nos jours, Paris, Larousse, 947 p.
- **De Feo V, Senatore F. 1993.** Medicinal plants and phytotherapy in the Amalfitan Coast, Salerno Province, Campania, Southern Italy. Journal of Ethnopharmacology, 39: 39–51.
- **Djeddi H., 2006** - Utilisation des eaux d'une station d'épuration pour l'irrigation desessences forestières urbaines. Mémoire de Magistère. Laboratoire d'Ecologie végétale. Université Mentouri Constantine. P 92.
- **Donisa C., Mocanu R., Steinnes E., Vasu E. (2000).** Heavy Metal Pollution by Atmospheric Transport in Natural Soils from the Northern Part of Eastern Carpathians. Water, Air & Soil Pollution, n° 120(3-4), p. 347-358.
- **Dubey et Singh 1999.**Salinity induces accumulation of soluble sugars and alters the activityof sugar métabolizing enzymes in rice plants. Biol Plant 42.233-232.
- **Dushenkov V, Kumar PBAN, Motto H, Raskin I. 1995.** Rhizofiltration: The use of plants to remove heavy metals from aqueous streams. *Environmental Science Technology*. **29**, 1239-45.
- **Dutuit P, Pourrat Y, Dodeman VL. 1991.** Stratégie d'implantation d'un système d'espèces adaptées aux conditions d'aridité du pourtour méditerranéen. In : L'amélioration des plantes pour l'adaptation aux milieux arides. *John Libbey Eurotext*. P 491.
- **Dutuit P., 1999** - Etude de la diversité biologique d'*Atriplex halimus* pour le repérage in vitro et in vitro d'individus résistants à des conditions extrêmes du milieu. Université de Paris-Sud published by.CTA.

E

- **Edmand. 1963.** Effects of treading perennial ryegrass (*Tolium perenne* L.) and white clover (*Trifolium repens* L.) pasture in winter and summer at two soil moisture levels. New Zealand Journal of Agricultural Research. 6, 265-276.
- **El Midaoui M., Benbella M., Ait Houssa A., Ibez M., Talouizte A (2007) :** Contribution à l'étude de quelques mécanismes d'adaptation à la salinité chez le tournesol cultivé. Revue HTE n° 136, pp.29-34.
- **El-Shatnawi MJ, Mohawesh Y. 2000.** Seasonal chemical composition of saltbush in semi-arid grassland of Jordan. *Journal of Range Management.* 53, 211-214.
- **EPA 2000.** Introduction to phytoremediation. Washington: U.S. Environmental Protection Agency. EPA/600/R-99/107.
- **Etats-Unis. United States Environmental Protection Agency (EPA) (2012).** A Citizen's to Phytoremediation. 2p (EPA 542-F-12-016).
- **Evans LJ., 1989.** Chemistry of metal retention by soils. Environmental Science and technology 23: 1046-1056.

F

- **Forget D. (2004).** Réhabilitation des sols. In ETS. Ecole de technologie supérieure (ETS). https://cours.etsmtl.ca/ctn626/innov_fiche_cemrs_200409_fr.pdf (page consultée le 20 février 2013).
- **Francllet A, Lehouerou HN. 1971.** Les *Atriplex* en Tunisie et en Afrique du Nord. Doc.F.A.O. Rome. P 189.

G

- **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 Biology.* 33, 357 - 366.
- **Gadd J.M (2000).** Phytoremediation of toxic metals: using plants to clean up the environment. Raskin. I and Ensley.B.D., John Wiley & Sons, New York, P 304.

- **Garbisu C, Alkorta I.2001.** Phytoextraction: A cost effective plant-based technology for theremoval of metals from the environment. *Bioresource Technology*.**77(3)**, 229-236.
- **Garnier R (2004).** Toxicité du plomb et de ses dérivés [En ligne]. 2005, 2,67-88.Disponible à l'adresse : <http://infoterre.brgm.fr/rapports/RP-54417-FR.pdf> [Consulté le 04-04-2014].
- **Ghani A, Shah AU et Akhtar U (2010).** Effect of lead toxicity on growth, chlorophyll and lead (Pb+2) contents of two varieties of maize (*Zea mays L.*). *Pak J Nutr.* 9(9): 887-891.
- **Ghosh M. et Singh S.P., 2005:** A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of its byproducts. *Appl. Ecol. Environ. Res.* 3: 1-18.
- **GLENN E.P., HICKS N., RIPLEY J., SWINGLE S., 1995.** Sea water irrigation of halophytes for animal feed. In: Choukr-Allah R, Malcolm CV, Hamdi A., eds. halophytes and biosaline agriculture. New York, Basel, Hong Kong, p.221-236.
- **Gobat J. M., Aragno M. et Matthey W., 1998.** Le sol vivant. Bases de pédologie, biologie des sols, Presses polytechniques et universitaires romandes, vol 14, coll. gérer l'environnement, 592pp.
- **Gopal R et Rizvi AH (2008).** Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere.* 70 : 1539-1544.
- **Gougue – A, 2005-** Impact de la salinité sur la germination et la croissance des halophytes, mémoire de d'ingénieur en agronomie pastorale. Ed université de Djelfa, 75 p.
- **Grantz D A., Vaughn D L., Farber R J., Kim B et Ashbaug H., 1998 -** Transplanting native plants to revegetate abandoned farmland in the western Mojave Desert. *J. Environm. Qual.* 27, 960-967.
- **Gupta DK, Nicoloso FT, Schetinger MR, Rossato LV, Huang HG, Srivastava SetYang XE (2011).** Lead induced responses of *Pfaffia glomerata*, an economically important Brazilian medicinal plant, under in vitro culture conditions. *Bull Environ Contam Toxicol.* 86 :272-277.

H

- **Haddioui, A., et Baaziz, M., 2001.** Genetic diversity of natural population of *Atriplex halimus L.* in morocco: An isoenzyme-based overview. *Euphytica*.**121**:99-106.

- **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.
- **Hassani A., Dellal A., Belkhodja M et Kaid- Harche M., 2008** - Effet de la Salinitésur l'eau et certains osmolytes chez l'orge (*Hordeum vulgare L.*). *European Journalof scientific Research* Vol. 23n°.1. PP. 61-69.
- **Hernández-Ochoa I, García-Vargas G, López-Carrillo L, et al (2005)** Low lead environmental exposure alters semen quality and sperm chromatin condensation in northern Mexico. *Reprod Toxicol* 20:221–228. doi: 10.1016/j.reprotox.2005.01.007.
- **Henry J.R.** (2000) An overview of the phytoremediation of lead and mercury. US-EPA, 51p.
- **H.C.D.S.** 1996. Notice bibliographique sur quelques plantes fourragères et pastorales. Haut-commissariat du développement de la steppe. P 15.
- **Hinsinger P., Schneider A., Dufey J.E., 2005.**Le sol : ressource en nutriments et biodisponibilité. In « Sols et Environnement », Dunod (ed), Paris, 285-305.
- **Hovman MF, Nielsen SP et Johensen I (2009).** Root uptake of lead by norway spruce grown on Pb spiked soils. *Environ Poll* 157: 404-409.
- **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.
- **Huynh, T. (2009).** Impact des métaux lourds sur l'interaction plantes/ver de terre/microflore tellurique. *Thèse* de Doctorat. Université de Paris Est. 151p.

I

- **Interstate Technology et Regulatory Cooperation Work Group (ITRC), (2001).** Emerging technologies for the remediation of metals in soils. Washington, D, C., ITRC and phytotechnologies Teams, 124p.PHYTO-2.
- **Irfan Qureshi M, M Israr, MZ Abdin and M Iqbal (2005).** "Responses of *Artemisia annua L.* to leadand salt-induced oxidative stress." *Environmental and Experimental Botany*53(2): 185-193.

- **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.
- **Islam E, D Liu, T Li, X Yang, X Jin, Q Mahmood, S Tian et J Li. (2008).** "Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtziaargyi*." *Journal of Hazardous Materials* In Press, Corrected Proof.

J

- **Jarup L (2003)** Hazards of heavy metal contamination. *Br Med Bull* 68:167–182. doi: 10.1093/bmb/ldg032.
- **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.
- **Jopony M and SD Young (1994).** "The solid solution equilibria of lead and cadmium in polluted soils." *European Journal of Soil Science* 45(1): 59-70.

K

- **Kabata-Pendias A., Pendias H., 1992.** Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, 2nd Edition, 209 p.
- **Kabata-Pendias A, Pendias K. 2001.** Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press. Boca Raton, USA.
- **Kambouche N, Merah B, Derdour A, Bellahouel S, Younos C, Soulimani R. 2011.** Activité antihyperglycémiant d'un stérol β -sitoglycoside isolé de la plante *Anabasis articulata* (Forssk) Moq *Phytothérapie*. 9, 2–6.
- **Karimi N., Khanahmadi M et Moradi B., 2012 -** Accumulation and Phytotoxicity of Lead in *Cynara scolymus*. *Indian Journal of Science and Technology*. Vol: 5 (11).
- **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.
- **Kessler JJ. 1990.** *Atriplex* forage as a dry season supplémentation feed for sheep in the Montané Plains of the Yemen Arab Republic. *Journal of Arid Environments*. 19, 225-234.

- **Khedim I., 2019.** Phytoremédiation par l’Atriplex planté dans des sols enrichis en cuivre, zinc, plomb et cadmium. Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem. P 60.
- **Khizar H B., Sehrish A., Khalid N., Khalid H., Ejaz H S., Raja U S., Aqsa T et Ghellai M., 2013** - Action combinée de la salinité et du plomb sur les réponses physiologiques des atriplex. Mémoire de Magistère. Labo d’écophysiologie végétale. Université Es-sénia. Oran.
- **Kibria M G., Islam M et Osman K T., 2009** - Effects of lead on growth and mineralnutrition of *Amaranthus gangeticus* L. et *Amaranthus oleracea* L. University ofChittagong, Bangladesh. *Soil & Environ.* 28(1): 1-6.
- Kinet J M., Benrebiha E., Bouzid S., Laihacar S et Dutuit P., 1998 - Le réseau atriplexou comment allier biotechnologies et écologie pour une sécurité alimentaire accrue enrégions semi arides et arides. *Cahiers d’Ariculture.* 7 (6): 505-509.
- **KopittkePM., Colin JA., Kopittke RA., Menzies NW., (2007).** Toxic effects of Pb²⁺ on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environmental Pollution*, in press.
- **Kosobrukhov A, I Knyazeva and V Mudrik (2004).** "Plantago major plants responses to increasecontent of lead in soil: Growth and photosynthesis." *Plant Growth Regulation* 42: 145 151.
- **Kupper H., Kupper F., Spiller M., 1996.** Environmental relevance of heavy metal substituted chlorophylls using the example of water plants. *Journal of Experimental Botany* 47: 259-266.
- **Kurlaze, G.V. (2007).** *Environnemental Microbiology Research Trends.* Nov. Scien. Publ. Inc. pp: 239-245.

L

- **Lamhamdi M., El Galiou O., Bakrim A., Nóvoa-Muñoz J C., Arias-Estévezb M et Aaraba A., 2013** - Effect of lead stress on mineral content and growth of wheat (*Triticum aestivum* L.) and spinach (*Spinacia oleracea* L.) seedlings. *Rene Lafont Saudi Journal of Biological Sciences* 20, 29–36.
- **Lamy, I. (2002).** Réactivité des matières organiques des sols vis-à-vis des métaux. *Journées nationales de l’étude des sols.* p 22.

- **Le Floch E. 1989.** Plantation d'arbustes fourragers. Bilan préliminaire de 30 mars de pastoralisme. RAB/ 84/025. F.A.O. p 240.
- **Le Houérou H. N. 1980.** Background and justification. In: H.N. Le Houérou (ed.). "Browse in Africa. The current state of knowledge". International Livestock Center for Africa, Addis Abeba (Ethiopia): p 491.
- **Le Houerou HN. 1992.** The rôle of saltbushes (*Atriplex sp.*) in arid land réhabilitation in the Mediterranean Basin: a review. *Agroforestry Systems*. 18, 107-148.
- **Le Houérou H.N et Pontanier. (1988).** Les plantations sylvopastorales dans la zone aride de tunisie .Rev : Pastoralisme et développement ,Montpellier .PP :16-23 .
- **LeHouérou H.N. (1992).** The role of salt bushe (*Atriplex spp.*) in arid lanrehabilitation in the: OsmondC.B.,Bjorkman O.,et Andarson D.J ,(1980)physiological process in plant ecology.Toward a semi-arid lands . Ed. Academic press .INC, NewYourk. (U.S.A) P :601-642
- **Li LY., Li RS., 2000.** The role of clay minerals and the effects of H⁺ ions on removal of Heavy metals (Pb²⁺) from contaminated soils. *Canadian Journal of Geotechnology* 37 (2): 296-307.
- Linné Carl (1753), " *Atriplex* «, espèces *Plantarum*, 2, Lars Salvius / biodiversité du patrimoine Bibliothèque, pp. 1052-1054.
- **Liu D, Jiang W, Liu C,Xin C, HouW (2000).**"Uptakeand accumulation of lead by roots, hypocotyls and shoots of Indian mustard[*Brassica juncea (L.)*]." *Bioresource Technology*71: 273-277.
- **Liu D, Zou J, Meng Q, Zou J et Jiang W (2009).** Uptake and accumulation andoxidative stress in garlic (*Allium sativum L.*) under lead phytotoxicity. *Ecotoxicol.* 18:134143.
- **Lotmani B, Mesnoua M. 2011.** Effects of copper stress on antioxidative enzymes, chlorophyll and protein content in *Atriplex halimus*. *African Journal of Biotechnology*. **10(50)**, 10143-10148.
- **Seregin I.V., Ivanov V.B., (2001).** Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russ. J. Plant Physiol.*, 48, 523-544.
- **Loué A., (1993).** Oligo-éléments en agriculture.2. Paris Nathan.

M

- **Maalem S., 2002.** Etude écophysio­logique de trois espèces halophytes du genre *atriple x*(*A. canescens*, *A. halimus* et *A. nummularia*) soumises à l'en­graissement phosphaté.Mémoire de Magistère en Physiologie Végétale et Applications Biotechnologiques. Université Baji Mokhtar, Annaba, Algérie, 76p.
- **Mâalem, S., (2011).**Étude de l'impact des interactions entre le phosphore et le chlorure de sodium sur trois espèces végétal halophytes du genre *Atriplex* (*A. Halimus**A. Nummularia* *A. canescence*). Thèse Doctorat. Université Baji Mokhtar, Annaba. P :100.
- **Maire R. 1962.** Flore de l'Afrique du Nord. Vol VI I. Ed Paul Le Chevalier. Paris, p 81.
- **Maizi N., 2013.**caractérisation de la pollution plombique à l'aide des bio indicateurs végétaux : un lichen (Ramalinafarinacea), une mousse (Funariahygrométrica) et quelques espèces phanerogamiques dans la region d'Annaba (ALGERIE), thèse de doctorat, université Badji Mokhtar Annaba, Algérie, 2013.
- **Makowski E, Kita A, Galas W, Karcz W,Kuperberg JM (2002).**"Lead distribution in corn seedlings (*Zea mays*L.) and its effect on growth and the concentrations of potassium and calcium." *Plant Growth Regulation* 37: 69-76.
- **Maneva S., Vatchev T et Miteva E., 2013** - Effect of lead excess in soil on the accumulation of P, K and Na in infected by *Fusarium oxysporum* f. sp. *Radicis-lycopersici* in tomato *Lycopersicon esculentum* MILL.) plants. *Bulgarian Journal of AgriculturalScience*, 19 (No 5), 972-980.
- **Marie C,2008.** DEVENIR DU PLOMB DANS LE SYSTEME SOL-PLANTE cas d'un sol contaminé par une usine de recyclage du plomb et de deux plantes potagères (Fève et Tomate). P : 30.
- **McArthur ED, Sanderson C. 1984.** Distribution, systematics and evolution of *Chenopodiaceae*: an overview. In: Tiedemann, A.r.; McArthur, E.D.; Stutz, H.C.; Stevens, R.; Johnson, K.L., comps. *Proceedings Symposium on the biology of Atriplex and related chenopods*; 1983 May 2-6; Provo, UT. Gen. Tech. Rep. INT-172. Odgen, UT: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station: 14-24.

- **McCutcheon SC and Schnoor JL (2003)** Overview of phytotransformation and control of wastes. In: Phytoremediation - Transformation and control of contaminants, McCutcheon SC and Schnoor JL, eds (Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons) pp. 3-58
- **Mc Grath SP, Zhao FJ. 2003.** Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*.14, 277-282.
- **Meers E et Tack F. (2004).** The potential of foliar treatments for enhanced phytoextraction of heavy metals contaminated soil. *Remed J.* 14: 111-123.
- **Minguzzi C, Vergnano O (1948)** Il contenuto di nichel nelli ceneri di *Alyssum bertolonii* Desv. *Atti della Societa Toscana di Science Naturali* 55 : 49-77
- **Miquel G., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé. Rapport Office Parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et technologiques. Rapport Sénat n°261 : 360.
- **Mishra A et Choudhuri MA (1998).** "Amelioration of lead and mercury effects on germination and rice seedling growth by antioxidants." *Biologia Plantarum*41 : 469-473.
- **Moise, J.A., Han, S., Gudynaite-Savitch, L., Johnson, D.A. & Miki, B.L.A. (2005).** Seed coats: structure, development, composition, and biotechnology. *In Vitro Cell. Dev. Biol. Plant*, 41: 620-644.

N

- **Nriagu JO., 1978.** The biogeochemistry of lead in the environment. Ed JO Nriagu, Elsevier Biomedical Press, Amsterdam.

O

- **Obroucheva NV, Bystrova EI, Ivanov VB, Antipova OV, Seregin IV (1998).** "Rootgrowth responses to lead in young maize seedlings." *Plant and Soil*200: 55-61.
- **Osman A E et Ghassali F., 1997** - Effect of storage conditions and presence of fruiting bracts on the germination of *Atriplex halimus* and *Salsola vermiculeta*. *Expl. Agric.* 33:149-156.

- **Osmond CD, Bjorkmann O, Anderson DJ. 1980.** Physiological processes in plant ecology: Towards a synthesis with *Atriplex*. Berlin, Heidelberg, New York: Springer-Verlag, p 463.
- **OUAINI A., 2012.** Effet des métaux lourds dans les sols amendés en bentonite (Plomb) sur les caractéristiques biométriques et biochimiques chez quelques espèces d'*Atriplex*. Université Abdelhamid Ibn Badis de Mostaganem. P 47.
- **Ozenda P. 1977.** Flore du Sahara. 8ème Ed. CNRS Paris. p 622.

P

- **Parys E, Romanowska E, Siedlecka M et Poskuta J (1998).** "The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum*." *Acta Physiologiae Plantarum* **20**: 313-322.
- **Patra M., Bhowmick N., Bandopadhyay B., Sharma A., 2004.** Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, **52**: 199-223.
- **Pereira LB, Tabaldi LA, Goncalves JF, Jukoski JO et Pauletto MM (2006).** Effect of aluminium on inolevulinic acid dehydratase (ALAD) and the development of cucumber (*Cucumis sativus*). *Environ Exp Bot* **57** : 106-115.
- **Pichard A (2002).** Plomb et ses dérivés. Institut national de l'environnement. 90p.
- **Pilon-Smits, E. 2005.** Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, **56**, 15-39.
- **Pouget M. 1980.** Les relations sol-Végétations dans les Steppes sud-Algéroises Travaux et document de L'O.R.S.T.O.M. 116, 555p. Paris.
- **Pulford, I.D. et Watson, C., 2003.** Phytoremédiation of heavy metal contaminated land by trees. A review. *Environment International*, Vol. **29** : 529-540.
- **Prasad MNV et Hagemeyer F (1999).** Heavy Metal Stress in Plants: From Molecules to Ecosystems. Berlin, Springer-Verlag.

Q

- **Quartacci M.F., Argilla A., Baker A.J.M et Navari-Izzo F. (2006).** Phytoextraction of metals from a multiply contaminated soil by indian mustard. *Chem.* **63** : 918- 925.

R

- **Raskin I. 1996.** Plant genetic engineering may help with environmental clean-up. Proceedings of the National Academy of Sciences. 93, 3164-3166.
- **Remon E, 2006.** Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution, thèse de Doctorat, Université Jean Monnet, Faculté des Sciences Techniques, France.
- **Ross SM (1994).** "Retention, transformation and mobility of toxic metals in soils. " In: Toxic metals in soil-plant systems. S. M. R. editor: 63-152.
- **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

- **Saadi et Boutchiche S (2017).** "RECHERCHE DU POUVOIR PHYTOREMEDIATEUR DE LA PLANTE CORIANDRUM SATIVUM L. AU PLOMB ET L'IMPACT DE L'EXTRAIT DE PLANTE SUR DES RATS INTOXIQUEES AU PLOMB " Mémoire master. UNIVERSITE Oran 1, 30 p.
- **Sabouraud S., Coppereb. (2009).** Intoxication environnementale des métaux par le plomb lié à la conservation de boissons dans une artisanal en céramique vernissée [En ligne]. 2009,30,1038-1043. Disponible sur : http://www.researchgate.net/profile/Sabine_Sabouraud/publication/5269825_Environmental_lead_poisoning_from_leadglazed_earthenware_used_for_storing_drinks/file/d912f502801d6366_fb.pdf [Consulté le 12-04-2014].
- **Saifullah E., Meers Qadir M., Caritat P., Tack F.M.G., Du Laing G. et Zia M.H. (2009).** EDTA- assisted Pb phytoextraction. Chemosphere. 74 : 1279-1291.
- **Salt, D.E. Smith, R.D. and Raskin, I. (1998).** Phytoremediation *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, vol. 49, p. 643-668.
- **Schröder P, Collins C (2002).** Conjugating Enzymes Involved in Xenobiotic Metabolism of Organic Xenobiotics in Plants. *Int. J. Phytorem.* 4, 247-265.
- **Seregin IV, Ivaniov VB. 1997.** Histochemical investigation of cadmium and lead distribution in plants. *Fiziol. Rast.* 44, 915-921.

- **Seregin IV et Ivanov VB (2001).** "Physiological Aspects of Cadmium and Lead Toxic Effects on Higher Plants." *Russian Journal of Plant Physiology* **48**: 523-544.
- **Seregin IV et Ivanov VB., (2001).** Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology* **48**: 606-630.
- **Shahid M., Pinelli E., Pourrut B., Silvestre J. et Dumat C. (2011).** Lead-induced genotoxicity to *vicia faba L.* roots in relation with metal cell uptake and initial speciation *Ecotoxicol Environ Safety*. **74**(1): 78-84.
- **Sharma P., Dubey RS., 2005.** Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* **17** (1): 35-52.
- **Sharmila P et Pardha Saradhi P (2002)** . Proline accumulation in heavy metalstressed plants: An adaptative strategy. In *Physiology and biochemistry of metal toxicity and tolerance in plants*. Prasad MNV et Strzalka K (Eds). 179-199.
- **Sies H., 1991.** Oxidative stress: introduction. In: Sies H. (ed), *Oxidative stress, Oxidants and Antioxidants*. Academic Press, San Diego, I-XV, 650 p.
- **Sposito G., Prost R., Gaultier JP., 1983.** Infrared spectroscopic study of adsorbed water on reduced-charge Na/Li montmorillonites. *Clays and clay minerals* **31** : 9-16.
- **Sterckeman T, Douay F, Proix N et Fourier H (2000).** Vertical distribution of Cd, Pb, and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environmental Pollution* **107** : 377-389.
- **Susarla S., Victor F. Medina V. F, McCutcheon S.C. (2002).** Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering* **18**: 647-658.
- **Sutherzan S.2001.** *Natural and Enhanced Remediation Systems*. CRC Press, 6 août 2001 - p440.
- **Swaine DJ., 1986.** Lead. In DC Adriano (éd), *Trace elements in the terrestrial environment*. Springer Verlag, New York.

T

- **Tung G et Temple PJ (1996).**"Histochemical detection of lead in plant tissues." *Environmental Toxicology and Chemistry* **15** : 906-914.

- **Tung G, Temple PJ., 1996.** Uptake and localization of lead in corn (*Zea mays* L.) seedlings, a study by histochemical and electron microscopy. *The Science of the Total Environment* 188 : 71-85.
- **Tong YP., Kneer R., Zhu YG., 2004.** Vacuolar compartmentalization: a second-generation approach to engineering plants for phytoremediation. *Trends in Plant Science* : 9 :7-9.

U

- **Uzu G., Sobanska S., Aliouane Y. et al. (2009).** Study of lead phytoavailability for atmospheric industrial micronic and submicronic particles in relation with lead speciation. *Environmental Pollution*, n° 157(4), p. 1178-1185.
- **Uzu G., Sobanska S., Sarret G. et al. (2010).** Foliar lead uptake by lettuce exposed to atmospheric fallouts. *Environmental Science & technology*, n° 44(3), p. 1036-1062.

V

- **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.
- **Vassilev A., Schwitzguébel J.P., Thewys T., van der Lelie D., Vangronsveld J. (2007).** The use of plants for remediation of metal-contaminated soils. *The Scientific World Journal* 4: 9-34.
- **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.
- **Vickerman D B., Shannon M C., Banuelos G S., Grieve C M et Trumble J T., 2002** - Evaluation of atriplex lines for selenium accumulation, salt tolerance and suitability for a key agricultural insect pest. *Environmental Pollution* 120, 463- 473.
- **Voorhees M E., Uresk D W et Trlica M J., 1991** - Substrate relations for rillscale (*Atriplex suckleyi*) on bentonite mine spoil. *Journal of Range Management* 44, 34-38.

V

- **Wang, Q. R., Cui, Y. S., Liu, X. M., Dong, Y. T., Christie, P. (2003).** Soil contamination and plant uptake of heavy metals at polluted sites in China. *J. Environ. Sci. Health Part A-Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng.* 38, 823-838.
- **Weryszko-Chmielewska E et Chwi IM (2005).**"Lead-Induced Histological and Ultrastructural Changes in the Leaves of Soybean (*Glycine max* (L.) Merr.)." *Soil Science and Plant Nutrition* 51: 203-212.
- **Wierzbicka M (1987).** "Lead translocation and localization in *Allium cepa* roots." *Canadian Journal of Botany* 65: 1851-1860.
- **Wierzbicka M et Obidzinska J (1998).**"The effect of lead on seed imbibition and germination in different plant species." *Plant Science* 137: 155-171.
- **Wixzbicka M, Obidzinska J. 1998.** The effect of lead on seed imbibitions and germination in different plant species, *Plant Science* 2, 155-171.
- **Wierzbicka M.1993.** Lead in the apoplast of *Allium cepa* L. root tips--ultrastructural studies. *Plant Sci* 1998; 133: 105-119.

X

- **Xiong Z, Zhao F et Li M (2006).**"Lead toxicity in *Brassicapekinensis* Rupr: Effect tonnitrate assimilation and growth." *Environmental Toxicology* 21: 147-153.

Y

- **Yruela I (2005).** Copper in plants: acquisition, transport and interactions. *Braz. J. Plant Physiol* 17: 145-156.
- **Yoon J., Cao X., Zhou Q., Ma LQ., 2006.** Accumulation of Pb, Cu and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *The Science of the Total Environment* 368 : 456-464.

Z

- **Zheng LJ, Liu XM, Lütz-Meindl U et Peer T (2011).** Effects of lead and EDTA assisted lead on biomass, lead uptake and mineral nutrients in *Lespedeza chinensis* and *Lespedeza davidii*. *Water Air Soil Poll.* 220 (1-4): 57-68.
- **Zidane Ouiza D., Belkhodja M., Bissati S. & Hadjaj S., 2010.** Effet du stress salin sur l'accumulation de proline chez deux espèces d'*Atriplex halimus* L. et *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. *European Journal of Science.* 41 (2), 101-105.