



Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université de Mostaganem
Faculté des sciences de la nature et de la vie



Département de Biologie
Laboratoire de recherche
Biodiversité et Conservation des Eaux et des Sols

Mémoire
Présenté par

BELATRECHE Fatima Sarah
HAMIDI Menel

En vue de l'obtention du diplôme de **MASTER**
En Biodiversité et Environnement

Intitulé

**Effet du plomb sur les paramètres biométriques et
métaboliques du radis (*Raphanus sativus* L.)**

Examiné par le jury composé de :

Président	M. MEDJAHED Mostefa	Université de Mostaganem
Examineur	M. SEKKAK Fatima. Z.	Université de Mostaganem
Encadreur	REGUIEG Yssaad Houcine Abdelhakim	Université de Mostaganem
Co-encadreur	BENNAOUM Aicha	Université de Mostaganem

Année universitaire : 2019-2020

Remerciements

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

Tout d'abord, je souhaiterais remercier M. REGUIEG Yssaad Houcine Abdelhakim professeur responsable de notre master, et Co-encadreur Mme BENNAOUM Aicha pour sa patience, sa disponibilité et surtout ses conseils avisés qui ont contribué à ma réflexion.

J'adresse mes sincères remerciements à tous les professeurs, intervenants et à toutes les personnes qui ont dirigé leurs réflexions, écrits, conseils et critiques.

Je remercie mes chers parents, qui ont toujours été là pour moi et nous ont encouragés.

À tous ces intervenants, je présente mes remerciements, mon respect et ma gratitude.

Fatima Sarah et Menel

DÉDICACE



Avec l'expression de ma reconnaissance, je dédie ce modeste travail à ceux qui, quels que soient les termes embrassés, je n'arriverais jamais à leur exprimer mon amour sincère.

A l'homme, mon précieux offre du dieu, qui doit ma vie, ma réussite et tout mon respect : mon cher père Abdelkader.

A la femme qui a souffert sans me laisser souffrir, qui n'a jamais dit non à mes exigences et qui n'a épargné aucun effort pour me rendre heureuse: mon adorable mère.

A ma chères sœurs HOUDA et HIBA qui n'ont pas cessé de me conseiller, encourager et soutenir tout au long de mes études. Que Dieu les protège et leurs offre la chance et le bonheur.

A mon merveilleux petit frère Anas, je lui souhaite bonne chance et succès dans ses études.

À ma grand-mère, que Dieu ait pitié d'elle, elle a toujours prié pour le succès et le bonheur et à mes oncles et tantes. Dieu leur a donné une vie longue et heureuse.

A tous les cousins, les voisins et les amis que j'ai connu jusqu'à maintenant.

Merci pour leurs amours et leurs encouragements.

Sans oublier ma copine MENEL pour son soutien moral, sa patience et sa compréhension tout au long de ce projet

Fatima sarah

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail à :

Mon père que dieu le bénisse et fait dans son paradis

Ma très chère maman pour son soutien moral, pour l'amour
qu'il m'a porté et pour ses sacrifices,

À mon marié Abd Allah.

À ma très chère sœur Hanane, Narimane.

À mes frères Bilal, Mohamed Ali et Ayoub Abd Nacer

À mes copines de chambre Fatima Sarrah

À toute la promotion Biodiversité d'Environnement 20020

Et à tous les enseignantes qui ont contribué à ma formation,
qu'ils veuillent trouver ici, l'expression de ma profonde
gratitude.

Manel

LIST DES ABREVIATIONS

ETM : Eléments Trace Métallique

Pb : Plomb

Cu: cuivre

Zn: zinc

As: arsenic

Cd : cadmium

Cr : chrome

Cu : cuivre

Hg : mercure

Mn : manganèse

Ni : nickel

Sn : étain

Zn : zinc

T : toxique

E : essentiel

Mg: magnésium

HA : hauteur aérien

Eh : Potentiel redox

PH: potentiel hydrogène

MF : matière fraîche.

Mg : milligramme.

µg /g : microgramme/gramme.

N° : numéro.

ppm : parties par million (équivalent à du mg/L)

S : stress.

T : témoin.


Fig: figure


Chl a : concentration en chlorophylle a.

Chl b : concentration en chlorophylle b.

Chl t : concentration en chlorophylle totale.

Ccar : concentration en caroténoïdes.

 : croissante

 : inhibition de croissance

LISTE DES TABLAUX

Tab.1	Tableau périodique des éléments métalliques.....	4
Tab.2	Classification de quelques métaux lourds selon leur densité Et leur toxicité	5
Tab. 3	Rapport du flux lié à l'activité humaine et le flux naturel Des métaux lourds.....	6
Tab.4	Sources industrielles et agricoles des métaux Présents dans l'environnement.....	7
Tab.5	Classement des déchets.....	10
Tab.6	Principales propriétés physico-chimiques du plomb.....	16
Tab.7	Émissions atmosphériques naturelles de plomb.....	17
Tab.8	Mécanismes de la phytoremédiation et les types De contaminants pouvant être traité.....	27
Tab.9	Classification systématique de <i>Raphanus sativus</i> L.....	36
Tab.10	Doses du plomb appliquées.....	42
Tab.11	les valeurs de la longueur des parties aériennes des plantes du radis (<i>Raphanus sativus</i> L.) Exposés au plomb (*) : Différence significative (P<0.05).....	43
Tab.12	les valeurs de la longueur des parties aériennes des plantes du radis (<i>Raphanus sativus</i> L.) Exposés au plomb.....	44
Tab.13	les valeurs de la longueur des parties aériennes des plantes du radis (<i>Raphanus sativus</i> L.) Exposés au plomb (*) : Différence significative (P<0.05).....	44
Tab.14	Effet du Pb sur les enzymes antioxydants de <i>Raphanus sativus</i> L.....	51

LISTE DES FIGURES

Fig.1	Origines des métaux lourds dans le sol.....	5
Fig.2	Les décharges des déchets ménagers et leur quantité.....	9
Fig.3	Mobilité et biodisponibilité des métaux dans le sol.....	12
Fig.4	Galène (forme naturelle cristallisée du sulfure de plomb).....	15
Fig.5	Cycle biogéochimique du plomb.....	18
Fig.6	Dynamique du plomb dans le système sol-plante.....	19
Fig.7	Interactions au niveau de la rhizosphère entre le sol, la plante et les Les microorganismes, influençant la phytodisponibilité.....	23
Fig.8	Représentation schématique d'une coupe de racine et des flux de plomb à L'intérieur des tissus racinaires.....	24
Fig.9	Mécanismes impliqués dans la phytoremédiation.....	28
Fig.10	Le mécanisme de phytoextraction qui utilisé par les plantes.....	29
Fig.11	La rhizodégradation dans certain plante.....	30
Fig.12	Le mécanisme de phytovolatilisation.....	31
Fig.13	Le mécanisme de phytostabilization dans les plantes.....	32
Fig.14	Le radis (<i>Raphanus sativus</i> L.).....	35
Fig.15	Plante de <i>Raphanus sativus</i> L.....	36
Fig.16	Cycle végétatif de <i>Raphanus Sativus</i> L.....	37
Fig.17	Radis à forcer Rond Ecarlate.....	38
Fig.18	Radis longs.....	39
Fig.19	Radis ronds.....	39
Fig.20	Radis Violet de Gournay.....	39
Fig.21	Radis rave Blanche transparente.....	39
Fig.22	Radis rave Noir gros.....	40
Fig.23	Effet du plomb (0, 500,1000, 2000 ppm) sur le poids frais et Sec (biomasse) (g) des plantes de radis (<i>Raphanus sativus</i> L.).....	45
Fig.24	Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 mg/l) sur le poids frais (biomasse) (g) des plantes de radis (<i>Raphanus Sativus</i> L.).....	45

Fig.25	Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 mg/l) sur la teneur en Chlorophylle a des plantes du radis (Raphanus Sativus L.), Les valeurs sont exprimées en moyenne (\pm SD ; n=5).....	46
Fig.26	Effet du plomb (0, 500, 1000, 2000 ppm) sur la teneur en Chlorophylle a des plantes du radis (Raphanus sativus L.).....	47
Fig.27	Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 mg/l) sur la teneur en Chlorophylle b des plantes du radis (Raphanus Sativus L.), Les valeurs sont exprimées en moyenne (\pm SD ; n=5). *Différence significative ($p < 0.05$).....	47
Fig.28	Effet du plomb (0, 500, 1000, 2000 ppm) sur la teneur en Chlorophylle b plantes du radis (Raphanus Sativus L.).....	48
Fig.29	Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 ppm) sur la teneur en chlorophylle Totale des plantes du radis (Raphanus Sativus L.), En moyenne (\pm SD ; n=5) Les valeurs sont exprimées.....	49
Fig.30	Effet du plomb (0, 500, 1000, 2000 ppm) sur la teneur en Chlorophylle totale des plantes du radis (Raphanus sativus L.).....	49
Fig.31	Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 mg/l) sur la teneur En Caroténoïdes des plantes du radis (Raphanus Sativus L.), Les valeurs sont exprimées en moyenne (\pm SD ; n=5).....	50
Fig.32	Effet du plomb (0, 500, 1000, 2000 ppm) sur la teneur des Caroténoïdes des plantes du radis (Raphanus Sativus L.).....	51

Résumé

La pollution par le plomb devenue un véritable problème menaçant nos écosystèmes, avec des effets préjudiciables sur la production végétale et sur la biodiversité. L'étude comparative consiste à étudier le comportement biométrique et métabolique de la plante du radis (*Raphanus sativus* L.) pour approcher l'impact des métaux lourds (plomb).

Les plantes du radis (*Raphanus sativus* L.) sont stressées par le plomb sous forme de solution de nitrate de plomb ($PbNO_3$) à des différentes concentrations (0, 100, 200, 500 et 1000 ppm), (0,250, 500 et 1000 ppm), et (0,500, 1000 et 2000 ppm).le stress métallique est appliquée durant quinze jours, après 45 jours de développement de (*Raphanus sativus* L.).

L'analyse biométrique après l'exposition au plomb a montré une inhibition de la partie supérieure de la plante, la masse de matière fraîche de différents organes du radis par rapport aux témoins. L'analyse physiologique a montré une diminution de la teneur en pigments chlorophylliens foliaires (chlorophylle a, b et totale) et des teneurs en caroténoïdes des plantes du radis exposé au plomb à différentes concentrations, par rapport au témoin.

L'espèce *Raphanus sativus* L.possède des mécanismes de protection lui permettant de tolérer cet excès en plomb. Cette plante peut être utilisée dans un système de dépollution des sols car elle possède des propriétés particulières de résistance naturelle à de nombreuses contraintes abiotiques.

Mots clés : *Raphanus sativus* L., plomb, métaux lourds, phytoremédiation, stress métallique.

Abstract

Lead pollution has become a real problem threatening our ecosystems, with damaging effects on plant production and biodiversity. The comparative study consists of studying the biometric and metabolic behavior of the radish plant (*Raphanus sativus* L.) to approximate the impact of heavy metals (lead).

Radish plants (*Raphanus sativus* L.) are stressed by lead in the form of lead nitrate solution (PbNO₃) at different concentrations (0, 100, 200, 500 and 1000 ppm), (0.250, 500 and 1000 ppm)), and (0.500, 1000 and 2000 ppm). Metallic stress is applied for fifteen days, after 45 days of development of (*Raphanus sativus* L.).

Biometric analysis after exposure to lead showed inhibition of the upper part of the plant, the mass of fresh matter from different radish organs compared to controls. Physiological analysis showed a decrease in the content of foliar chlorophyll pigments (chlorophyll a, b and total) and in the carotenoids content of radish plants exposed to lead at different concentrations, compared to the control.

The species *Raphanus sativus* L. has protective mechanisms that allow it to tolerate this excess lead. This plant can be used in a soil depollution system because it has particular properties of natural resistance to numerous abiotic constraints.

Key words: *Raphanus sativus* L., lead, heavy metals, phytoremediation, metallic stress

المخلص

أصبح التلوث بالرصاص مشكلة حقيقية تهدد أنظمتنا البيئية، مع آثار ضارة على الإنتاج النباتي و التنوع أصبح التلوث بالرصاص مشكلة حقيقية تهدد أنظمتنا البيئية مع آثار ضارة على الإنتاج النباتي والتنوع البيولوجي. اشتملت الدراسة المقارنة على دراسة السلوك الحيوي والتمثيل الغذائي لنبات الفجل لتقريب تأثير المعادن الثقيلة(الرصاص).

بتركيزات مختلفة($PbNO_3$) نباتات الفجل يتم إجهادها بالرصاص على شكل محلول نترات الرصاص (0، 100، 200، 500 و 1000 جزء في المليون) و (0، 250، 500 و 1000 جزء في المليون) و (0، 500، 1000 و 2000 جزء في المليون) يتم تطبيق الإجهاد المعدني لمدة خمسة عشر يوماً، بعد 45 يوماً من تطوير.

أظهر التحليل البيومتري بعد التعرض للرصاص تثبيط الجزء العلوي من النبات ، وكتلة المادة الطازجة من أعضاء الفجل المختلفة مقارنة بالضوابط. أظهر التحليل الفسيولوجي انخفاضاً في محتوى أصباغ الكلوروفيل الورقية (الكلوروفيل أ ، ب وإجمالي) وفي محتوى الكاروتينات في نباتات الفجل المعرضة للرصاص بتركيزات مختلفة ، مقارنة بالمجموعة الضابطة.

الأنواع الفجل لديها آليات وقائية تسمح لها بتحمل هذا الرصاص الزائد. يمكن استخدام هذا النبات في نظام إزالة تلوث التربة لأنه يتمتع بخصائص خاصة للمقاومة الطبيعية للعديد من القيود اللاأحيائية.

الكلمات المفتاحية: الرصاص ، الإجهاد المعدنية ، الفجل، المعادن الثقيلة، المعالجة بالنباتات.

TABLE DE MATIERE

Remerciement	
Dédicaces	
Résumé	
Liste des abréviations	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Introduction.....	1
Synthèse bibliographique	
Chapitre I : Les métaux lourds	
I.1. Généralités sur les métaux lourds.....	3
I.2.Définition des métaux lourds.....	3
I.3. Différents types de métaux lourds.....	4
I.3.1. Métaux essentiels.....	4
I.3.2.Métaux non essentiels.....	4
I.4.Rôle des Métaux lourds.....	5
I.5.Origine des métaux lourds.....	5
I.5.1.Origine naturelle.....	6
I.5.2.Origine anthropique.....	7
I.6.Comportement des éléments traces métalliques dans le sol.....	11
I.7. Facteurs modifiant la mobilité des métaux lourds.....	13
I.7.1.Potentiel hydrogène (pH).....	13
I.7.2.Potentiel redox (Eh).....	13
I.7.3.Activité biologique.....	13
I.7.3.1.Solubilisation.....	13
I.7.3.2.Insolubilisation.....	14
I.7.3.3. Volatilisation.....	14
Chapitre II : Plomb	
II.1.Histoire de l'utilisation du plomb.....	15
II.2.Propriétés physico-chimiques du plomb.....	16

II.3.Sources du plomb dans l'environnement.....	16
II.3.1.P d'origine naturelle.....	17
II.3.2.Sources anthropiques.....	17
II.4.Cycle biogéochimique.....	17
II.5.Plomb dans le sol.....	18
II.5.1.Généralités et concepts de base.....	18
II.6.Associations avec les différents constituants du sol.....	19
II.6.1. Interactions avec les oxydes de fer et de manganèse.....	20
II.6.2. Interactions avec les argiles.....	20
II.6.3. Interactions avec les matières organiques du sol (MOS).....	21
II.6.4. Complexes organiques.....	21
II.7. Mobilités du plomb.....	21
II.8.Plomb dans la plante.....	22
II.8.1. Phytodisponibilité.....	22
II.8.2.Absorption.....	23
II.8.3.Translocations du plomb des racines vers les parties aériennes.....	23
II.8.4. Toxicité.....	25
ChapitreIII : Phytoremédiation	
III.1.Définition de phytoremédiation.....	26
III.2.Principes de la phytoremédiation.....	26
III.3.Techniques de phytoremédiation.....	28
III.3.1.Phytoextraction.....	28
III.3.2.Phytodégradation.....	29
III.3.3.Rhizodégradation.....	30
III.3.4.Phytovolatilisation.....	31
III.3.5.Phytostabilisation.....	31
III.3.6.Rhizofiltration.....	32
III.4. Avantages.....	32
III.5.Limites.....	33
CapitreIV : Radis	
IV.1. Présentation de l'espèce.....	35

IV.2.Origine du radis.....	35
IV.3. Description.....	35
IV.4.Classification systématique.....	36
IV.5. Cycle végétatif.....	37
IV.6. Principaux types du radis.....	38
IV.7. Activités biologiques.....	40
IV.7.1. Protection du sol.....	40
IV.7.2. Herbicide biologique.....	40
IV.7.3. Activité antioxydante.....	40
IV.8. Importances écologiques et environnementaux.....	41
V: synthèse sur la réponse du radis au stress métallique	
V.1.Paramètres étudiés	42
V.1.1. paramètres biométriques.....	42
V.1.1.1.La hauteur de la partie aérienne	42
V.1.1.2.La masse de la matière fraîche (MF).....	42
V.1.1.3.La masse de la matière sèche (MS).....	42
V.1.2.paramètres métaboliques	42
V.1.2.1. Dosage de la chlorophylle et les caroténoïdes.....	42
V.2.Effet du plomb sur les paramètres biométriques	43
V.2.1. Effet du plomb sur l'évolution de la hauteur de la partie aérienne.....	43
V.2.2.Effet du plomb sur le poids frais (la biomasse).....	44
V.3.effet du plomb sur les paramètres métaboliques.....	45
VI.3.1.Effet du plomb sur la teneur en pigments chlorophylliens foliaires.....	45
V.3.1.1.Teneur en chlorophylle a (CHa).....	45
V.3.1.2. Teneur en chlorophylle b (CHb).....	47
V.3.1.3 Teneur en chlorophylle totale (CHt).....	48
V.3.1.4. Effet du plomb sur la teneur en caroténoïdes.....	50
VI. Discussion.....	52
VII. Conclusion.....	54
Référence bibliographique.....	56

INTRODUCTION

Introduction

Depuis le début du 19^{ème} siècle, les friches industrielles, les exploitations minières, les bases militaires abandonnées sont autant de sites où le sol est imprégné de divers éléments métalliques (zinc, plomb, cuivre, cadmium, nickel,...). Or, ces métaux, présents en quantité dépassant souvent celles rencontrées naturellement, peuvent s'accumuler dans la chaîne alimentaire *via* la flore et la faune et aboutir à l'homme à des niveaux de concentration toxiques. (**Chaney et al., 1997**).

Ces trente dernières années, de nombreux chercheurs se sont intéressés à l'impact du plomb sur les végétaux, les zones proches d'industries métallurgiques, d'usines de recyclage ou de mines de plomb où les retombées atmosphériques de plomb peuvent être importantes.

Le plomb étant un élément relativement peu mobile dans le sol, seule une faible proportion contenue dans la solution du sol est disponible pour les plantes (**Jopony et Young, 1994**). En fonction des conditions du milieu, les plantes peuvent absorber une partie du plomb présent dans le sol. Les ions plomb (Pb^{2+}) diffusent dans la racine, mais sont bloqués par la barrière physique que représente l'endoderme, ce qui limite fortement leur translocation vers les parties aériennes. Bien que les plantes possèdent de nombreux systèmes de détoxification pour limiter l'interaction de ces ions avec les molécules biologiques, ces derniers induisent tout un éventail d'effets délétères pour les organismes (**Seregin et Ivanov, 2001; Sharma et Dubey, 2005**).

La phytoremédiation fait référence à l'utilisation *in situ* des plantes et des microorganismes associés pour dégrader, contenir ou rendre inoffensifs les contaminants dans l'environnement (**Ayotamuno et al., 2006**). Elle peut être utilisée pour l'élimination de divers polluants organiques (hydrocarbures et pesticides) et inorganiques (métaux lourds) (**Rezania et al., 2015**). Dans certaines études, les plantes dites métallobytes, ont la capacité d'accumuler divers métaux lourds toxiques dans leurs parties végétatives et reproductrices. Les plantes combattent la toxicité des métaux lourds de différentes manières. Divers modes d'action comprennent l'immobilisation, l'exclusion, la chélation et la séquestration des métaux dans la vacuole (**Shri et al., 2014 ; Anjum et al., 2015**). Ainsi, les études concernant l'écophysiologie et le métabolisme des plantes en milieu contaminé, ont progressivement permis d'insérer le concept de phytoremédiation à côté de celui de bioremédiation des sites pollués (**Esteban, 2006**).

Pour la lutte contre la propagation de la pandémie du Corona virus « Covid-19 », qui est une priorité pour l'Université de Mostabanem « UMAB », Des dispositions spécifiques ont été mises en place et le travail expérimental au laboratoire a été annulé.

Le but de ce travail est d'étudier l'effet du plomb sur les paramètres biométriques et métaboliques du radis (*Raphanus sativus* L.). de la famille des Brassicacées, la plante a été choisie en raison de son utilisation au laboratoire comme plante modèle pour les études d'éco-toxicologie de différents polluants (**Sun et al., 2010**), ainsi pour son meilleur taux de germination, sa croissance rapide et sa biomasse importante (**Biteur, 2012**).

Ce travail se divise en deux parties l'une bibliographique analysant et synthétisant des différents résultats des expérimentations déjà réalisées dans le même contexte, une deuxième partie qui présente une étude comparative exposant les résultats obtenus, et discussion afin de mieux comprendre les stratégies de radis lors d'un stress métallique par le plomb.

Métaux lourds

I. Métaux lourds

I.1. Généralités sur les métaux lourds

Les métaux sont des composés naturels pouvant être présents dans les trois composantes de l'environnement qui sont l'air, l'eau et le sol, mais en général en quantités très faibles (AZIRI, 2012).

Un métal est une matière, issue le plus souvent d'un minerai ou d'un autre métal, doté d'un éclat particulier, bon conducteur de chaleur et d'électricité, ayant des caractéristiques de dureté et de malléabilité, se combinant ainsi aisément avec d'autres éléments pour former des alliages utilisables dans l'industrie (AZIRI, 2012).

Cependant, la classification en métaux lourds est souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement lourds (par exemple le bore), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas des métaux (c'est le cas de l'arsenic qui est un métalloïde). Ce terme générique désigne donc indifféremment des métaux et métalloïdes réputés toxiques.

Pour ces différentes raisons, l'appellation éléments traces métalliques (ETM) est préférable à celle de métaux lourds (AZIRI, 2012).

I.2. Définition des métaux lourds :

D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être définis comme (Di Benedetto, 1997) :

- Tout métal dont la densité est supérieure à 5 g/cm^3 .
- Tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium ($Z=11$), présentant un danger pour l'environnement et/ou pour l'homme.
- Tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques.

Certains chercheurs utilisent des définitions plus spécifiques. Le géologue, par exemple, considérera comme métal lourd tout métal réagissant avec la pyrimidine ($\text{C}_6\text{H}_5\text{N}$).

Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité sont généralement : l'arsenic (**As**), le cadmium (**Cd**), le chrome (**Cr**), le cuivre (**Cu**), le mercure (**Hg**), le manganèse (**Mn**), le nickel (**Ni**), le plomb (**Pb**), l'étain (**Sn**), et le zinc (**Zn**).

Tableau 1 : Tableau périodique des éléments métalliques (Issaka, 2014).

	IA	IIA	IIIB	IVB	VB	VIB	VII B	VIII B	VIII B	VIII B	IB	IIB	IIIA	IVA	VA	VIA	VIIA	VIIIA
1	H																	He
2	Li	Be											B	C	N	O	F	Ne
3	Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar
4	K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
5	Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo		Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
6	Cs	Ba		Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi			
7																		
			* lanthanides	La	Ce	Pr	Nd		Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu
			** actinides	Th		U		Pu										

I.3. Différents types de métaux lourds

I.3.1. Métaux essentiels

Les métaux essentiels sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires. Ils se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques. 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**), ... (**Behanzin et al., 2015**). Par exemple, le zinc (**Zn**), à la concentration du milli molaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénase, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides.

A forte dose il devient toxique, en empêchant de nombreuses fonctions métaboliques des plantes. Cela se traduit par un retard de croissance et même une sénescence (**Kabata et Pendas, 2001**).

I.3.2. Métaux non essentiels :

Les métaux non essentiels ont un caractère polluant. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. Ils exercent des effets toxiques sur les organismes vivants même à faible concentration. C'est le cas du plomb (**Pb**), du mercure (**Hg**), du cadmium (**Cd**), (**Baker et Walker, 1990; Behanzin et al., 2015**).

Tableau 2:Classification de quelques métaux lourds selon leur densité et leur toxicité (Adriano, 2001).

ETM	Plantes	Animaux	Densité
Cd	T	T	8.65
Cr	-	E	7.20
Cu	E	E	8.92
Ni	T	E	8.90
Pb	T	T	11.34
Zn	E	E	7.14

T : toxique ; E : essentiel.

I.4.Rôle des Métaux lourds

Les métaux présents dans l'eau et l'environnement terrestre sont des éléments nécessaires au fonctionnement normal des plantes et des animaux. Ils jouent un rôle important dans (Verbanck et Guemaz, 2006) :

-La transformation de la matière, principalement dans les mécanismes enzymatiques.

-Aussi du fait de leur toxicité, ils sont également employés, ou l'ont été, pour la protection des cultures (pesticides), dans des peintures de coques de bateaux (Stengel et Gelin, 1998)

I.5.Origine des métaux lourds

Les métaux lourds peuvent provenir de plusieurs sources d'origine naturelles ou anthropiques (MOREL, 1996) :

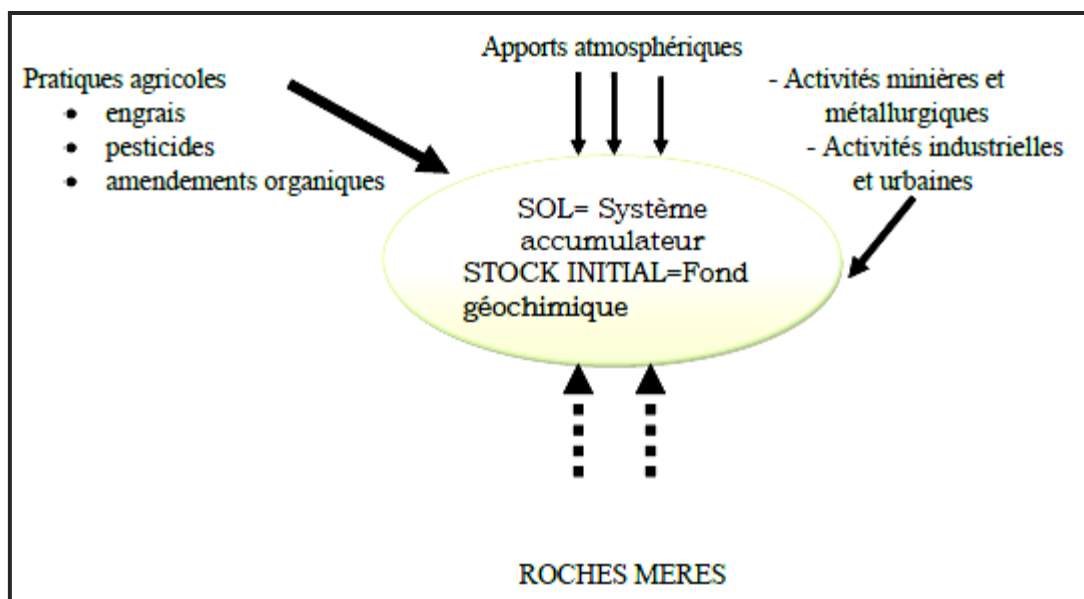


Fig.1: Origines des métaux lourds dans le sol (Robert et Juste, 1999).

I.5.1. Origines naturelles

On peut souligner des teneurs moyennes très faibles dans la croûte terrestre, qui sont souvent inférieures à celles du fond géochimique observé dans certaines formations. Elle dépend en premier lieu de la teneur dans la roche qui est à l'origine du sol, mais également des processus qui sont intervenus lors de la formation du sol, qui ont pu lessiver ou plus généralement concentrer l'élément en question (MOREL, 1996). Le **tableau 3** montre le rapport entre le flux lié à l'activité humaine et le flux naturel.

Tableau 3 : Rapport du flux lié à l'activité humaine et le flux naturel des métaux lourds (Miquel, 2001).

Élément	Flux lié à l'homme / Flux naturel (%)
Cadmium	1, 897
Mercure	27, 500
Chrome	1,610
Arsenic	2, 786
Plomb	34, 583

A- Roches primaires

Elles sont désignées ainsi les roches indemnes de toute oxydation ou altération ultérieures, notamment celles des agents météorologiques.

➤ Roches ignées (magmatiques)

L'incorporation des éléments en traces dans les roches ignées est largement contrôlée par leur état de valence et leur rayon ionique. Les similitudes de ces paramètres avec ceux des ions majeurs vont déterminer l'affinité des éléments traces à se substituer dans les minerais des roches. Cependant d'autres paramètres comme l'électronégativité et le type de coordination sont également importants (MOREL, 1996).

➤ Roches sédimentaires et métamorphiques

Il existe de fortes contrastes de fond géochimique entre les faciès sédimentaires qui en dehors de tout phénomène minéralisateur contiennent généralement peu d'éléments traces (grès, calcaires, etc.), alors que les sédiments associés à une phase organique détritique (black shales) peuvent concentrer de nombreux éléments traces et atteindre des teneurs économiques (terre rares, Ge, Pb, Zn, V, etc.) (MOREL, 1996).

B- Roches de la zone d'oxydation :

On désigne ainsi les roches situées à peu de distance de la surface du sol, une à quelques dizaines de mètres au maximum, et qui sont le siège de circulation d'eaux météorologiques chargées en oxygène (MOREL, 1996).

C- Sols :

Les sols se développent au sommet de la zone d'oxydation des substratums rocheux et doivent aux roches une bonne part de leur composition minéralogique et géochimique.

Deux cas se présentent :

- Les roches primaires sont dépourvues de sulfures.
- Il y a des sulfures dans les roches primaires : dans ce cas, on peut rencontrer dans les sols des minéraux très riches en métaux lourds, et les sols eux-mêmes sont plus ou moins fortement enrichis : ce sont les zones d'anomalies géochimiques (MOREL, 1996).

I.5.2.Origines anthropiques

L'activité humaine n'a apporté aucun changement dans les volumes des métaux lourds. Il n'y a ni création, ni suppression. Elle a surtout changé la répartition des métaux, les formes chimiques (ou spéciation) et les concentrations par l'introduction de nouveaux modes de dispersion (fumées, égouts, voitures, etc.). Si une partie des métaux lourds part directement dans le sol et les eaux, l'essentiel est d'abord émis dans l'atmosphère avant de rejoindre les deux autres compartiments (DIETRICH, 1998). Le tableau 03 présente quelques exemples de sources industrielles et agricoles d'où peuvent provenir les métaux présents dans l'environnement.

Tableau 4 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement (Brignon *et al.*, 2005).

Utilisations	Métaux
Batteries et autres appareils électriques	Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Ni
Pigments et peintures	Ti, Cd, Hg, Pb, Zn, Mn, Sn, Cr, Al, As, Cu, Fe
Alliages et soudures	Cd, As, Pb, Zn, Mn, Sn, Ni, Cu
Biocides (pesticides, herbicides)	As, Hg, Pb, Cu, Sn, Zn, Mn
Agents de catalyse	Ni, Hg, Pb, Cu, Sn
Verre	As, Sn, Mn

Engrais	Cd, Hg, Pb, Al, As, Cr, Cu, Mn, Ni, Zn
Matières plastiques	Cd, Sn, Pb
Produits dentaires et cosmétiques	Sn, Hg
Textiles	Cr, Fe, Al
Raffineries	Ni, V, Pb, Fe, Mn, Zn
Carburants	Ni, Hg, Cu, Fe, Mn, Pb, Cd

A. Industrie :

Les combustions de charbon engendrent des effluents gazeux qui peuvent contenir (**As, Hg, Mo, Se**). D'autres émissions gazeuses viennent des fonderies : (**Ta, Cr, Pb**). Les industries de traitement de surface (cadmiage, zingage, galvanisation, chromage, étamage, nickelage, anodisation de l'aluminium) peuvent rejeter des effluents liquides contenant du (**Cr, Zn, Cd, etc.**). Les sites de traitement du bois peuvent rejeter du Cu et du Cr notamment.

Les pigments pour peintures et encres peuvent contenir du (**Cd, Pb, Zn, Cr**). Les tanneries peuvent rejeter des effluents chargés de (**Cr³⁺**). Notons que la plupart des industries font des efforts d'épuration des eaux et des gaz. Il est également possible de modifier les procédés de fabrication pour les rendre moins polluants (technologies propres) (**ZABAT, 2000**).

B. Transports :

On observe, sur les routes, des dépôts de métaux agglutinés avec les huiles de carter (usure des moteurs) ainsi que des dépôts provenant de l'usure des pneus. On peut observer une contamination en **Pb** et **Cd** sur une bande de 10 à 20 m le long de l'axe routier. Les eaux de ruissellement des chaussées urbaines et autres peuvent être assez chargées en polluants. En milieu urbain, les eaux de pluie peuvent également emporter les métaux des toitures (**Pb, Zn, Cu**) (**Jaap, 2010**).

C. Agriculture :

L'épandage d'engrais peut amener des métaux (Sr, Ba, Mn, F, Zn, Cd) provenant des craies phosphatées, phospho-gypse. Les effluents d'élevage peuvent également apporter du Cu, Zn, et Mn. En effet, les rations alimentaires des porcs, volailles et des bovins sont enrichies en Cu (35 à 175 ppm) et en Zn (150 à 250 ppm) qui se retrouvent intégralement dans les lisiers et fumiers. Les produits phytosanitaires peuvent également apporter du cuivre (cas bien connu de la bouillie bordelaise : sulfate de cuivre additionné de chaux). Ce composé

est utilisé comme fongicide (vigne, pomme de terre,.....), L'étain et l'arsenic peuvent également entrer dans la formulation de certains pesticides.

D. Décharges des déchets ménagers :

Les métaux lourds sont régulièrement présents dans les décharges. Des études ont montré qu'il restait 99,9% du stock des métaux dans la décharge au bout de 30 ans (SINGH *et al.*, 2001). On a déterminé un ordre de « mobilité » (facilité de transfert dans la phase aqueuse) :

Ni > Zn > Cd > Cr > Pb > Cu (BERTHELIN et BOURRELIER, 1988)

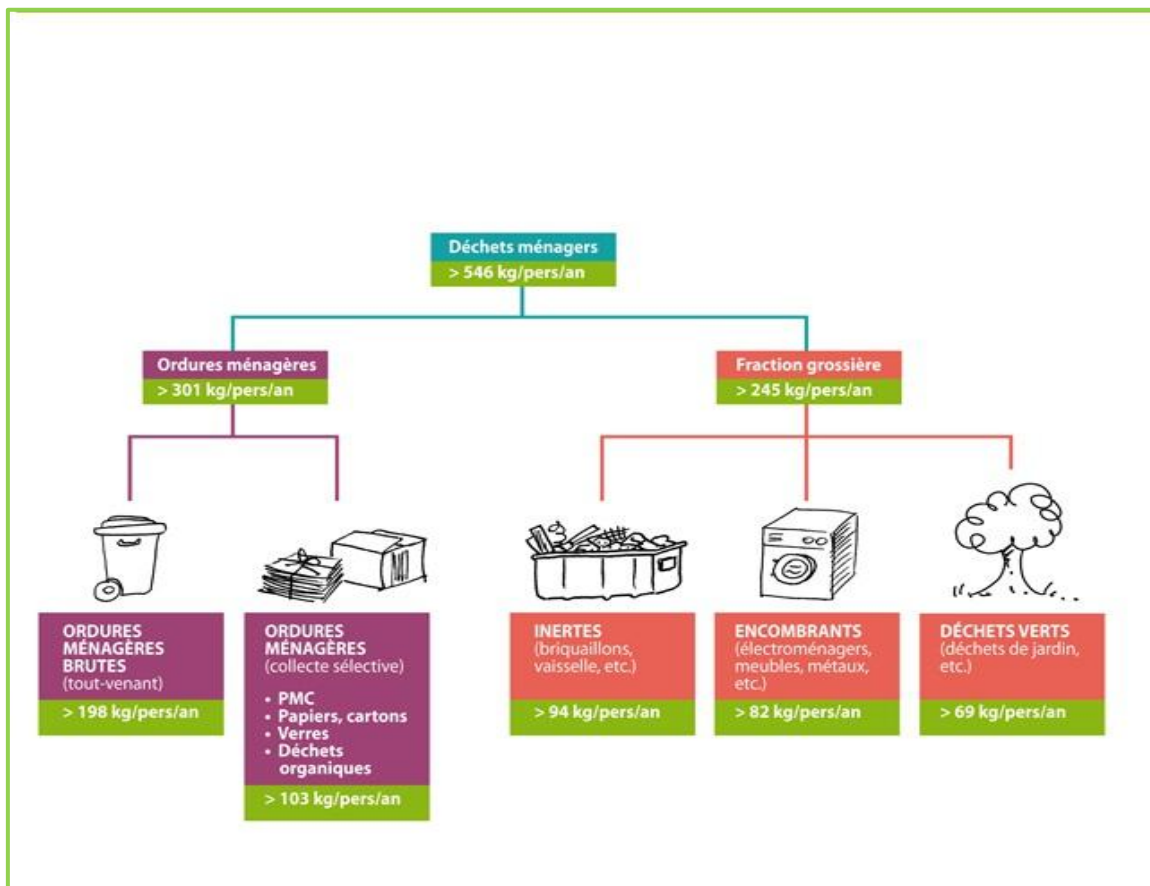


Fig .2 : les décharges des déchets ménagers et leur quantité (Brunet, 2008).

Les déchets sont classés dans la nomenclature Algérienne selon l'article 03 de la loi n° 01-19 du 27 Ramadhan 1422 correspondant au 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets ci-dessous :

Tableau. 5 : Classement des déchets.

Designisation	Définition
Déchets ménagers et assimilés	tous déchets issus des ménages ainsi que les déchets similaires provenant des activités industrielles, commerciales, artisanales, et autres qui, par leur nature et leur composition sont assimilables aux déchets ménagers.
Déchets encombrants	tous déchets issus des ménages qui en raison de leur caractère volumineux ne peuvent être collectés dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés
Déchets spéciaux	tous déchets issus des activités industrielles, agricoles, de soins, de services et toutes autres activités qui en raison de leur nature et de la composition des matières qu'ils contiennent ne peuvent être collectés, transportés et traités dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés et les déchets inertes.
Déchets spéciaux dangereux	tous déchets spéciaux qui par leurs constituants ou par les caractéristiques des matières nocives qu'ils contiennent sont susceptibles de nuire à la santé publique et/ou à l'environnement.
Déchets d'activité de soins	tous déchets issus des activités de diagnostic, de suivi et de traitement préventif ou curatif, dans les domaines de la médecine humaine et vétérinaire.
Déchets inertes	tous déchets provenant notamment de l'exploitation des carrières, des mines, des travaux de démolition, de construction ou de rénovation, qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique lors de leur mise en décharge, et qui ne sont pas contaminés par des substances dangereuses ou autres éléments générateurs de nuisances, susceptibles de nuire à la santé et /ou à l'environnement.

I.6. Comportement des éléments traces métalliques dans le sol

Les métaux lourds sont liés à différents constituants du sol et sont présents sous différentes formes chimiques. Ils peuvent changer de forme (plus ou moins solubles) ou migrer vers d'autres constituants du sol ou vers la phase liquide selon les conditions physico-chimiques. Ces changements rendent les métaux lourds plus ou moins mobiles dans les sols et plus ou moins disponibles pour la biosphère (**Hetland et al., 1991**).

A- Spéciation

Le terme de spéciation a été utilisé dans la chimie des sols et des sédiments et désigne la forme chimique et structurale sous laquelle se trouve un élément métallique. La spéciation a été définie comme étant la détermination d'une forme spécifique (monoatomique ou moléculaire) ou bien la configuration selon laquelle un élément peut être présent dans un groupe d'atomes correspondant à différentes matrices (**Hetland et al., 1991**).

Dans l'environnement, les métaux lourds se trouvent sous différentes formes chimiques et la mesure de la concentration totale de ces métaux lourds ne suffit pas pour déterminer leur réactivité, mobilité, biodisponibilité et toxicité. Ces faits expliquent l'intérêt majeur qui est donné à la quantification de certaines formes chimiques biodisponibles ou très toxiques des métaux lourds (**Hetland et al., 1991**).

B- Mobilité

La mobilité d'un élément est caractérisée par son aptitude à passer dans les compartiments du sol où il est de moins en moins énergiquement retenu (**Juste 1988; McLaughlin et al., 2000**). Les métaux lourds sont associés aux constituants du sol qui contrôlent leur mobilité. Ils peuvent être (**Baize, 1997**):

- adsorbés sur les phases hydroxyde du fer, de l'aluminium et du manganèse.
- inclus dans les réseaux cristallins des minéraux primaires et des constituants secondaires.
- adsorbés sur les matières organiques.

La répartition des métaux et métalloïdes dans ces différents compartiments du sol et toutes les formes disponibles ne présentent pas forcément des risques environnementaux. Les variations des conditions physico-chimiques (pH, température, force ionique... etc.) peuvent jouer directement sur la mobilité des éléments en faisant passer les métaux présents dans un sol d'une forme à une autre. Ce changement met donc en jeu des mécanismes biogéochimiques de mobilisation, d'immobilisation et de transport. Ces mécanismes

dépendent de processus de dissolution/précipitation, désorption/adsorption et complication qui font intervenir des réactions biologiques, chimiques et physico-chimiques (**Bourrelier et Berthelin, 1998**).

En effet, la mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds dépendent fortement de leur spéciation chimique dans les sols. Cependant la détermination exacte de la spéciation chimique est souvent difficile et dans la plupart des cas impossible (**Quevauviller, 1997**).

C- Biodisponibilité

La biodisponibilité désigne la capacité d'une quantité d'un élément présent dans le sol à être absorbé par un organisme vivant (**Newman et Jagoe, 1994**). La biodisponibilité est un outil d'évaluation de la toxicité et le risque de pollution. Le changement de la biodisponibilité d'un polluant correspond à un changement de toxicité. La quantité phytodisponible d'un élément dans un sol correspond aux métaux lourds capables de passer en solution et d'être absorbés par la plante.

En effet, l'ion sous forme libre (Zn^{2+} , Cu^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+} , ... etc.) est l'une des formes les plus réactives, avec les espèces neutres et la plus facilement assimilable par les organismes vivants. Les risques liés aux métaux lourds pour l'environnement et la santé humaine devront donc être évalués au travers leur spéciation, leur mobilité et leur biodisponibilité, qui sont les principaux facteurs conditionnant leur toxicité (**Kabata-Pendias et Pendias, 1992**).

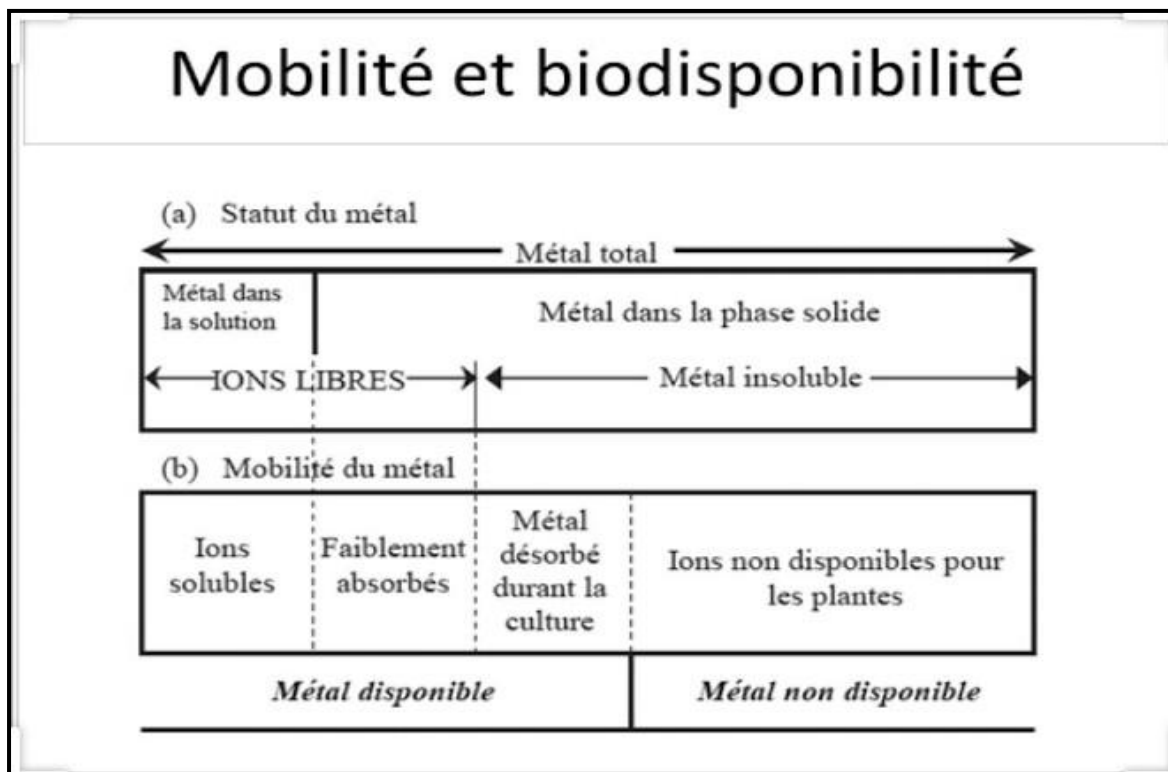


Fig.3 : mobilité et biodisponibilité des métaux dans le sol (**Hinsinger et al., 2005**).

I.7.Facteurs modifiant la mobilité des métaux lourds

I.7.1.Potentiel hydrogène (pH)

Le pH constitue un facteur dont le rôle est crucial pour la mobilité des ions métalliques, car il influence le nombre de charges négatives pouvant être mises en solution (**McLaughlin et al., 2000**). Les protons proviennent majoritairement de la respiration végétale et microbienne, de l'oxydation des sulfures. D'une façon générale, lorsque le pH augmente, les cations sont moins solubles et les anions sont plus solubles (**Blanchard, 2000**). De plus, l'augmentation de pH induit la formation d'espèces précipitées qui peuvent limiter la solubilité et la biodisponibilité de toutes les espèces ioniques (**Deneux-Mustin et al., 2003**). Cependant, elle entraîne également la dissolution de matières organiques et la formation consécutive de complexes organométalliques plus solubles (**Chaignon, 2001**).

I.7.2.Potentiel redox (Eh)

Le potentiel redox (Eh) permet de caractériser les échanges entre les espèces chimiques. Ainsi, les formes oxydées prédominent pour un potentiel redox élevé, alors que les faibles valeurs favorisent l'apparition d'espèces réduites. Le Cr^{3+} peut ainsi subir une oxydation directe en Cr^{6+} , plus mobile et plus toxique. En conditions réductrices, les sulfates sont réduits en sulfures qui piègent les éléments chalcophiles tels que Fe, Zn, Pb, Cd (**Deneux-Mustin et al., 2003**). D'autre part, la dissolution des hydro-oxydes est favorisée entraînant de manière opposée la solubilisation des métaux associés (**Chaignon, 2001**).

I.7.3.Activité biologique

La compréhension globale des phénomènes biologiques jouant sur la solubilité des métaux dans les sols est rendue difficile par la multiplicité des actions et interactions à tous les niveaux (**Beckett, 1989**).

I.7.3.1. Solubilisation

Provient de la production de composés acides tels que les acides carboxyliques, aliphatiques, nitriques et sulfurique. Certaines bactéries chimolithotrophes (*Thiobacillus* et *Leptospirillum*) oxydent les formes réduites du fer et du soufre contenues dans les sulfures et produisent de l'acide sulfurique, susceptible de dissoudre les silicates, les phosphates, les oxydes et les sulfures, libérant ainsi les métaux contenus. Les champignons et les racines des plantes excrètent eux aussi des acides afin d'augmenter leur absorption de nutriments, ou tout simplement comme déchets métaboliques (**Foy et al., 1978**). Cette acidification favorise aussi la mobilité des autres éléments qui ne sont pas indispensables pour le métabolisme végétal.

I.7.3.2. Insolubilisation

Constitue le phénomène opposé. Bien que le phénomène de détoxification externe des métaux par des exsudats racinaires n'ait jamais été démontré, certains acides organiques de faible masse moléculaire, comme les acides oxalique, citrique ou fumarique qui interviennent dans la complexation intracellulaire d'éléments nutritifs, peuvent très secrétés dans le milieu extérieur. Ils limiteraient ainsi les transferts par des processus de complexation (**Baker, Walker, 1990**).

I.7.3.3. Volatilisation

Repose sur l'action directe de certains microorganismes sur le degré d'oxydation de l'espèce métallique. C'est le cas du mercure, de l'arsenic et du sélénium. La biométhylation permet le transfert de groupements méthyle directement aux atomes, Pb (plomb), Sn (étain) et Sb (antimoine), permettant leur volatilisation dans l'atmosphère (**Baker, Walker, 1990**).

Plomb

II. Plomb

II.1. Histoire de l'utilisation du plomb

Le plomb a été l'un des premiers métaux utilisés par l'homme dès l'âge du bronze, il y a plus de 7 000 ans. Du fait de sa relative disponibilité et de ses propriétés physico-chimiques (malléabilité, ductilité, bas point de fusion, propriété anticorrosion), le plomb a été largement utilisé par les Grecs et les Romains comme pigments (oxyde de plomb) ou pour réaliser des canalisations, de la vaisselle, des pièces de monnaie, des toitures... (**Pourrut, 2008**).

Dans les pays industrialisés, la production secondaire (à partir de la valorisation des déchets) ne cesse de progresser par rapport à la production primaire (à partir de minerai) (**Ademe, 2006**).

Le plomb est présent naturellement dans l'environnement. Cependant, la plupart des concentrations en plomb que l'on trouve dans l'environnement sont le résultat des activités humaines. Généralement, les carburants représentent la source principale d'émission de plomb dans l'environnement. Mais, il existe d'autres ressources d'émissions telles que les procédés industriels et la combustion des déchets solides. L'exposition à long durée à des niveaux de plomb relativement bas ou l'exposition à court durée à des niveaux élevés peuvent affecter gravement la santé humaine. (**Ademe, 2006**).

Le plomb est un métal bleu grisâtre, il se trouve principalement dans les gisements primaires dans les roches éruptives et métamorphiques où il est présent essentiellement sous forme de sulfure (galène) (figure.1) (**Ademe, 2006**).



Fig.4: Galène (forme naturelle cristallisée du sulfure de plomb). (**Ademe, 2006**).

II.2. Propriétés physico-chimiques du plomb

Le plomb, du latin plumbum est un métal mou, gris, habituellement trouvé en petite quantité dans la croûte terrestre (**0,002%**). Il n'a ni goût ni odeur caractéristique. Il appartient au group IV A de la classification périodique des éléments. Ses principales propriétés physico-chimiques sont présentées dans le tableau (5). (Cecchi, 2008).

De configuration électronique $[\text{Xe}] 4f^{14} 5d^{10} 6s^2 6p^2$, il possède 2 électrons non appariés sur la dernière couche. Cette configuration électronique autorise les degrés d'oxydation (+2) et (+4), en plus de la forme métal (0) (Cecchi, 2008).

Sept isotopes du Pb (^{202}Pb , ^{204}Pb , ^{205}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb , ^{208}Pb , ^{210}Pb) existent mais seulement quatre se retrouvent à l'état naturel : ^{204}Pb (1,4%), ^{206}Pb (26,1%), ^{207}Pb (22,1%), ^{208}Pb (52,4%) (Brunet, 2008). Le plomb est un métal difficile à détruire, et non dégradable (Morlot, 1996).

Tableau 6: Principales propriétés physico-chimiques du plomb (Cecchi, 2008).

Symbole	Pb
Numéro Atomique	82
Masse Atomique	207,2g mol ⁻¹
Point du fusion	327 °C
Point d'ébullition	1740 °C
Densité	11,35
Configuration électronique	$[\text{Xe}] 4f^{14} 5d^{10} 6s^2 6p^2$
Valence	0, +2, +4
Rayons ionique	
Pb²⁺	0,94 à 1,49 Å
Pb⁴⁺	0,78 à 0,94 Å

II.3. Sources du plomb dans l'environnement

II.3.1. Plomb d'origine naturelle

Le plomb est présent à 0,002% dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère. La concentration moyenne en plomb de la croûte terrestre serait de l'ordre de 13 à 16 mg/kg. Dans l'air, les émissions de plomb provenant de poussières volcaniques véhiculées par le vent sont estimées entre 540 et 6 000 tonnes/an (Baize, 1997). D'autres

processus naturels, comme la dégradation et l'érosion du sol (contenant entre 50 et 75 mg de plomb par kg de sol) et les feux de forêt, contribuent de façon significative à la libération de plomb. Mais généralement, ces processus naturels ne conduisent que rarement à des concentrations élevées de plomb dans l'environnement (**Baize, 1997**).

Le plomb peut se substituer à de nombreux éléments (potassium, sodium, calcium, strontium ou barium) et rentre dans la composition de 240 minéraux naturels identifiés. Les principaux minéraux porteurs de plomb sont présentés dans le Tableau 3 ci-dessous. Ce sont les sulfates, les carbonates, les oxydes et hydroxydes, les sulfures ou les phosphates. Pour des conditions physicochimiques fixées, la solubilité du plomb dépendra fortement de la nature du composé dans lequel le plomb est engagé (**Baize, 1997**).

Tableau 7: Émissions atmosphériques naturelles de plomb (**Baize, 1997**).

Sources	Emissions (en kt/an)
Érosion du sol	0,3 – 7,5
Particules marines	0 – 2,8
Volcans	0,5 – 6,0
Feux de forêts	0,1 – 3,8

II.3.2. Sources anthropiques

Cependant, depuis les années 1970, le développement de nouvelles technologies ainsi que la prise en compte des problèmes environnementaux et de santé publique ont conduit à la diminution ou à l'arrêt de certaines utilisations du plomb (canalisations, soudure, peinture, pesticides, anti-détonnant dans l'essence...). Actuellement, la consommation de plomb continue de diminuer, sa principale utilisation étant dans les piles et batteries. Par contre, la production secondaire (à partir de la valorisation des déchets) progresse par rapport à la production primaire (à partir de minerais) (**BRGM, 2004**).

II.4. Cycle biogéochimique

Le plomb contenu dans les roches peut se retrouver dans les sols, par altération de ces dernières, à des teneurs variables selon la composition initiale de la roche mère. De même, il est présent dans tous les autres compartiments de l'environnement (eaux, air et même les êtres vivants) (**Baize, D, 1997**).

La localisation ou la forme chimique du plomb dans l'environnement peut varier selon des phénomènes naturels ou par l'intervention de l'homme. Il existe donc un véritable cycle

biogéochimique du plomb (tout comme il existe un cycle pour les éléments majeurs et les autres éléments traces) au cours duquel le plomb change de compartiment et de forme chimique sous l'influence de processus naturels ou anthropiques (**Baize, D, 1997**).

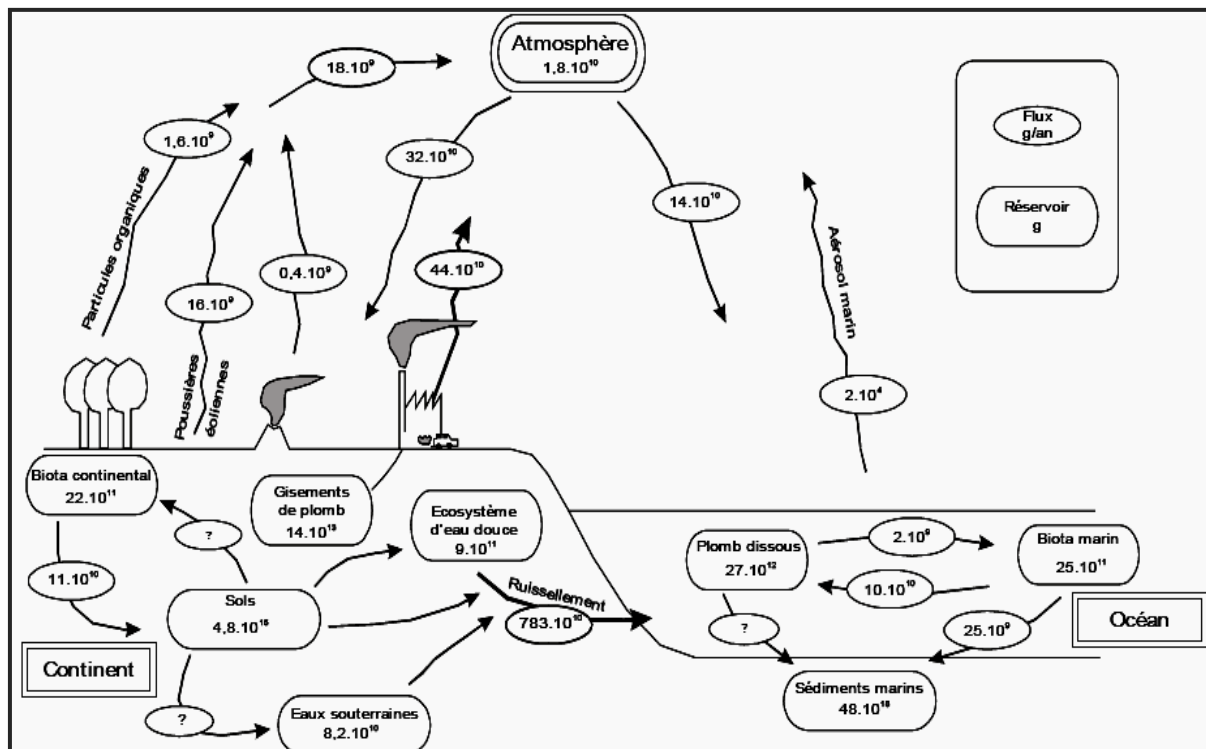


Fig. 5 : Cycle biogéochimique du plomb (Arnaud, 2003).

II.5.Plomb dans le sol

II.5.1. Généralités et concepts de base

Issu d'un processus d'altération, le sol est un milieu poreux, créé par des processus physiques, chimiques et biochimiques qui transforment des matériaux géologiques sous l'action combinée des êtres vivants et des solutions de percolation. Il est formé de minéraux primaires, hérités de la roche mère auxquels s'ajoutent des minéraux secondaires, issus de la transformation chimique des précédents. Les constituants organiques interfèrent fortement avec les constituants minéraux (**Baize, 1997**).

Le plomb est un élément minéral naturellement présent dans la croûte terrestre, en général à de faibles teneurs, son origine dans les sols étant liée à sa présence dans la roche mère. Ceci peut cependant conduire parfois à des teneurs sensiblement plus élevées dans certains gisements. Mais, ce sont surtout les dépôts continus de métaux et métalloïdes par les

activités humaines qui ont conduit à leur accumulation dans les différents compartiments de l'environnement. Ceci surtout au voisinage des centres urbains et industriels, mais également dans des zones plus reculées.

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. Dans les sols contaminés, la forme chimique initiale et la teneur en polluant apportée ont également une influence. En effet, de nombreux travaux ont montré que la spéciation avait une influence sur le devenir des ETM dans l'environnement. Il est donc fondamental de déterminer la genèse, la répartition, la localisation la configuration des associations du plomb avec les différents constituants du sol (**Baize, 1997**).

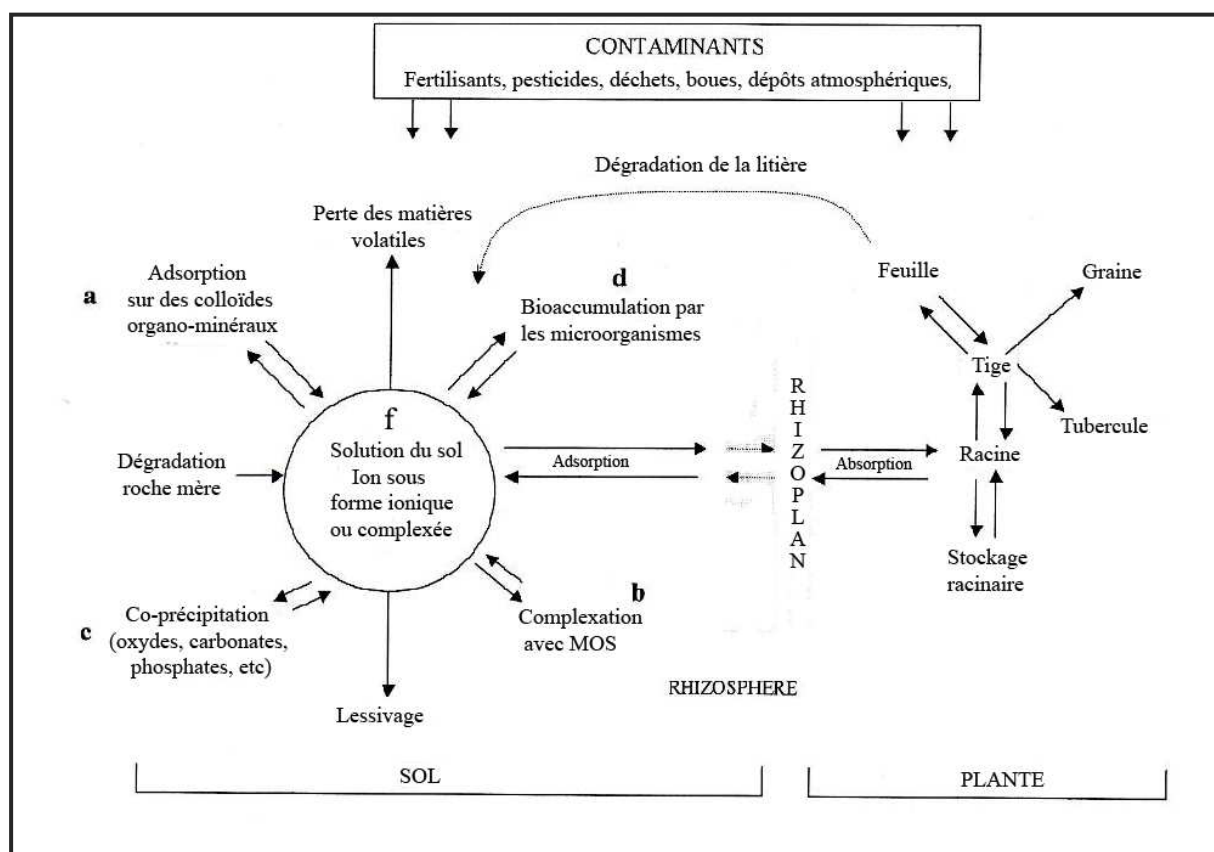


Fig .6 : Dynamique du plomb dans le système sol-plante (**Alloway, 1995**).

II.6. Associations avec les différents constituants du sol

Les interactions entre le métal et le sol dépendent des caractéristiques physico-chimiques du sol (pH, Eh, nature et proportions des argiles, matières organiques et oxydes),

de son fonctionnement actuel, de la dynamique propre de l'élément et de la spéciation initiale du polluant (intérêt de caractériser les sources).

Les interactions entre les différents constituants des sols (argiles, matières organiques et oxydes) modifient aussi la capacité individuelle de chacun des constituants à adsorber ou complexer les métaux (Gavalda, 2001).

II.6.1. Interactions avec les oxydes de fer et de manganèse

Les oxydes et les hydroxydes présents en abondance sous forme amorphe ou cristalline dans la majorité des sols jouent un rôle prépondérant dans la sorption des ions métalliques de par leur faible solubilité dans les conditions ordinaires de pH. Les oxydes et hydroxydes de fer (goethite, lépidocrocite, magnétite, ferrihydrite, formes amorphes) et de manganèse sols montrent une affinité particulière pour les éléments traces. Ils jouent un rôle d'échangeurs de cations. Des phénomènes d'échange et d'adsorption spécifique peuvent conduire à des accumulations de quantité relativement fortes d'éléments traces.

Des 1995, Sparks (1995) établit une échelle de sélectivité des cations métalliques divalents pour différentes formes de fer. Le plomb se trouve parmi les éléments qui ont la plus forte affinité pour les formes cristallisées de fer aussi bien que pour les formes amorphes (Gavalda, 2001).

II.6.2. Interactions avec les argiles

Les argiles sont des silicates d'aluminium organisés en feuillets formés d'un empilement successifs de couches tétraédriques et octaédriques. Des substitutions isomorphiques de Si par Al dans la couche tétraédrique et d'Al par Fe et Mg dans la couche octaédrique vont générer des charges négatives sur les feuillets qui sont compensées par des cations majeurs tels que K^+ , Na^+ ou Ca^{2+} mais aussi des éléments traces tels que le Pb^{2+} . Chaque zone de cassure des feuillets est également chargée électriquement, or ces cassures sont nombreux car les argiles sont des particules de petite taille ($2\mu m$). Elles possèdent donc une forte réactivité chimique et physique, ainsi qu'une importante surface de contact. Elles peuvent développer de grande surface spécifique, et peuvent fixer les métaux par 3 mécanismes principaux : l'échange ionique, l'adsorption physique et l'adsorption chimique (Alloway, 1995).

II.6.3. Interactions avec les matières organiques du sol (MOS)

De nombreux travaux ont permis de mettre en évidence l'affinité des ETM pour les MOS. Cette affinité se traduit par des réactions d'absorption, qui sont contrôlées par des complexes de sphère interne ou externe ou bien par des mécanismes d'échanges ioniques. Les métaux se complexent à des matières organiques de poids moléculaires variables, par exemple aux substances humiques, qui sont les constituants majeurs de la fraction organique de la plupart des sols. Ces substances possèdent une capacité à fixer des métaux, qui ont été mise en évidence dans de nombreux travaux (**Stevenson, 1989**).

La lignine est un composé parmi les plus persistants dans le sol, qui possède également une capacité de fixation des métaux. Enfin, d'autres matières organiques peuvent fixer des métaux, telles que des acides organiques de faible poids moléculaire (acide acétique, oxalique..), des sucres (formation de complexes entre les métaux et les groupements hydroxyles des monosaccharides) ou des protéines (**Stevenson, 1989**).

II.6.4. Complexes organiques

Dans certains sols, la formation d'espèces méthyles d'origine microbienne a déjà été évoquée. Ces espèces sont beaucoup moins présentes que les complexes inorganiques, mais elles sont beaucoup plus toxiques. Il existe aussi des alkyles de plomb (qui étaient présents dans les essences) qui présentent une très forte toxicité, et qui s'accumulent dans des organismes marins (**Liator, 1988**).

Déterminer la spéciation des métaux dans la solution implique d'extraire la solution du sol, grâce à des dispositifs expérimentaux comme des lysimètres, des bougies poreuses ou bien grâce à des centrifugations du sol. Cependant, ils introduisent des artefacts dans la composition chimique de la solution extraite, ce qui peut altérer la spéciation du métal identifié. Une fois extraite, la solution peut être analysée par des techniques spectrométriques (ICP-AES ou ICP-MS selon la gamme de concentrations considérée). L'estimation de la fraction labile du plomb peut être réalisée grâce à l'utilisation des DGT (diffusion gradient in thin film) (**Liator, 1988**).

II.7. Mobilités du plomb

La mobilité d'un élément dans le sol est son aptitude à passer d'un compartiment où il est retenu à un compartiment où il est retenu avec une énergie moindre, le compartiment ultime étant la phase liquide ou éventuellement l'atmosphère du sol, la mobilité du plomb est

principalement contrôlé par sa spéciation en phase aqueuse et par des processus d'adsorption/désorption ainsi que de dissolution/précipitation. Le rôle de certains paramètres tels que le pH, le potentiel redox, la composition minéralogique du sol ou du sédiment et la présence de ligands ou de colloïdes dans la phase va être déterminante. Le plomb était 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) par exemple, démontrent que dans des profils de sol au voisinage de 2 fonderies du Nord-pas de Calais, le plomb est essentiellement concentré dans les 30 premiers centimètres (**Juste, 1988**).

II.8.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 (**Patra et al., 2004**).

II.8.1. Phytodisponibilité

La notion de phyto-disponibilité découle de la biodisponibilité, qui peut être définie comme l'aptitude d'un élément à être transféré d'un compartiment du sol vers un organisme vivant (bactérie, végétal, animal, homme). Lorsque l'organisme vivant est une plante, on parle de phytodisponibilité (**Baize, 1997**).

La phytodisponibilité du plomb sont la teneur en MOS et le pH du sol. En effet, la disponibilité du plomb est fortement corrélée à la teneur en matière organique du sol (McBride *et al.*, 1997 ; Lee *et al.*, 1998,). La fraction minérale n'intervient de façon importante dans la mobilité du métal que lorsque le sol contient peu de matière organique et a une teneur importante en oxydes métalliques (**Pulford *et al.*, 1982**).

De nombreux facteurs influencent la solubilisation du plomb et son passage dans la solution de sol (**Hinsinger, 2001; Lombi *et al.*, 2001; Cecchi, 2008**). Les principaux sont résumés dans la Figure 9.

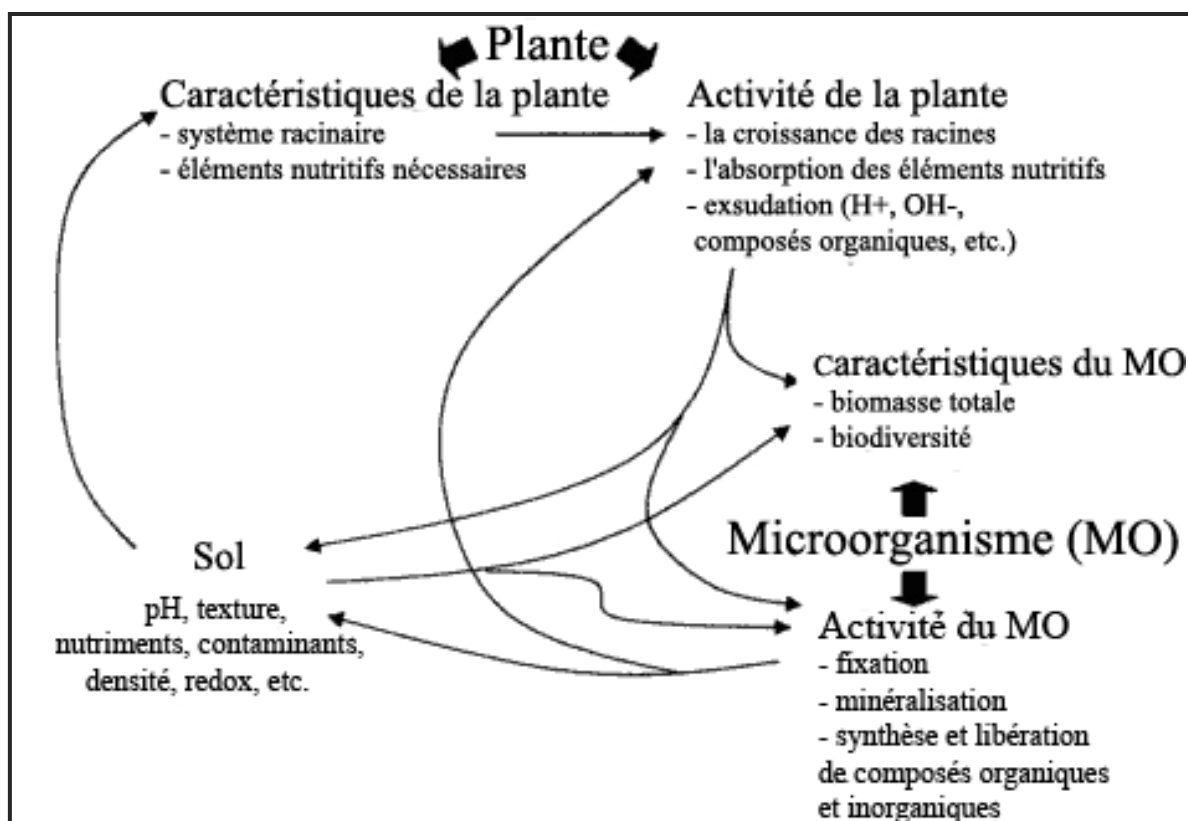


Fig. 7 : Interactions au niveau de la rhizosphère entre le sol, la plante et les microorganismes, influençant la phytodisponibilité (**Lombi *et al.*, 2001**).

II.8.2. Absorption

Au départ, le Pb²⁺ 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. Une fois adsorbé à la surface des racines, la voie apoplastique pourrait être une voie importante pour le plomb qui peut être immobilisé par les charges négatives des parois cellulaires. Il aurait donc tendance à s'accumuler dans l'espace libre, étant fortement lié aux groupements carboxyliques des composés pectocellulosiques des parois. Des études ont montré que le plomb était majoritairement présent dans l'apoplaste et que seule une faible proportion pénétrait dans l'endoderme (**Tung et Temple, 1996**).

II.8.3. Translocations du plomb des racines vers les parties aériennes

Après l'absorption par les racines, la translocation correspond au transfert des éléments traces métalliques vers les parties aériennes. Elle peut varier considérablement en fonction du

métal, mais également de l'espèce végétale. Pour être conduits vers les parties aériennes, les éléments prélevés dans le sol par les racines doivent être transportés dans le cortex puis déversés dans les vaisseaux du xylème (par circulation de la sève brute). Ce flux d'ions métalliques dans le xylème nécessite leur chélation à des acides organiques (tels que le citrate) ou à des acides aminés (Briat et Lebrun, 1999).

Pour la plupart des espèces, la majorité du plomb absorbé par les plantes réside dans les racines, et seulement une faible proportion est transloquée vers les parties aériennes. Ce transport limité des racines vers les feuilles peut être expliqué par la barrière formée par l'endoderme des racines. Les bandes de Caspary peuvent en effet être un facteur majeur limitant le franchissement de l'endoderme jusqu'au cylindre central. Pour illustrer ce propos, différents auteurs ont défini un facteur de translocation (Briat et Lebrun, 1999).

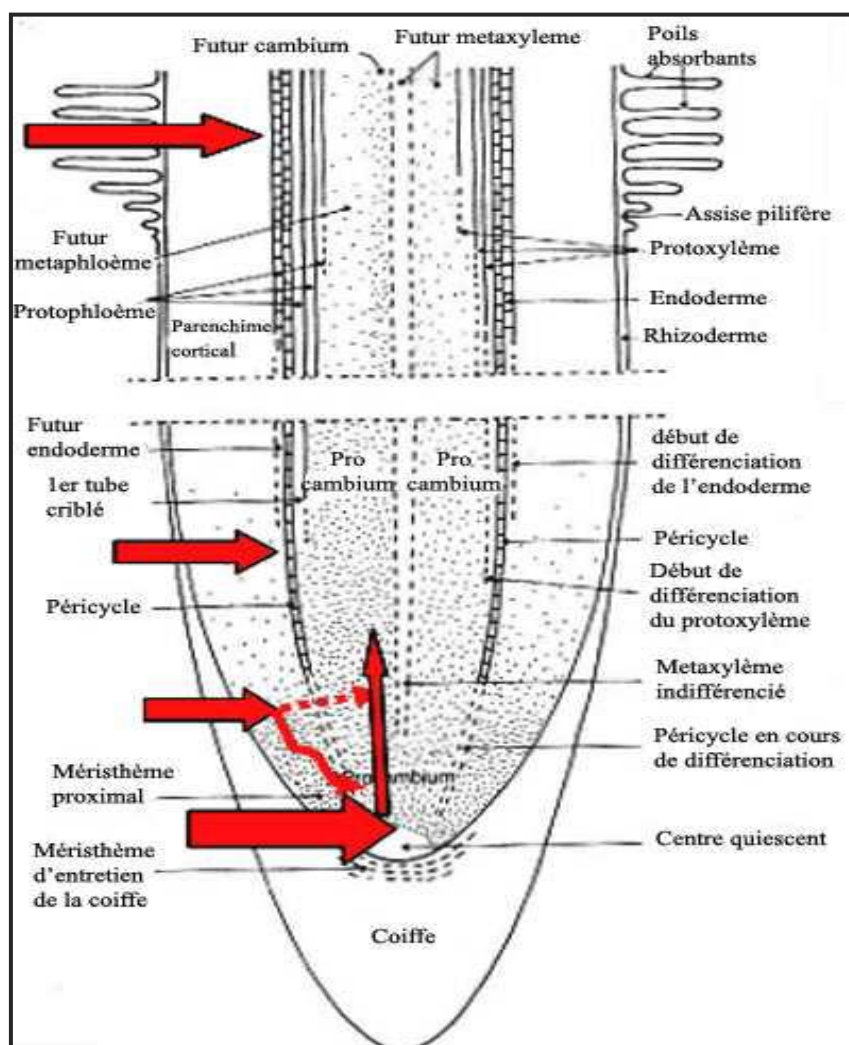


Fig .8 : Représentation schématique d'une coupe de racine et des flux de plomb à l'intérieur des tissus racinaires (Yeo *et al.*, 1987; Skinner and Radin, 1994).

II.8.4. Toxicité

La toxicité du plomb dépend de sa concentration dans le milieu, de sa spéciation, des propriétés du sol, et enfin de l'espèce végétale concernée. Les plantes mettent en place diverses barrières physiques pour se protéger. Tout d'abord le mucilage sécrété au niveau de la coiffe, qui a la capacité de lier le plomb et donc de gêner son adsorption aux parois cellulaires. Mais pour pouvoir pénétrer dans la racine jusqu'au cylindre central, il doit également passer à travers la paroi cellulaire et la membrane plasmique qui possèdent de nombreux sites de fixation pour le plomb. Quand le plomb a réussi à passer à travers ces barrières de protection, il peut affecter de nombreux processus physiologiques de la plante. Les premiers effets ne provoquent pas de symptômes visibles, ceux-ci ne se manifestant qu'en cas de toxicité avancée (Seregin *et al*, 2004 ; Sharma et Dubey, 2005).

Phytoremédiation

III. Phytoremédiation

III.1. Définition de phytoremédiation

La phytoremédiation, une technique de dépollution des sols, est un sujet de recherche qui intéresse depuis une dizaine d'années, est l'utilisation de plantes dans les sols, l'eau ou les sédiments contaminés par des substances organiques ou inorganiques et ayant comme objectif de les assainir (Cunningham et Ow, 1996). Étymologiquement, le mot est formé du préfixe « phyto » désignant les plantes et de « remedium » qui signifie restaurer (Cunningham *et al.*, 1997).

Malgré que le terme ne fut développé qu'au début des années 1990, l'utilisation des plantes dans le traitement des sols n'est pas récente (Cunningham *et al.*, 1997; Procópio *et al.*, 2009). En fait, elles étaient utilisées il y a au moins 300 ans pour la décontamination de certains sites en Allemagne (Cunningham *et al.*, 1997). Dans ses débuts, les études sur la phytoremédiation étaient principalement réalisées dans le but de retirer les métaux lourds du sol. Avec le temps, les études et les connaissances associées se sont accrues et d'autres substances chimiques et biologiques, considérées comme dégradant et nuisant un milieu en particulier ont été ajoutées à la liste. Aujourd'hui, le terme phytoremédiation ne désigne pas seulement les intrants chimiques. Par exemple, il est utilisé pour désigner le processus de dessalement des sols qui est effectué par les plantes. En fait, lors d'un apport trop grand en sel, ce dernier est considéré comme un polluant ou un contaminant et c'est pourquoi il est considéré en phytoremédiation (Carreiro et Leite, 2017).

Ainsi, la phytoremédiation sert à retirer une gamme de composés: sous-produits industriels, métaux, métalloïdes, hydrocarbures pétroliers, solvants, excès de sels, etc. (Cunningham *et al.*, 1997).

III.2. Principes de la phytoremédiation

Les fondements de la phytoremédiation se basent sur les processus du cycle de vie des plantes, car tout au long de leur croissance, en acquérant l'eau et les minéraux du sol et jusqu'aux processus de décomposition, les plantes ont des effets chimiques, physiques et biologiques sur leur environnement immédiat (Cunningham et Ow, 1996). Lors de la photosynthèse, les plantes utilisent le dioxyde de carbone atmosphérique pour capter l'énergie lumineuse et la convertir en énergie utilisable pour la fabrication de leur biomasse (ITRC, 2009). La photosynthèse, lors de l'oxydation de l'eau et de la réduction du carbone, peut être bénéfique pour dégrader certains composés. Les plantes

acquièrent également, par leur système racinaire, l'eau et les nutriments inorganiques dissouts (**N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cl, Zn, Mn, Cu, B, et Mo**) qui sont transportées dans la plante et qui contribuent à son développement. Dans ce processus, d'autres substances non essentielles comme les contaminants (**Pb, Cd, As, sels en excès.**) sont aussi absorbées. Comme elles ne sont pas essentielles aux besoins de la plante, elles peuvent représenter un risque de toxicité, à des doses plus ou moins importantes, tout dépendant des plantes et des substances en question. Ainsi, pour réagir aux dommages potentiels que les contaminants peuvent causer aux tissus végétaux, les plantes opèrent des mécanismes physiologiques, expliqués à la section suivante, comme la séquestration ou la stabilisation de ces contaminants (**ITRC, 2009**).

Le potentiel de décontamination des sols par les plantes est spécifique au site et aux contaminants (**Cuunningham et Ow, 1996**). Ainsi, l'utilisation des plantes avec leur microbiote s'avère une solution efficace pour pallier à la dégradation des terres qui sont de plus en plus fréquentes (**Coêlho et al., 2016**). Les polluants inorganiques et organiques sont absorbés de manières différentes par la plante. D'abord, les polluants inorganiques sont déplacés dans la plante grâce à des transporteurs protéinés, car ils sont des nutriments ou parce qu'ils possèdent une structure semblable à ceux-ci et sont absorbés par inadvertance (**Pilon-Smits, 2005**). Les polluants organiques, de leur côté, sont habituellement synthétisés par l'humain, ils sont donc inconnus pour la plante. Ainsi, celle-ci ne possède pas les transporteurs propices pour leur acheminement à l'intérieur de la plante. Cependant, ces polluants ont la capacité de se déplacer dans les tissus végétaux grâce à la diffusion et à leurs propriétés chimiques (**Pilon-Smits, 2005**).

Tableau 8: Mécanismes de la phytoremédiation et les types de contaminants pouvant être traité (**EPA, 2000**).

Mécanismes	Type de contaminant traité
Phytodégradation	Organique
Phytoextraction	Inorganique
Phytostabilisation	Inorganique
Phytovolatilisation	Organique et Inorganique
Rizodégradation	Organique
Rizofiltration	Inorganique

III.3. Techniques de phytoremédiation

La phytoremédiation se décompose en plusieurs types qui opèrent à l'intérieur de la plante ou dans son environnement immédiat (**Figure 9**). Les mécanismes en cause sont la dégradation, l'extraction, la concentration, la volatilisation ou le confinement. Dans la plupart des cas, lors de la phytoremédiation, une combinaison de plusieurs de ces mécanismes peut se produire simultanément ou subséquentement. Il peut y avoir, par exemple, l'extraction d'un contaminant par les racines de la plante suivie de sa volatilisation (**Susarla et al., 2002**). Les mécanismes possibles sont présentés dans cette section.

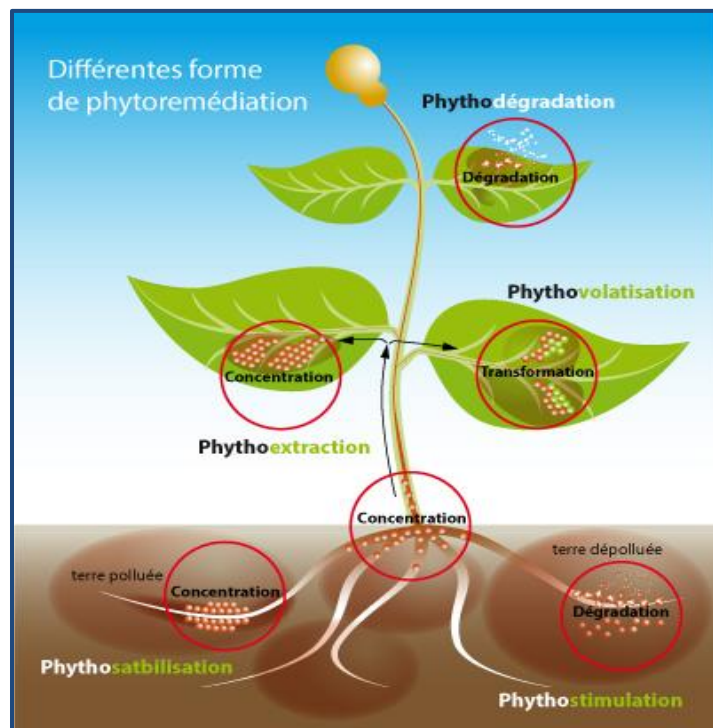


Fig .9: Mécanismes impliqués dans la phytoremédiation (**Susarla et al., 2002**).

III.3.1. Phytoextraction

Lors de la phytoextraction, les plantes absorbent les polluants à partir des racines et les transloquent dans les parties aériennes (**EPA, 2000**). Le contaminant doit être dissout dans l'eau du sol et entrer en contact avec les racines pour être absorbé par la plante (**ITRC, 2009**). Bien qu'aujourd'hui plusieurs types de polluants sont visés par ce mécanisme, originalement, la phytoextraction n'était qu'utilisée que pour retirer les métaux lourds, dont le plomb, le nickel ou le cuivre (**Cuunningham et al., 1997**). Le procédé permet de concentrer le contaminant dans les plantes par la lignification (**ITRC, 2009**). Le

contaminant s'accumule dans les tissus de la plante, car il n'est pas dégradé rapidement ou complètement (Susarla *et al.*, 2002).

Ceci facilite son élimination subséquente et une collecte peut alors être effectuée pour retirer du site les végétaux utilisés (EPA, 2000). Ceux-ci pourront en suite être détruits ou utilisés à d'autres fins (Cunningham *et al.* 1996; Pequeno *et al.*, 2014).

Des plantes dites hyperaccumulatrices peuvent concentrer une grande quantité de polluant sans en affecter leur croissance. Cependant, des plantes moins tolérantes peuvent tout de même être employées jusqu'à saturation du contaminant (Susarla *et al.* 2002). La phytoextraction est la technique la plus utilisée pour retirer les excès de sels environnementaux.

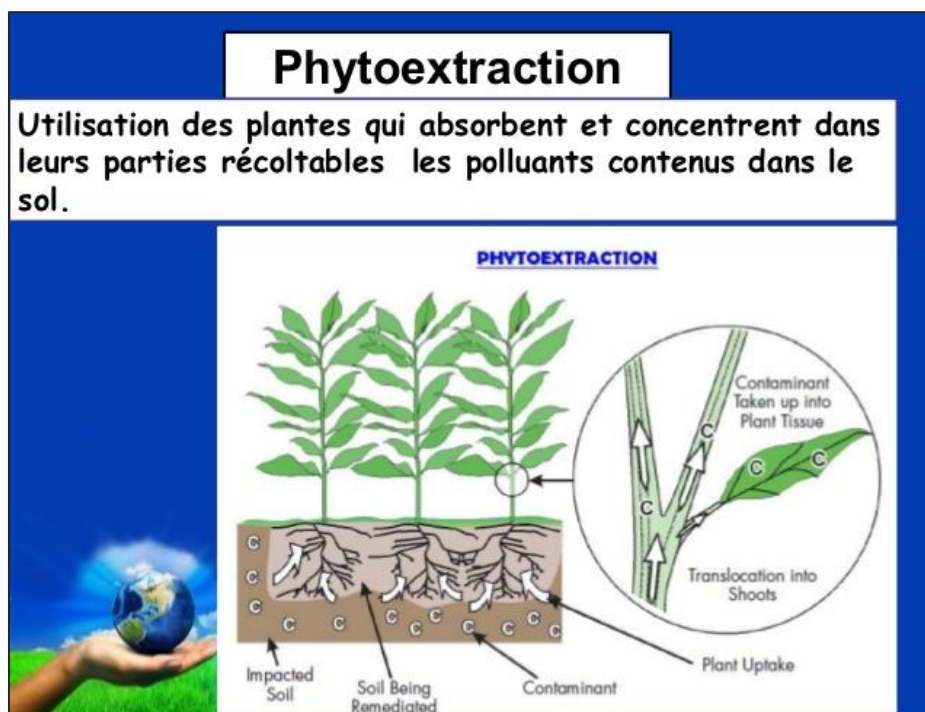


Fig .10: Le mécanisme de phytoextraction qui utilisé par les plantes (Susarla *et al.* 2002).

III.3.2. Phytodégradation

La phytodégradation se produit lorsque les plantes absorbent, métabolisent et dégradent un contaminant du sol. L'activité enzymatique, qui se produit par, entre autres, la déhalogénase ou l'oxygénase se réalise à l'intérieur des cellules végétales. Ceci entraîne la transformation ou la dégradation partielle ou complète du contaminant en un composé moins dommageable pour l'environnement (Cuunningham *et al.*, 1996; Greipsson, 2011; Vasconcellos *et al.*, 2012). La fonctionnalité de la phytodégradation est basée sur la capacité de la plante à absorber le contaminant du sol (Vishnoi et Srivastava, 2008). De nombreux

contaminants peuvent être dégradés de cette façon, dont des herbicides ou des insecticides (Vishnoi et Srivastava, 2008). Cependant, seuls les composés organiques peuvent être dégradés par la phytoremédiation, car les composés inorganiques ne peuvent qu'être stabilisés ou emmagasinés (Pilon-Smits, 2005). Généralement, les composés hydrophobes sont dégradés avec succès par ce mécanisme (Greipsson, 2011).

III.3.3. Rhizodégradation

La rhizodégradation, également nommée phytostimulation, est très semblable au mécanisme précédent, mais se produit dans la zone de la rhizosphère. Ce processus s'avère utile pour dégrader les composés organiques hydrophobes qui ne peuvent être absorbés par la plante (Lamego et Vidal, 2007). Le contaminant est en fait dégradé avec l'aide de l'association microbienne et fongique qui se trouve dans le sol (Cunningham *et al.* 1996; Vasconcellos *et al.*, 2012). Lors de la décomposition des substances organiques, il peut y avoir production de composés semblables ou générer, par la minéralisation, des composés inorganiques comme du dioxyde de carbone ou de l'eau (Vishnoi et Srivastava, 2008).

De plus, la pénétration des racines dans le sol permet d'augmenter l'aération de la zone, ce qui stimule la dégradation aérobie (Susarla *et al.* 2002). Les plantes peuvent également moduler l'environnement chimique de la rhizosphère, par entre autres, la sécrétion d'exsudats comme des sucres, acides aminés, acides organiques, acides gras, stérols, facteurs de croissance, nucléotides, enzymes, etc. (Vishnoi et Srivastava 2008). Ceux-ci sont bénéfiques aux microorganismes, car ils stimulent leur croissance (Greipsson, 2011).

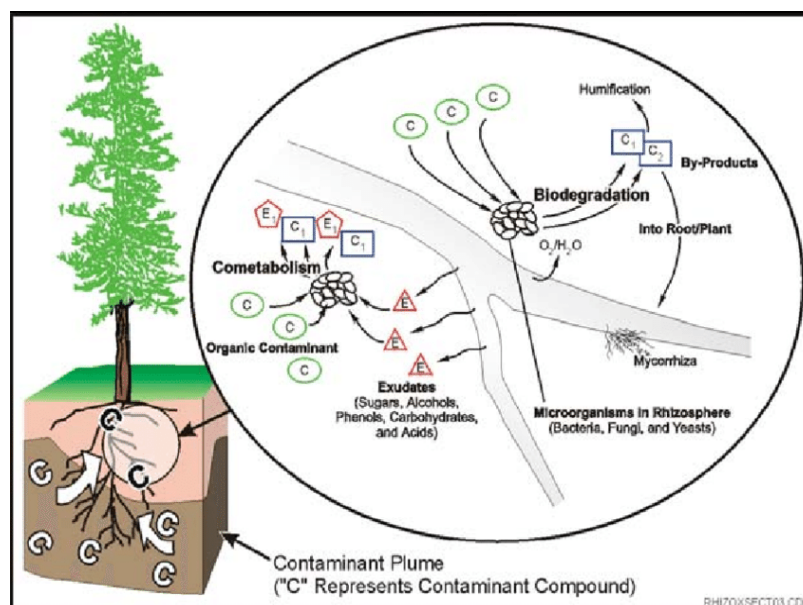


Fig .11: la rhizodégradation dans certain plante (Greipsson, 2011).

III.3.4. Phytovolatilisation

La phytovolatilisation a lieu lorsqu'une substance, une fois captée dans le sol par la plante, est rejetée sous une forme modifiée ou gazeuse dans l'atmosphère par la transpiration. Les composés émis dans l'air sont considérés comme moins toxiques pour l'environnement (**Vasconcellos *et al.*, 2012**). L'activité microbienne facilite la volatilisation qui peut se produire autant dans les feuilles que dans les racines (**Cunningham *et al.*, 2011**). Les composés organiques et inorganiques qui ont une forme volatile peuvent être impliqués dans la phytovolatilisation (**Lamego *et Vidal*, 2007**). C'est le cas notamment de certains sels ou de composés du mercure, arsenic ou sélénium (**Pequeno *et al.*, 2004**). D'autres mécanismes comme la rhizodégradation ou la photodégradation peuvent également être impliqués dans la volatilisation du contaminant, car elles en modifient la substance initiale. Cette dernière entre ensuite dans le processus de translocation de la voie de transpiration et est renvoyée dans l'air (**ITRC, 2009**).

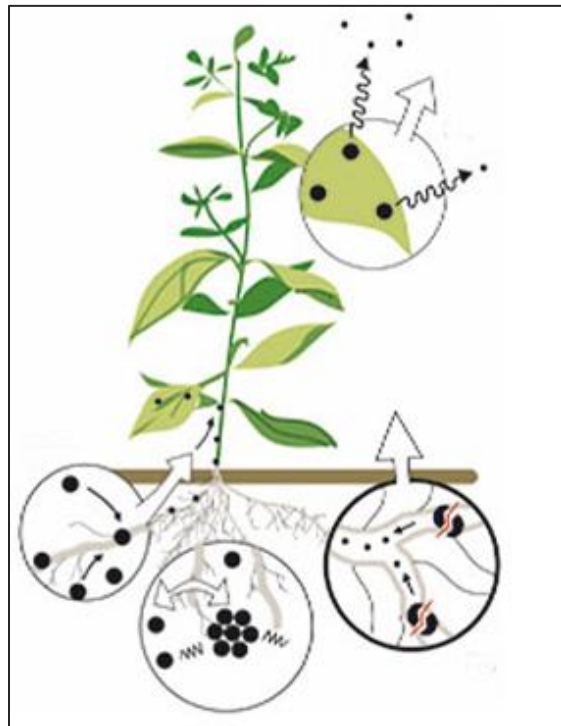


Fig .12: le mécanisme de phytovolatilisation (**ITRC, 2009**).

III.3.5. Phytostabilisation

La phytostabilisation, pour sa part, permet de limiter la migration des contaminants dans le sol. En fait, une barrière végétale naturelle se crée, ce qui fournit une résistance à l'érosion ou encore à la lixiviation. Ceci peut empêcher le déplacement des contaminants vers les milieux environnants ou limiter leurs interactions avec la flore

microbienne du sol (ITRC, 2009). Aussi, les racines des plantes peuvent modifier les conditions environnementales comme le pH et l'humidité contenus dans le sol. Ainsi, en optant pour les plantes propices, il est possible de maintenir certains contaminants dans le sol, dont les métaux, qui sont les principaux visés par ce mécanisme et de ce fait, empêcher leur déplacement à d'autres sites (Susarla *et al.*, 2002).

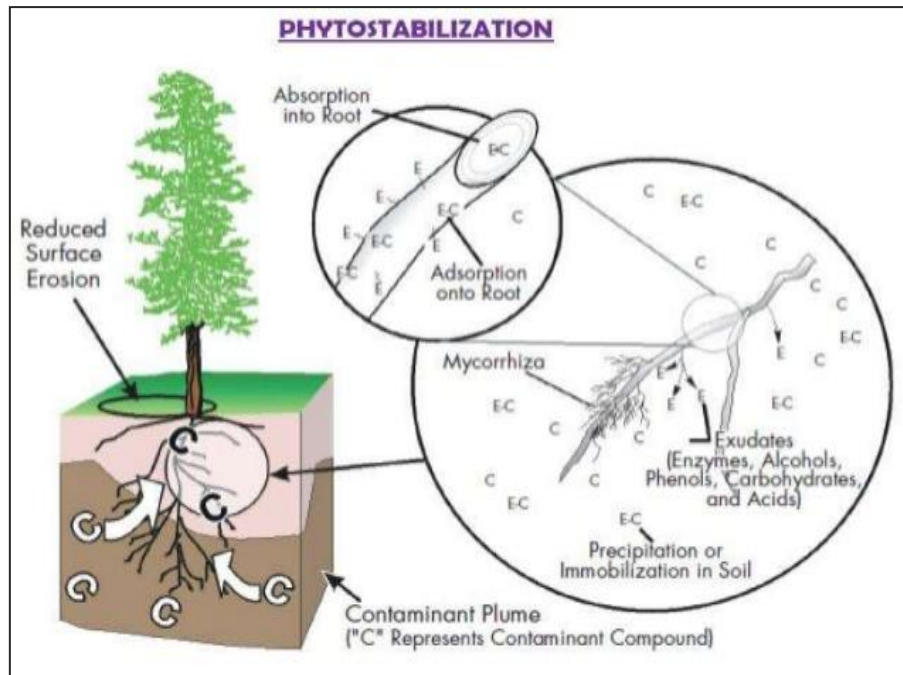


Fig .13: le mécanisme de phytostabilization dans les plantes (Susarla *et al.*, 2002).

III.3.6. Rhizofiltration

La rhizofiltration a comme objectif de retirer les métaux de l'eau. Cette technique est utilisée pour décontaminer les eaux souterraines. Elle s'opère lorsque les plantes qui sont en contact direct avec l'eau absorbent les contaminants par leurs racines (EPA, 2000).

III.4. Avantages

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

1. Entant une technique hautement utilisée de manière in situ, la phytoremédiation, comparativement aux autres techniques d'extraction du substrat(ex situ), à une perturbation minimale dans l'environnement où elle est réalisée.
2. Elle est la technique la moins coûteuse des processus de remédiation.
3. Elle est aussi la plus simple d'application.
4. Elle ne nécessite aucun personnel spécialisé pour son fonctionnement, seules les pratiques agronomes conventionnelles doivent être employées.
5. Elle peut s'appliquer sur des terres éloignées et difficiles d'accès.
6. Aucune énergie supplémentaire n'est nécessaire ou ne doit être incorporée au système pour son fonctionnement.
7. Elle peut traiter de nombreux polluants simultanément, qu'ils soient organiques ou inorganiques.
8. Lorsque les plantes ont traité les polluants et qu'aucune manipulation subséquent n'est nécessaire, de la biomasse est incorporée à l'environnement.
9. Les conditions physico-chimiques du sol sont maintenues ou améliorées grâce à la couverture végétale créée.
10. D'autres procédés qui affectent la dégradation des sols, comme celui de l'érosion et de la désertification, peuvent également être réduits ou prévenus avec l'utilisation de la phytoremédiation.
11. Elle diminue la lixiviation des contaminants vers d'autres zones, dont les cours d'eau ou la nappe phréatique.
12. Il y a fixation d'azote atmosphérique (principalement par les légumineuses).
13. Elle peut être appliquée sur de grandes surfaces à traiter.
14. Les sites qui contiennent des contaminants peu toxiques peuvent être soumis à la phytoremédiation sur le longterme, comme avec les sels.
15. Elle permet le recyclage des ressources comme l'eau et la biomasse. 16.Enfin, la phytoremédiation est une technique qui est déjà hautement acceptée par la société.

III.5.Limites

Malgré les nombreux avantages qu'elle confère, la phytoremédiation a toutefois quelques contraintes qui peuvent freiner son utilisation et son efficacité(Cuunningham *et al.*,1996; EPA, 2000; Devinny *et al.*,2005; Vishnoi et Srivastava, 2008; Procópio *et al.*,2009;Maestri et Marmiroli, 2011).Ces limites se doivent d'être explicitées pour en arriver à une meilleure compréhension des problématiques auxquelles se heurte la

phytoremédiation, et ce, dans le but que des solutions soient proposées pour en atténuer les désavantages et permettre une optimisation de l'utilisation de la méthode.

1. D'abord, la première contrainte à la phytoremédiation est que le contaminant doit se retrouver dans la zone racinaire des plantes pour être traité, sans quoi, il n'y a aucun effet. Pour cela, les plantes doivent être en mesure d'entraîner leurs racines jusqu'aux contaminants ou bien les contaminants doivent être déplacés jusqu'aux racines. De plus, il faut considérer la profondeur du système racinaire qui varie selon les espèces, les conditions climatiques et celles du sol. Les arbres, par exemple, peuvent étendre leurs racines jusqu'à environ 4,5 mètres, tandis que les espèces graminées peuvent le faire jusqu'à environ 1,2 mètre.
2. De plus, la phytoremédiation s'opère principalement dans les sols peu profonds, les ruisseaux et les eaux souterraines.
3. Dans le même ordre d'idées, les conditions climatiques ou saisonnières peuvent limiter la croissance des plantes et augmenter la période de temps pour la décontamination d'un site.
4. La phytoremédiation fonctionne mieux lorsque les sols sont faiblement à moyennement affectés par les contaminants. Ainsi, un site contenant de fortes concentrations de contaminants peut limiter la croissance des plantes et limiter son traitement par la phytoremédiation.
5. Une extraction des plantes doit être réalisée lorsque celles-ci accumulent le contaminant dans ses tissus sans les dégrader.
6. Les plantes, qu'elles soient natives, exotiques ou génétiquement modifiées, qui extraient les polluants du sol en les emmagasinant dans leurs tissus, comme lors de la phytoextraction, engendrent la possibilité que les contaminants entrent dans le réseau trophique de l'écosystème. Ceci peut nuire aux organismes qui s'en nourrissent comme les insectes et les oiseaux.
7. Le choix des plantes pour la décontamination des pesticides est ardu étant donné l'étendue du spectre d'action et la grande gamme de substances chimiques utilisée pour la fabrication de ces produits.
8. Enfin, la ressource biologique est encore largement inexploitée.

Radis

IV. Radis

IV.1. Présentation de l'espèce

Le radis, *Raphanus sativus* L. est un légume-racine de la famille des Brassicacées, connue par sa durée de culture courte (**Blažević et Mastelić, 2009**). La partie la plus consommée est la racine, bien que la plante entière soit comestible et que le sommet puisse être utilisé comme légume-feuille. La racine gonflée et les feuilles vertes se mangent de plusieurs façons : cuites, crues, marinées, séchées (**Curtis, 2003**).



Fig. 14: Le radis (*Raphanus sativus* L.) (**Benachour . 2008**).

IV.2. Origine du radis

L'origine du radis reste incertaine, il serait originaire de l'extrême Orient, en particulier la Chine et le Japon où l'on retrouve de très nombreuses variétés. D'autres botanistes soupçonnent que la plante serait originaire de la Méditerranée ou encore de l'Europe. La culture du radis est très ancienne et c'est à partir du XVII^e siècle que sa culture commence à être largement répandue. De nos jours, c'est une culture maraîchère répandue dans toutes les régions du monde (**Benachour, 2008**).

IV.3. Description

Le radis, comme le navet, est une plante potagère annuelle ou bisannuelle, bisannuelle à racines de la famille des Brassicaceae. Le radis est une crucifère diploïde ($2n = 18$ chromosomes) mais il existe aussi des variétés tétraploïdes (**Banga, 1976**). Le radis, *Raphanus sativus* L. est une plante, cultivée depuis très longtemps pour sa racine charnue de différentes formes (long, rond) à chair rose-blanche. Le radis a été choisi comme modèle expérimentale en raison de sa racine de stockage, son cycle de croissance plus court

(Sayantan et Shardendu, 2013), et sa grande capacité d'accumulation de métaux lourds (Máthé-Gáspár et Anton, 2002), C'est un légume-racine très faible en calories et aussi une très bonne source d'antioxydants, d'électrolytes, de minéraux, de vitamines et de fibres (Singh et Prasad, 2015).



Fig .15 : Plante de *Raphanus sativus* L. (Neggaz, 2017).

IV.4.Classification systématique

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

Tableau 9 : Classification systématique de *Raphanus sativus* L. (Cronquist, 1968).

Règne	Plantae
Sous-règne	Tracheobionta
Division	Magnoliophyta
Classe	Magnoliopsida
Sous-classe	Dilleniidae
Ordre	Capparales
Famille	Brassicaceae
Genre	Raphanus
Nom binominal	<i>Raphanus sativus</i> L

IV.5. Cycle végétatif

La première étape de la croissance de *Raphanus sativus* L. est la germination (**Figure 16 « 01 »**), ou les graines sèches mises en germination sont complètement humidifiées dans le sol; la radicule sort de la graine ; l'hypocotyle et cotylédons percent les téguments de la graine et poussent vers la surface du sol, puis les cotylédons percent en surface aérienne pour donner des levées (**Maria Flaya, 2018**).

La deuxième étape présente la croissance des levées (**Figure 16 « 02 »**); les cotylédons sont complètement étalés avec une apparition de premières feuilles puis les pousses latérales et l'élongation des tiges (**Maria Flaya, 2018**).

La troisième étape du cycle végétatif de *Raphanus sativus* L. est la floraison (**Figure 16 « 03 »**), elle commence par l'apparition de l'inflorescence ; ou les boutons floraux sont présents mais encore enfermés dans les feuilles, les premiers pétales deviennent visibles et les fleurs s'ouvrent ensuite. Lorsque la floraison s'achève, la majorité des pétales tombent ce qui marque le début de la dernière étape du cycle végétatif de *Raphanus sativus* L (**Maria Flaya, 2018**).

Le développement du fruit (**Figure 16 « 04 »**), présente la phase pré-maturation de *Raphanus sativus* L., ou toutes les gousses contenant les graines vertes apparaissent et atteignent leur taille définitive ; c'est le début de la maturation. Lorsque les gousses sont mûres et les graines sont foncées et dures, la maturation est considérée complète et le cycle végétatif est terminé (**Maria Flaya, 2018**).

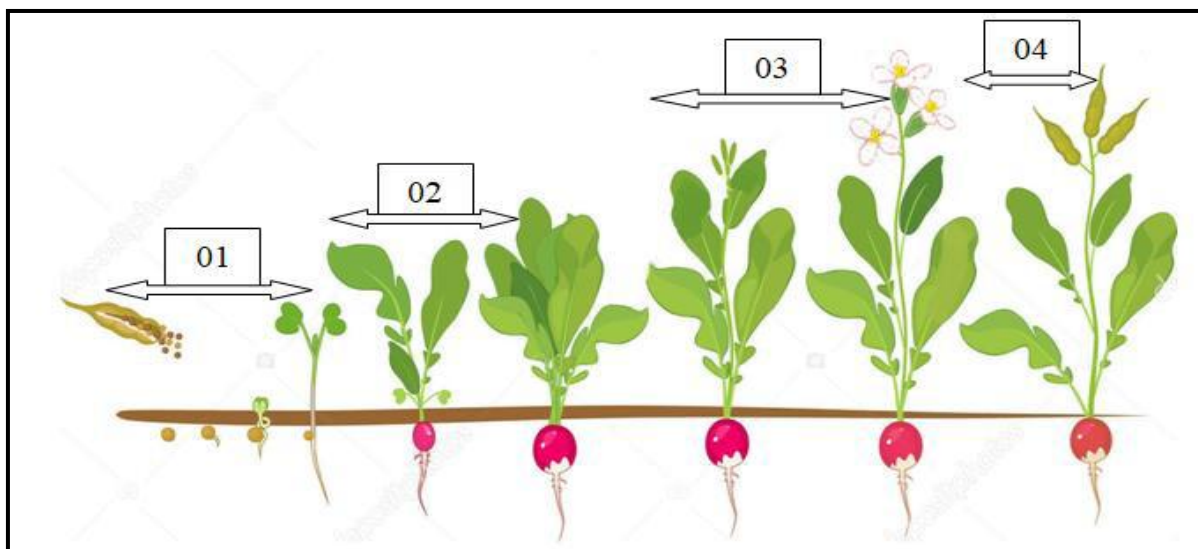


Fig.16 : Cycle végétatif de *Raphanus Sativus* L. (**Maria Flaya, 2018**).

IV.6. Principaux types du radis

Les radis diffèrent par la forme et la couleur de leur racine. Au niveau de la forme il existe des radis ronds, demi-longs (les plus recherchés) ou longs. Ils peuvent être blanc rose pâle, rouge vif, rouge violacé, noir et souvent avec un bout blanc plus ou moins important. Ils se distinguent également selon la période de culture et de récolte (**Gnis, 2017**) :

➤ Radis à forcer

Précoces, avec de petites feuilles, ils sont destinés aux cultures hâtées (sous tunnel plastique) et aux premiers semis sans abri. Ces radis se forment rapidement et doivent être récoltés sans attendre car ils deviennent creux très vite. On trouve des radis à forcer longs, demi-longs et ronds, de couleur rouge, rouge vif avec le plus souvent un bout blanc (**Gnis, 2017**).



Fig .17: Radis à forcer Rond Ecarlate (**Gnis, 2017**).

➤ Radis de tous les mois

Ils sont cultivés en pleine terre et sont susceptibles, comme leur nom l'indique, d'être semés pendant une longue période de mi-mars à fin septembre. Les radis peuvent être classés en deux grands types : les radis de tous les mois qui se distinguent selon leurs formes (ronds ou 1/2 longs), leurs couleurs (unicolores, bicolores, rouges, violets) et selon leur type « hybride » ou « non hybride ». Les radis raves qui sont de forme longue et se distinguent selon leurs couleurs (blancs, noirs, roses, violets, jaunes) et selon leur type « hybride » ou « non hybride » (**Itcimi. 2010**).



Fig .18: Radis longs (Itcmi. 2010) **Fig .19:** Radis ronds (Itcmi. 2010).

➤ **Radis raves**

Comme les radis de tous les mois, il est possible de les cultiver sur une longue période. Leur durée de culture est plus longue et les récoltes commencent 6 à 8 semaines après le semis. Il s'agit de gros radis longs, étroits et pointus. Ils ont une chair tendre avec une saveur douce. Ils ne deviennent pas creux rapidement (Gnis, 2017).



Fig .20: Radis Violet de Gournay (Gnis, 2017)

Fig .21 : Radis rave Blanche transparente (Gnis, 2017).

➤ **Radis d'hiver**

Leur racine est le plus souvent longue et cylindrique, parfois ronde, de couleur noire ou violacée. Leur chair est ferme, de saveur plus ou moins piquante et ils se consomment coupés en tranche. Semés en été, ils se récoltent à partir de novembre. Il est possible de les conserver en cave pour les conserver tout l'hiver (Gnis, 2017).



Fig .22: Radis rave Noir gros (Gnis, 2017)

IV.7. Activités biologiques

La composition chimique varie en principes actifs cités précédemment, joue un rôle principal dans les activités biologiques de cette plante, parmi ces activités :

IV.7.1. Protection du sol

Le radis s'établit très rapidement, même dans des situations de sécheresse modérée, cela confère une excellente protection du sol contre le vent ou contre l'érosion hydrique. La décomposition de ses racines épaisses crée des pores dans le sol qui favorisent une bonne infiltration de l'eau, une bonne aération du sol et une activité microbienne accrue. (Ngouajio et Mutch, 2004). Le radis peut aussi être utilisé comme engrais vert. Par exemple, le radis (*R. sativus* L. var. *oleiferous* Metzg.) est cultivé comme engrais vert pour les terres agricoles au Paraguay avec 5 tonnes par hectare (Florentin *et al.*, 2001).

IV.7.2. Herbicide biologique

Qu'il soit planté au printemps, tard en été ou en début d'automne, le radis croît rapidement et produit une importante couverture au sol qui «étouffe» les mauvaises herbes (Ngouajio et Mutch, 2004). L'efficacité du radis à réprimer les mauvaises herbes repose aussi sur sa capacité à produire des substances chimiques appelées glucosinolates qu'il rejette dans l'environnement. Dans certains cas, l'effet de ces substances sur les mauvaises herbes et les nematodes est comparable au fumigant commercial VapamR (métam sodium) (Brown et Morra, 1996).

IV.7.3. Activité antioxydante

Du fait qu'il est très riche en antioxydants (les anthocyanines, Kaempferol et les Peroxydases...), des chercheurs ont notamment étudié l'effet d'un mélange d'antioxydants du radis chez l'animal pour découvrir qu'il apportait une protection contre l'oxydation des

lipides sanguins (un effet favorable à la santé cardiovasculaire), des lipides des cellules intestinales (un effet bénéfique pour la prévention du cancer du colon) et d'autres maladies liées au vieillissement (Aoumeur, 2012).

IV.8. Importances écologiques et environnementaux

A. Intérêts écologiques

Actuellement, avec les variétés ayant une capacité de dépollution le sol on les utilise comme des plantes phytoremédiatrices.

Le radis est une plante hyperaccumulatrice phytoremédiatrice utilisée pour absorber des concentrations élevées de métaux par leurs racines et les concentrer dans leurs feuilles.

Cette biomasse est récoltée pour l'incinérer et récupérer les métaux dans les cendres afin de les réutiliser en métallurgie. (Bouhadjera, 2005) C'est un outil de réhabilitation des sols.

B. Intérêts écotoxicologiques

L'étude écotoxicologique de cette plante pourrait constituer un outil intéressant pour estimer les risques de transfert potentiel des métaux lourds au sein de l'écosystème par leurs capacités de détoxification, d'immobilisation ou d'absorption des métaux lourds (Ait hamadouche *et al.*, 2007). En général, le Radis utilisé pour préparer et réaliser les essais de toxicité d'un sol. (E.P.S, 2005).

Biodésinfection du sol (engrais vert) pratique à but principale « d'assainissement du sol » par l'utilisation des propriétés « allélopatiques » de plantes contre les bioagresseurs (virus, bactéries, champignon, nématodes).

S'appelle aussi La biofumigation ; est une méthode biologique visant à réduire le nombre de pathogènes, de ravageurs et de semences de mauvaises herbes dans le sol.

Elle est basée sur l'utilisation de plantes riches en glucosinolates, principalement des crucifères. Lors de la décomposition de ces plantes, les glucosinolates sont transformés en isothio- et thiocyanates, molécules volatiles et toxiques pour certains organismes du sol. (Michel *et al.*, 2007).

*Synthèse sur la
réponse du radis au
stress métallique*

V. Réponse du radis au stress métallique de Plomb

Cette partie analyse et synthétise les résultats obtenus antérieurement sur l'effet du plomb sur les paramètres biométriques, métabolique du radis (*Raphanus sativus* L.) traité par le Plomb à différentes concentrations durant une période d'exposition différente d'une semaine à quinze jours.

Tableau 10 : Doses du plomb appliquées

Espèce	Métal	Doses appliquées (ppm)			
<i>Raphanus sativus</i> L.	Plomb	0	500	1000	2000
		0	250	500	1000
		0	100	200	500

V.1. Paramètres étudiés

V.1.1. paramètres biométriques

V.1.1.1. La hauteur de la partie aérienne

La hauteur de la partie aérienne de chaque plante a été mesurée à la fin de l'expérimentation.

V.1.1.2. La masse de la matière fraîche (MF)

Les plantes du radis (*Raphanus sativus* L.) sont pesées pour la détermination de la matière fraîche (MF) en gramme. Les valeurs obtenues sont les moyennes des quatre répétitions par traitement.

V.1.1.3. La masse de la matière sèche (MS)

Après la prise de la masse de la matière fraîche des plantes du radis (*Raphanus sativus* L.) qui sont enveloppées dans un papier aluminium et placées dans l'étuve à 80°C pendant une semaine pour déterminer la masse de la matière sèche. Les valeurs obtenues sont les moyennes des quatre répétitions par traitement.

V.1.2. paramètres métaboliques

V.1.2.1. Dosage de la chlorophylle et les caroténoïdes

L'extraction de la chlorophylle **a** et **b** réalise selon la méthode de **LICHTENTHALER (1987)** et **SHABALA et al. (1998)** et au niveau de l'avant dernière feuille.

Dans des tubes à essai, on ajoute à 100 mg d'échantillon frais, coupé en petits

fragments, 10 ml d'acétone à 95%, l'ensemble est conservé à l'obscurité et à 4° C pendant 48 heures. Les concentrations de la chlorophylle « a », de la chlorophylle « b » sont effectués à l'aide d'un spectrophotomètre à UV à des densités optiques respectives de 662 nm et 664 nm. L'appareil est étalonné avec la solution témoin à base d'acétone à 95%. Les teneurs de la chlorophylle **a**, de la chlorophylle **b** et les chlorophylles totales sont calculées par les formules suivantes :

$$\text{Chl a} = [12.21 \times \text{Do} (663) - 2.81 \times \text{Do} (646)] \times \text{V/P}$$

$$\text{Chl b} = [12.21 \times \text{Do} (646) - 2.81 \times \text{Do} (663)] \times \text{V/P}$$

$$\text{Ccar} = [1000 \times \text{Do} (470)] - [(3.27 \times \text{Chla}) - (104 \times \text{Chlb})] / 229$$

$$\text{Chl t} = [8.02 \times \text{Do} (663)] + [20.20 \times \text{Do} (645)]$$

Chl a : concentration en chlorophylle a.

Chl b : concentration en chlorophylle b.

Chl t : concentration en chlorophylle totale.

Ccar : concentration en caroténoïdes.

V.2.Effet du plomb sur les paramètres biométriques

V.2.1. Effet du plomb sur l'évolution de la hauteur de la partie aérienne

La taille de chaque plante est mesurée à l'aide d'une règle graduée (cm). Les analyses biométriques ont été réalisées au Laboratoire.

➤ La hauteur de la partie aérienne des plantes du radis (*Raphanus sativus* L) qui traitent à différentes concentrations du Plomb (100, 200, 500 et 1000 ppm) diminue d'une façon significative ($P < 0,05$), les moyennes de la longueur évaluée respectivement 8.5 ± 2.6 cm, $7.5 \pm 2,5$ cm, $5.0 \pm 2,0$ cm et 4.0 ± 1.9 cm, par rapport au témoin 10.0 ± 3.0 cm.

Tableau. 11: les valeurs de la longueur des parties aériennes des plantes du radis (*Raphanus sativus* L.) exposés au plomb (*): Différence significative ($P < 0.05$).

	Plomb (ppm)				
	0	100	200	500	1000
longueur des parties aériennes (cm)	10.0±3.0	8.5±2.6	7.5±2.5*	5.0±2.0*	4.0±1.9*

➤ la hauteur des parties aériennes des plantes intoxiquées présentent les plus grandes valeurs (26.32 ± 3.68 , 25.38 ± 3.75 , 24.75 ± 1.36 cm) à des concentrations du plomb (250, 500 et 1000 ppm) respectivement, par rapport au témoin (23.56 ± 1.25 cm). Cette différence est significative ($p < 0.05$) chez les plantes intoxiquées à 1000 mg/l comparativement au témoin.

Tableau. 12: les valeurs de la longueur des parties aériennes des plantes du radis (*Raphanus sativus* L.) exposés au plomb.

	Plomb (ppm)			
	0	250	500	1000
longueur des parties aériennes (cm)	23.56 ± 1.25	26.32 ± 3.68	25.38 ± 3.75	24.75 ± 1.36

➤ la hauteur de la partie aérienne des plantes du radis (*Raphanus sativus* L) qui traitent à différentes concentrations du Plomb diminue d'une façon non significative avec une probabilité qui est égale 0,17 ($P > 0,05$) pour les doses 500, 1000 et 2000 ppm les moyennes de la longueur des plantes évaluent respectivement $42,63 \pm 4,082$ cm $39 \pm 2,499$ cm et $36,5 \pm 2,38$ cm par rapport le témoin ($43,5 \pm 5,447$ cm)

Tableau. 13: les valeurs de la longueur des parties aériennes des plantes du radis (*Raphanus sativus* L.) exposés au plomb (*): Différence significative ($P < 0.05$)

	Plomb (ppm)			
	0	500	1000	2000
longueur des parties aériennes (cm)	$43,5 \pm 5,447$	$42 \pm 4,082$	$39 \pm 2,449$	$36,5 \pm 2,38$

V.2.2. Effet du plomb sur le poids frais (la biomasse)

Le poids frais (g) et le poids sec (g) de chaque plante détermine à l'aide d'une balance de précision juste après la récolte.

➤ Le poids de matière fraîche des plantes du radis (*Raphanus sativus*) qui traite à différentes doses est diminué d'une façon non significative avec une probabilité qui est égale 0,7 ($P > 0,05$) pour les doses 500, 1000 et 2000, les moyennes du poids frais des plantes évaluent respectivement $230,425 \pm 36,287$ g, $223,35 \pm 28,241$ g et $214,325 \pm 28,348$ g.

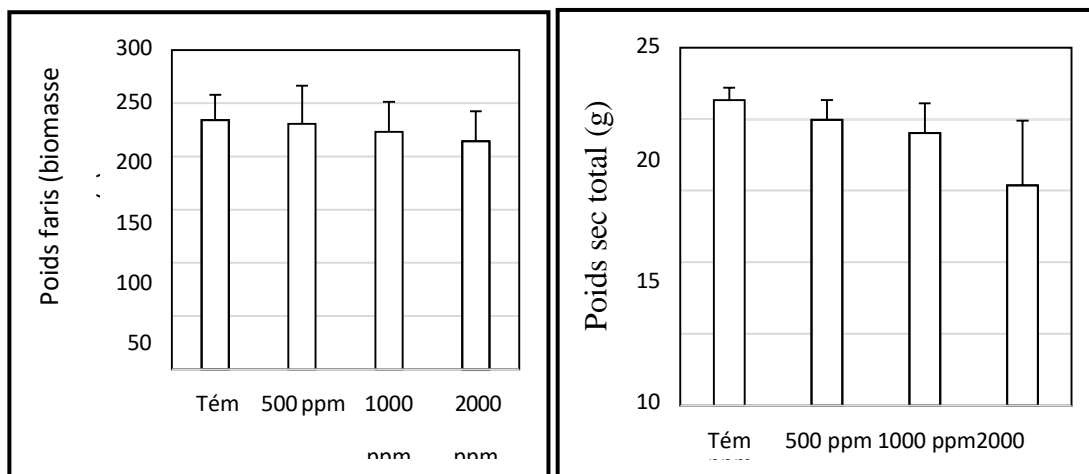


Fig. 23 : Effet du plomb (0, 500, 1000, 2000 ppm) sur le poids frais et sec (biomasse) (g) des plantes de radis (*Raphanus sativus L.*).

- Le poids frais des plantes intoxiquées diminue d'une façon non significative ($p > 0.05$), 42.19 ± 1.94 pour la concentration de Pb 250 mg/l, et d'une façon significative ($p < 0.05$), 37.80 ± 2.95 et 36.56 ± 2.03 g à des concentrations du plomb 500 et 1000 mg/l respectivement, par rapport au témoin, qui est de 55.38 ± 1.44 g.

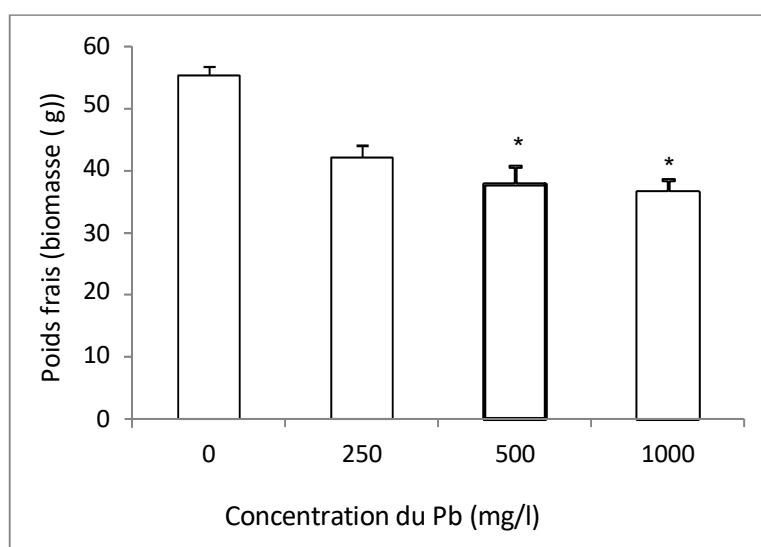


Fig. 24: Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 mg/l) sur le poids frais (biomasse) (g) des plantes de radis (*Raphanus Sativus L.*)

V.3. effet du plomb sur les paramètres métaboliques

VI.3.1. Effet du plomb sur la teneur en pigments chlorophylliens foliaires

Les dosages de la chlorophylle a, b, totale et des caroténoïdes, faitent sur les feuilles des plantes (témoins et intoxiquées). L'extraction de la chlorophylle a et b réalise selon la méthode de **LICHTENTHALER (1987) et SHABALA et al. (1998)** et au niveau de l'avant dernière feuille.

Dans des tubes à essai, on ajoute à 100 mg d'échantillon frais, coupé en petits fragments, 10 ml d'acétone à 95%, l'ensemble conserve à l'obscurité et à 4° C pendant 48 heures. Les concentrations de la chlorophylle « a », de la chlorophylle « b » sont effectués à l'aide d'un spectrophotomètre à UV à des densités optiques respectives de 662 nm et 664 nm.

V.3.1.1. Teneur en chlorophylle a (CHa)

➤ La teneur en chlorophylle a (CHa) diminue chez les plantes intoxiquée, représenté par des valeurs de 26.72 ± 0.9 , 24.53 ± 1.2 et $20.12 \pm 0.6 \mu\text{g/g}$ MF sous les traitements 250, 500 et 1000mg/l de Pb respectivement, Par rapport aux plantes témoins ($27.62 \pm 1.1 \mu\text{g/g}$ MF), cette diminution est significative ($p < 0.05$), très significative ($p < 0.01$) chez les plantes stressées à 500 et à 1000mg/l respectivement.

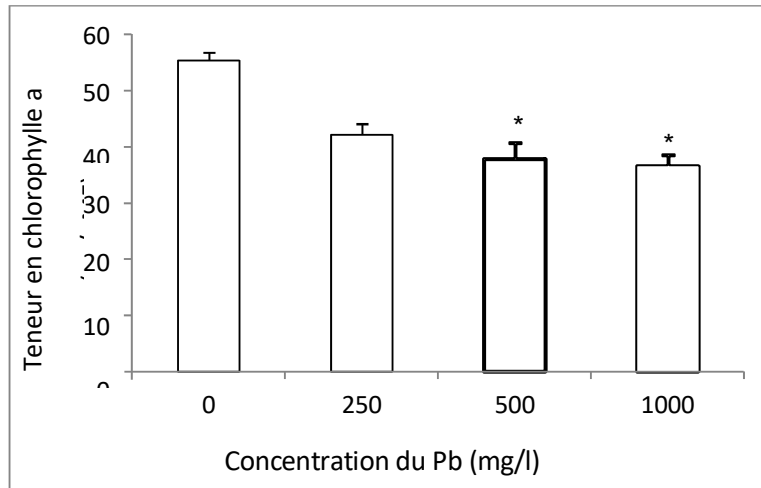


Fig. 25: Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 mg/l) sur la teneur en chlorophylle a des plantes du radis (*Raphanus Sativus L.*), Les valeurs sont exprimées en moyenne (\pm SD ; n=5).

*Différence significative ($p < 0.05$), **différence très significative ($p < 0.01$).

➤ les teneurs en pigments chlorophylle a diminuent d'une façon non significative ($P > 0.05$) à la dose 100 mg/l, mais significative ($0.021 < P < 0.037$) à 200, 500 et 1000 mg/l par un facteur de 0.98, 0.79, 0.30 et 0.13.

➤ la teneur en chlorophylle a (CHa) au fur et à mesure que le stress métallique (concentration du Pb) s'accroissait. Cette teneur diminue chez les plantes intoxiquées, représenté par des valeurs de $0,813 \pm 0,179$, $0,797 \pm 0,125$, $0,781 \pm 0,082$, sous les traitements 500, 1000 et 2000ppm de Pb respectivement, Par rapport aux plantes témoins ($0,877 \pm 0,128$), Il faut noter que cette diminution est non significative ($p < 0.05$).

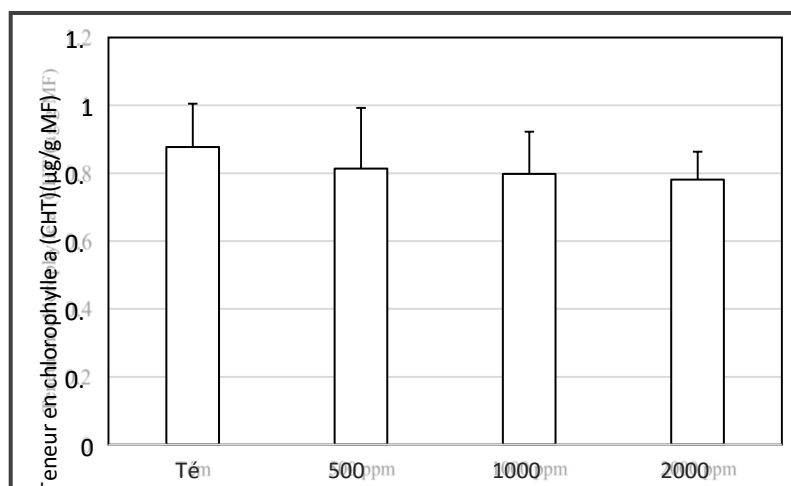


Fig. 26: Effet du plomb (0, 500, 1000, 2000 ppm) sur la teneur en chlorophylle a des plantes du radis (*Raphanus sativus L.*).

V.3.1.2. Teneur en chlorophylle b (CHb)

➤ Les résultats obtenus dans la figure (27) révèlent que chez les plantes du radis, le plomb a provoqué une diminution de la teneur en chlorophylle b, d'une façon non significative sous les doses de Pb : 250 et 500ppm ($12,28 \pm 1,22$ et $12,02 \pm 1,09$ µg/g MF) respectivement, mais d'une façon significative à 1000 ppm ($10,17 \pm 0,95$ µg/g MF) par rapport au témoin qui est de $12,40 \pm 1,33$ µg/g MF.

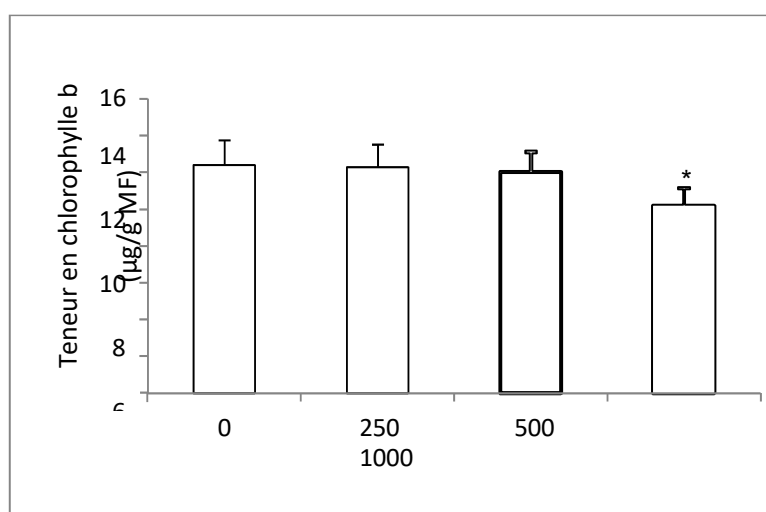


Fig. 27 : Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 mg/l) sur la teneur en chlorophylle b des plantes du radis (*Raphanus Sativus L.*), Les valeurs sont exprimées en moyenne (\pm SD ; n=5).

*Différence significative ($p < 0.05$).

- les teneurs en pigments chlorophylle b diminuent d'une façon non significative ($P > 0.05$) à la dose 100 mg/l, mais significative ($0.021 < P < 0.037$) à 200, 500 et 1000 ppm par un facteur 0.92, 0.70, 0.34 et 0.06.
- le plomb a provoqué une diminution de la teneur en chlorophylle b, d'une façon non significative sous les doses de Pb : 500, 1000 et 2000 ppm ($0,251 \pm 0,056$ et $0,245 \pm 0,009$ et $0,236 \pm 0,032$ $\mu\text{g/g}$ MF) respectivement, par rapport au témoin qui est de $0,254 \pm 0,033$ $\mu\text{g/g}$ MF.

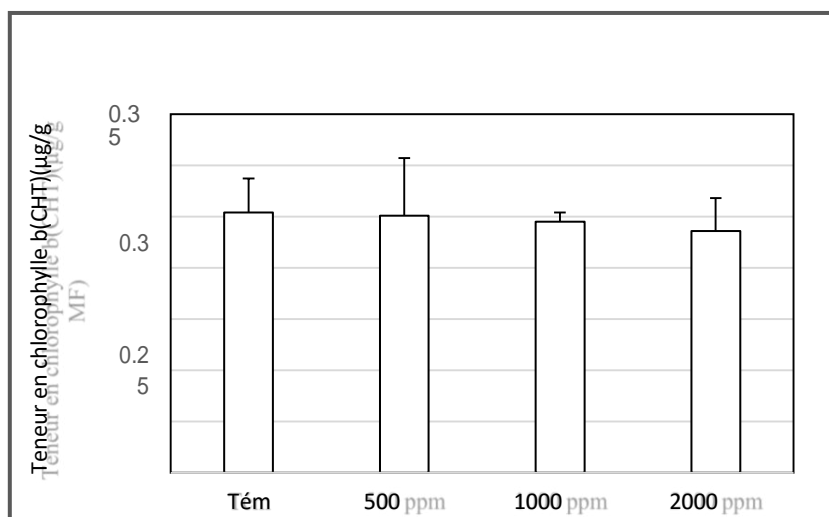


Fig. 28 : Effet du plomb (0, 500, 1000, 2000 ppm) sur la teneur en chlorophylle b des plantes du radis (*Raphanus Sativus L.*).

V.3.1.3 Teneur en chlorophylle totale (CHt)

- La figure (29), ils observent qu'il ya une diminution non significative ($p > 0.05$) de la teneur en chlorophylle totale chez les plantes stressées à 250ppm (39 ± 1.08 $\mu\text{g/g}$ MF), significative ($p < 0.05$) à 500ppm (36.55 ± 0.80 $\mu\text{g/g}$ MF) et très significative ($p < 0.01$) à la dose de 1000ppm de Pb (30.30 ± 0.67 $\mu\text{g/g}$ MF) par rapport au témoin qui est de 40.03 ± 0.38 $\mu\text{g/g}$ MF.

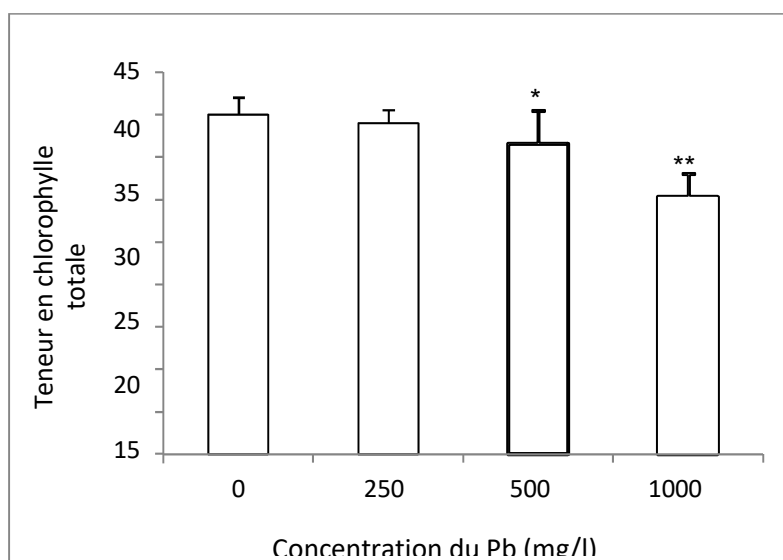


Fig. 29 : Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 ppm) sur la teneur en chlorophylle totale des plantes du radis (*Raphanus Sativus L.*), Les valeurs sont exprimées en moyenne (\pm SD ; n=5).

*Différence significative ($p < 0.05$), **différence très significative ($p < 0.01$).

- Les teneurs en pigments chlorophylle t diminuent d'une façon non significative ($P > 0.05$) à la dose 100 mg/l, mais significative ($0.021 < P < 0.037$) à 200, 500 et 1000 ppm par un facteur 0.91, 0.74, 0.30 et 0.16.
- il ya une diminution non significative ($p > 0.05$) de la teneur en chlorophylle totale chez les plantes stressées sous les doses de Pb: 500, 1000 et 2000 ppm ($1,375 \pm 0,299$ et $1,341 \pm 0,143$ et $1,306 \pm 0,104$ $\mu\text{g/g MF}$) respectivement, par apport au témoin qui est de $1,44 \pm 0,197$ $\mu\text{g/g MF}$.

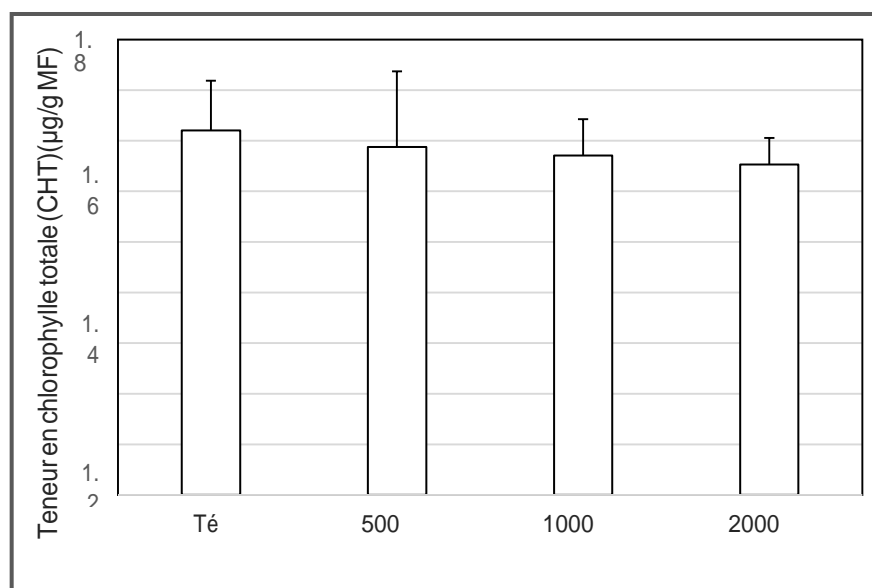


Fig. 30: Effet du plomb (0, 500, 1000, 2000 ppm) sur la teneur en chlorophylle totale des plantes du radis (*Raphanus sativus L.*).

V.3.1.4. Effet du plomb sur la teneur en caroténoïdes

➤ La teneur en caroténoïdes diminue en présence du plomb, d'une façon non significative ($p > 0.05$) à 250 mg/l ($11.01 \pm 0.68 \mu\text{g/g MF}$) et à 500 mg/l ($10.32 \pm 0.69 \mu\text{g/g MF}$) mais d'une façon significative ($p < 0.05$) à 1000mg/l ($8.82 \pm 0.54 \mu\text{g/g MF}$) (la figure (31)).

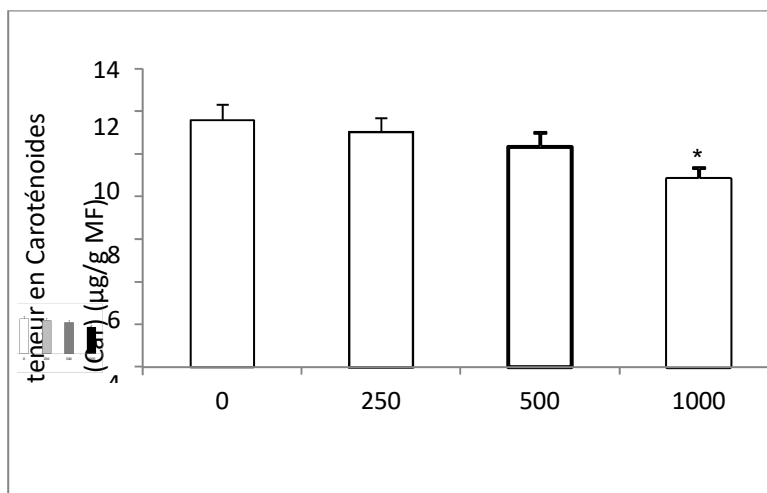


Fig. 31 : Effet du plomb (0, 250, 500, 1000 mg/l) sur la teneur en Caroténoïdes des plantes du radis (*Raphanus Sativus L.*), Les valeurs sont exprimées en moyenne (\pm SD ; n=5).

*Différence significative ($p < 0.05$).

➤ Les teneurs en pigments caroténoïdes diminuent d'une façon non significative ($P > 0.05$) à la dose 100 mg/l, mais significative ($0.021 < P < 0.037$) à 200, 500 et 1000 mg/l par un facteur 0.72, 0.58, 0.35 et 0.08.

➤ La teneur en caroténoïdes en absence du plomb (témoins) est de $0,426 \pm 0,047 \mu\text{g/g}$ de Matière Fraiche dans les feuilles des plantes du radis. Mais cette teneur diminue en présence du plomb, d'une façon non significative ($p > 0.05$) à 500ppm ($0,414 \pm 0,044 \mu\text{g/g MF}$) et à 1000 ppm ($0,384 \pm 0,059 \mu\text{g/g MF}$) et à 2000 ppm ($0,372 \pm 0,021 \mu\text{g/g MF}$).

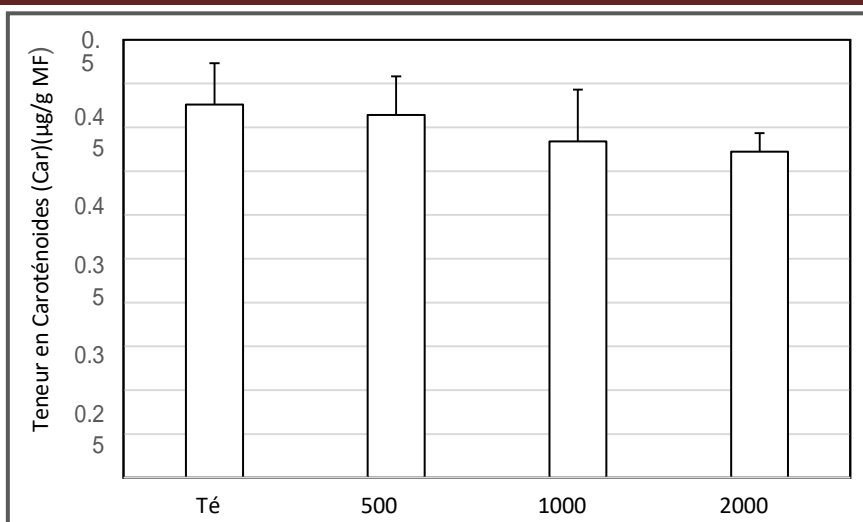


Fig. 32 : Effet du plomb (0, 500, 1000, 2000 ppm) sur la teneur des Caroténoïdes des plantes du radis (*Raphanus Sativus L.*),

Tableau.14: Effet du Pb sur les enzymes antioxydants de *Raphanus sativus L.*

Paramètres		(BITEUR Nadjat, 2012)			(AOUMEUR Houria, 2012)			(BENNAOUM Aicha, 2017)			
		Plomb (ppm)									
		250	500	1000	500	1000	2000	100	200	500	1000
Biométrique	HA	↗	↗	↗	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘
	MF	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘
Métabolique	CHa	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘
	CHb	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘
	CHt	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘
	Carot	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘

↗ : Croissent ↘ : inhibition de croissance

VI. Discussion

L'objectif général de ce travail est d'étudier l'effet du plomb sur les paramètres biométrique et métabolique du radis (*Raphanus sativus L.*). Soumise à des doses de plomb à partir de trois documents (500, 1000 et 2000 ppm), (100,200, 500et 1000 ppm), (250, 500et 1000 ppm).

VI.1. Effet du plomb sur les paramètres biométriques

Les résultats montrent que l'excès de plomb inhibe la croissance du radis (*Raphanus sativus L.*) qui se manifeste par une réduction du poids frais et poids sec de la plante (biomasse produite), diminution de la hauteur des parties aériennes et racinaires. Ces résultats obtenus sont en accord avec ceux de (Sereguine et Ivanov, 1998) qui ont également observé une inhibition de 50% de la croissance des racines du maïs traité par le nitrate de plomb, (Garg *et al.*, 2004; Anuradha et Rao, 2007; Gopal et Rizvi, 2008; Biteur *et al.*, 2011; Dan wang *et al.*, 2012; Ait hamadouche *et al.*, 2012), qui ont révélé une diminution des paramètres biométriques chez le radis stressé par les métaux lourds.

VI.2. Effet du plomb sur la teneur en pigments chlorophylliens foliaires

La teneur en pigments chlorophylliens est souvent utilisée pour évaluer l'impact de nombreux stress environnementaux.

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).

La teneur en pigments chlorophylliens est souvent utilisée pour évaluer l'impact de nombreux stress environnementaux.

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).

Nos résultats montrent une diminution importante de la teneur en pigments chlorophyllien (CHa, CHb, CHt et Caroténoïdes) du radis (*Raphanus sativus L.*) exposé à différentes concentrations en Pb (500, 1000 et 2000 ppm), (100, 200, 500 et 1000ppm), (250, 500 et 1000ppm) par rapport aux témoins. Cette diminution s'accroît avec l'augmentation de l'intensité du stress.

De ce fait plusieurs travaux montrent que le plomb a une influence sur la réduction de la teneur en pigments chlorophylliens (chlorophylles et caroténoïdes). Ceci pourrait être attribué

d'une part, au stress oxydatif qui provoque l'inhibition de l'acide aminolévulinique déshydratase (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, 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 principal 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 et al., 1996; Yruela, 2005**). L'effet des différentes concentrations de (Pb) ne semble pas identique sur les deux types de chlorophylle a et b, les résultats obtenus montrent que la chlorophylle a est plus sensible que la chlorophylle b à l'intoxication.

L'intoxication au plomb se manifeste aussi par une diminution de la teneur en caroténoïdes à la concentration de plomb. Ceci résulterait probablement du fait que lors d'un stress oxydatif par le plomb, celui ci induit un déséquilibre au niveau de la cellule entre les molécules oxydantes et antioxydantes, les caroténoïdes assurent une protection contre les dommages oxydatifs se trouvent de ce fait affectés par le plomb (**Lawler, 2001**).

CONCLUSION

VII. Conclusion

Le plomb pose actuellement des problèmes importants en matière de contamination de l'environnement. Les plantes, du fait de leur immobilité, sont particulièrement vulnérables à l'effet délétère de ce contaminant.

Le développement de techniques de ces dernières d'années efficaces pour décontaminer les sites pollués est devenu indispensable. L'une de ces techniques est la phytoremédiation qui exploite les propriétés de certaines plantes à tolérer et accumuler des quantités considérables de métaux lourds.

Les capacités d'accumulation du Pb par le radis (*Raphanus sativus L.*) ont été étudiées par plusieurs travaux comparées avec celles des plantes de la même famille des *Brassicaceae*. Les résultats montrent que le radis présente des capacités d'accumulation dans les différentes parties, faisant de cette espèce végétale une candidate pour la mise au point de nouveaux systèmes de phytoremédiation.

Ce travail portait donc sur l'étude des effets du plomb sur les paramètres biométriques et métaboliques du radis (*Raphanus sativus L.*) et sur l'évaluation des capacités de tolérance et de défense de ce dernier pour être utilisé dans la dépollution des sols contaminés.

Les résultats obtenus indiquent que l'exposition au plomb provoque une perturbation qui affecte les processus biométrique et métabolique du radis. L'excès de plomb peut affecter la plante du radis (*Raphanus sativus L.*) par une inhibition de croissance, une réduction de la biomasse, et hauteur de la partie aérienne, en particulier l'appareil photosynthétique.

D'après l'analyse biochimique (métabolique), le plomb induit une diminution de la teneur en pigments chlorophylliens foliaires (CHa, CHb, CHt et Caroténoïdes) à différentes concentrations du plomb.

L'exposition au plomb provoque des modifications des paramètres biométriques et métaboliques. L'excès de plomb peut affecter la plante du radis (*Raphanus sativus L.*) par une inhibition de croissance, une réduction de la biomasse, et des tailles par rapport au témoin. L'observation macroscopique a révélé l'apparition de signes visibles au niveau des feuilles et des tubercules (jaunissement et taches brunes).

L'analyse des pigments chlorophylliens des plantes exposées au nitrate de plomb montre une diminution importante de la teneur en pigments chlorophyllien (CHa, CHb, CHt) du radis (*Raphanus sativus L.*) exposé à différentes concentrations en Pb par rapport aux

témoins. Cette diminution s'accroît avec l'augmentation de l'intensité du stress. Ceci pourrait être attribué au stress oxydatif qui provoque l'inhibition de l'enzyme importante dans la biosynthèse de la chlorophylle. L'intoxication au plomb se manifeste aussi par une diminution de la teneur en caroténoïdes lors d'un stress oxydatif par le plomb.

De point de vue environnemental et après l'évaluation de l'effet de décontamination des sols par phytoremédiation par le radis, les résultats obtenus relatifs aux réponses morpho-physiologiques, des différents travaux de recherche peuvent être considérés comme acceptables et méritent d'être appliqués pour remédier les sols riches aux métaux lourds.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

A

Ademe, 2006. "Bilan du recyclage 1996-2005 Partie 1 Synthèse générale et analyse par filière Rapport final."

Alloway B.J, 1995. Heavy metals in soils. Blackie Academic & Professional, London, 2nd Edition.

Alloway BJ, 1995. "Heavy metals in soils." Blackie Academic & Professional, London, 2nd Edition,368 pp

Aoumeur H, 2012. L'effet stressant du plomb sur la croissance du radis (*Raphanus sativus* L.) réponses physiologiques, biochimiques et efficacité potentielle de phytoremédiation. Mémoire de magistère université oran algérie.

Arnaud F, 2003. "Signatures climatique et anthropique dans les sédiments holocènes des lacs du Bourget et d'Anterne (Nord-Ouest des Alpes) - Paléohydrologie et contamination au plomb "Thèse doctorat de l'université des Sciences et Techniques de Lille 1 – 195 pp

B

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

Baker A J M et Walker P L, 1990. "Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants." Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects. , A. J. Shaw, ed., CRC press, Boca Raton, Florida, pp155-177.

Behanzin G J, Adjou E S, Yessoufou A G, Ahoussi E D, Sezan A, 2015. Effet des sels de métaux lourds (chlorure de Cobalt et chlorure de Mercure) sur l'activité des hépatocytes. J. Appl. Biosci. 83, 7499–7505.

Blažević I, Mastelić J, 2009. Glucosinolate degradation products and other bound and free volatiles in the leaves and roots of radish (*Raphanus sativus* L.). *Food Chem* **113(1)**, 96–102

Bourrelier PH, Berthelin J, 1998 Contamination des sols par les Eléments en trace: les risques et leur gestion. Rapport n°42 à l'Académie des Sciences. Paris, France: Lavoisier Tec & Doc, pp. 440.

BRGM, 2003 ; Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués). BRGM MEDD/DPPR-BRGM CV 0300001.

BRGM, 2004. Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués). BRGM MEDD/DPPR-BRGM CV 0300001.

Référence bibliographique

Briat JF, Lebrun M, 1999. Plant responses to metal toxicity. Plant Biology and Pathology, cadmium and lead. *Plant Physiol.* 54, 122-124.

Brown PD, Morra MJ, 1996. Hydrolysis products of glucosinolates in *Brassica napus* tissues as inhibitors of seed germination. *Plant and soil* **181**, 307-316.

Brunet J, Reppelin A, Varrault G, Terryn N, Zuily-Fodil Y, 2008. "Lead accumulation in the roots of grass pea (*Lathyrus sativus L.*)". *C.R.Biologies* **331** : 859-864.

C

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.

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

Chaney RL, Malik M, Li YM, Brown SL, Brewer EP, Angle JS, Baker AJM. 1997. Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. Biotechnol.* 8 : 279-284.

Chaney RL, Malik M, Brown SL, Brewer EP, Angle JS, Baker AJM 1997.

Chaney R, Malik M, Li, Brown SL, Brewer E, Angle J, Baker AJM, 1997. Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. Biotechnol.* 8 : 279-284.

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.

Demmig-Adams B et Adams WW, 1996. "The role of xanthophyll cycle carotenoids in the protection of photosynthesis." *Trends in Plant Science* **1**: 21-26.

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

Diard P, 1996. Etude de la biosorption du plomb et du cuivre par des boues de stations d'épuration. Mise en œuvre d'un procédé de Biosorption à contre-courant. Thèse de Doctorat de l'INSA Lyon, France.

Do Nascimento, Xing CWA, Xing B, 2006. Phytoextraction : A review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Sci Agric (Piracicaba, Braz).* 63 : 299-311.

Référence bibliographique

Dočekalová H, Škarpaa P, Dočekalb B, Talanta, 2015. Diffusive gradient in thin films technique for assessment of cadmium and copper bioaccessibility to radish (*Raphanus sativus*) *Talanta* **134**, 153-157.

Dos Santos WD, Ferrarese MDL, Finger A, Teixeira CAN, Ferrarese O, 2004. Lignification and related enzymes in Glycine max root growth-inhibition by ferulic acid. *Journal of Chemical Ecology* **30**: 1203-1212.

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- 1245.

E

E.P.S, 2005. Méthode d'essai biologique : Essai de mesure de la levée et de la croissance de plantes terrestres exposées à des contaminants dans le sol, (Environnement Protection Séries) centre de technologie environnementale Canada. ISBN 0-662-79907-0.

El-Beltagi HS, Mohamed AA, Rashed MM, 2010. Response of antioxidative enzymes to cadmium stress in leaves and roots of radish (*Raphanus sativus* L.) *Not Sci Bio* **2(4)**, 76-82
Environmental Toxicology and Chemistry **15**: 906-914.

Ernet WHO, 1996. Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Applied Geochemistry* **11**: 163-167. evaluated by DTPA and Mehlich-3 solutions. *Bragantia* **57** : 185-882.

F

Florentin MA, Penalva M, Calegari A, Derpsch R, 2001. Abonos verdes y retacion de cultivos en siembra directa. *Pequenas propiedades*. In : Proyecto conservacion de suelos magtz deag san lorenzo, Paraguay, pp. 36-37 (In Spanish)

G

Gavalda D, 2001. Devenir des éléments traces métalliques dans les boubènes (luviredoxisol) après épandage de boues granulées. Thèse de doctorat, INP-ENSAT, 258p. Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology* **8**: 279-284.

Gobran W, Wenzel E, Lombi, 2001. Boca Raton, Florida, USA CRC Press LCC: 3-24.

H

Hinsinger P, 2001. Bioavailability of trace elements as related to root-induced chemical changes in the rhizosphere. Trace Elements in the Rhizosphere. G. G.R., W. W.W. and Lombi. Boca Raton, Florida, USA CRC Press LCC: 25-41.

J

Jaap S, 2010, Fondation Développement et transfert de connaissances sur le sol. P 6.

Jenny H, 1980. The soil resource. Springer-Verlag. Berlin.

Jopony M et Young SD, 1994. "The solid solution equilibria of lead and cadmium in polluted soils." European Journal of Soil Science 45(1): 59-70.

Juste C, 1988. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. Science du Sol. 26, 103-112.

Juste C, 1988. Appréciation de la mobilité et de la biodisponibilité des éléments en traces du sol. Sci. Sol 26 (2) 103-112.lavoisier TEC&DOC.

K

Kabata-Pendias A et Pendias H, 1992. "Trace elements in soils and plants." CRC Press, Boca Raton, Florida, 2nd Edition, 209 p.

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

Kim YY et Lee Y, 2003. "Pb and Cd uptake in rice roots." Physiologia Plantarum 116: 368-372.

Kirpichtchikova T, 2009. Phytoremédiation par Jardins Filtrants d'un sol pollué par des métaux lourds : Approche de la phytoremédiation dans des casiers végétalisés par des plantes de milieux humides et étude des mécanismes de remobilisation/immobilisation du zinc et du cuivre. Thèse de doctorat. Univ Joseph Fourier - Grenoble I.

Kohler A, Blaudez D, Chalot M, Martin F, 2004. Cloning and expression of multiple metallothioneins from hybrid poplar. *New Phytologist* 164: 83-93.

Kozłowski G, 2009. Rave sauvage, *Brassica rapa* subsp. *campestris* (L.) Clapham en Suisse. Université de Neuchâtel Suisse, Laboratoire de botanique évolutive.

Krämer U et Chardonens AN, 2001. The use of transgenic plants in the bioremediation of soils contaminated with trace elements *Applied Microbiology and Biotechnology* 55.

Référence bibliographique

Krämer U, 2005. Phytoremediation: novel approaches to cleaning up polluted soils. *Cur Opin Biotechnol.* 2: 133-141.

Krieger-Liszkay A et Trebst A, 2006. "Tocopherol is the scavenger of singlet oxygen produced by the triplet states of chlorophyll in the PSII reaction centre." *Journal of Experimental Botany* 57: 1677-1684.

Kyung-Min L, Sujin K, Ji-Yoon N, Keunyoung K, Won-Hee J, Ok-Nam B, Seung-Min CH, Jin-Ho C, 2010. Low-level Mercury Can Enhance Procoagulant Activity of Erythrocytes: A New Contributing Factor for Mercury-related Thrombotic Disease. *Environmental Health Perspectives.* National Institutes of Health U.S. Department of Health and Human Services, College of Pharmacy, Seoul National University, Seoul 151-742, Korea, 32 p.

L

Liator I, 1988. Review of soil solution samplers. *Water Resources Research* 24: 727-733.

Liu D, Jiang W, Liu C, Xin C, Hou W, 2000. "Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyls and shoots of Indian mustard [*Brassica juncea* (L.).]" *Bioresource Technology* 71: 273-277.

Lombi E, Wenzel W, Gobran G.R et Adriano DC, 2001. Dependency of phytoavailability of metals on indigenous and induced rhizosphere processes: a review. *Trace elements in the rhizosphere.*

Loi n° 01 - 19 du 12 décembre 2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets.

M

Maria F, 2018. Depositphotos.com. ID image: 211077894

Máthé-Gáspár G, Anton A, 2002. Heavy metal uptake by two radish (*Raphanus sativus* L.) varieties. *Acta Bio Szeged* 46(3-4), 113-114

McLaughlin, M, Zarcinas B, Stevens D, Cook N, 2000. Soil testing for heavy metals. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 31, 1661-1700.

Morlot M, 1996. "AGHTM Aspects analytiques du plomb dans l'environnement", Ed

N

Newman M, Jagoe C, 1994. Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments. *Bioavailability: physical, chemical and biological interactions.* J. M.

Référence bibliographique

Heamelink, P. F. Landrum, H. L. Bergman and W. H. Benson. Boca Raton, USA, Lewis Publishers.

Ngouajio M, Mutch WK, 2004. Oilseed radish (*Raphanus sativus* L.): A new cover crop for Michigan. Department of Horticulture and W.K. Kellogg Biological Station, Hickory Corners, Mich., Michigan State University, *Extension Bulletin E -2907*, 4 p.

P

Parys E, Romanowska E, Siedlecka M, Poskuta JW, 1998. The effects of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and mesophyll protoplasts of *Pisum sativum*. *Acta Physiologiae Plantarum* 20: 313-322.

Patra M, Bhowmik N, Bandopadhyay B, Sharma A, 2004. Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environ Exp Bot* 2004; 52: 199-223.

Pourrut B, 2008. Implication du stress oxydatif dans la toxicité du plomb sur une plante modèle *Vicia faba*. Thèse de Doctotrat, Univ de Toulouse. 177P.

Pulford LD, Kimber AJ, et Duncan H.J 1982. "Influence of pH and manganese oxides on the extraction and adsorption of trace metals in colliery spoil from the Central Scotland Coalfield." *Reclamation and Revegetation Research* 1: 19-31.

Q

Quevauviller P.H, Rauret G, Lopez-Sanchez J.F, Rubio R, Ure A, Muntau H, 1997. Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) follow a three-step sequential extraction procedure, *The Science of the Total Environment*, 205, 223-234.

R

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

S

Salt D.E, Blaylock M, Kumar NPBA, Dushenkov V, Ensley B.D, Chet I et Raskin I, 1995. Phytoremediation : a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants of outstanding interest. *Bio-Technology* **13** : 468-474.

Seregin I.V et Ivanov V.B, 2001. "Physiological Aspects of Cadmium and Lead Toxic

Référence bibliographique

Effects on Higher Plants." Russian Journal of Plant Physiology **48** : 523-544.

Seregin I.V, Shpigun L.K, Ivanov V.B, 2004. Distribution and toxic effects of Cadmium and Lead on maize roots. Russian Journal of Plant Physiology 51 (4): 525-533.

Sharma P, Dubey R.S, 2005. Lead toxicity in plants. Brazilian Journal of Plant Physiology 17 (1): 35-52.

Sies H, 1991. Oxidative stress: introduction. In: Sies H. (ed), Oxidative stress, Oxidants and Antioxidants. Academic Press, San Diego, I-XV, 650 p.

Singh A, Prasad S.M, 2015. A lucrative technique to reduce Ni toxicity in *Raphanus sativus* plant by phosphate amendment: Special reference to plant metabolism. *Ecotox Environ Safe* **119**, 81-89

Stengel P et Gelin S, 1998. Sol interface fragile Ed. INRA- Paris. 213p.

Stevenson A.J, 1989. Humus Chemistry. John Wiley &Son, New York.

Sun B.Y, Kan S.H, Zhang Y.Z, Deng S.H, Wu J, Yuan H, Qi H, Yang G, Li I, Yeo AR, Yeo M.E et Flowers T.J 1987. "The Contribution of an Apoplastic Pathway to Sodium Uptake by Rice Roots in Saline Conditions." Journal of Experimental Botany 38(7): 1141-1153.

Z

Zhang X.H, Xiao H, Wang Y.J, Peng H et li Y.W, 2010. Certain antioxidant enzymes and lipid peroxidation of radish (*Raphanus sativus* L.) as early warning biomarkers of soil copper exposure. J Haz Mat. 183: 833-383