

RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
Université Abdelhamid Ben Badis de Mostaganem
Faculté des sciences de la nature et de la vie



Filière: Sciences Biologiques
Spécialité: Eau et environnement
Laboratoire de biodiversité et Conservation des Eaux et des Sols

THÈSE
Présentée par
BENNAOUM Aicha

En vue de l'obtention du diplôme de **DOCTORAT LMD**

Thème

**Effet du plomb sur les paramètres
anatomiques, biochimiques et chimiques du
Cleome amblyocarpa Barr. & Murb.**

Soutenue publiquement le : 09/05/2024

Membres de jury :

Pr. CHADLI Rabeh	Président	Université de Mostaganem
Pr. REGUIEG Yssaad Houcine Abdelhakim	Directeur de thèse	Université de Mostaganem
Pr. DJIBAOUI Rachid	Examineur	Université de Mostaganem
Pr. HASSANI Abdelkarim	Examineur	Université de Tiaret

Année universitaire : 2023-2024

Remerciements

*En premier lieu, je tiens à remercier **Dieu**, pour le courage, la patience et la bonne santé qu'il ma donnés afin de mener ce projet à terme.*

Je souhaiterais remercier toutes les personnes qui m'ont aidé durant le déroulement de mon projet de recherche.

*Et je citerai en premier **M. REGUIEG Yssaad Houcine Abdelhakim** directeur de thèse responsable de mon travail de recherche, pour son aide durant tout l'avancement du projet, pour sa disponibilité, sa pédagogie et ses précieux encouragements.*

*De même, je remercie **M.GHEZLI Achour**, ex directeur de l'environnement de la wilaya de Mostaganem, pour ses précieux conseils et surtout ses idées ainsi que nos échanges scientifiques.*

*Merci à **Mme KASSOUS Fadila**, cheffe de service à la direction de l'environnement de la wilaya de Mostaganem, de m'avoir fait partager ses connaissances ainsi que sa disponibilité.*

*Je souhaiterais également remercier l'ensemble du personnel du laboratoire de biodiversité et de conservation des sols et des eaux de l'Université de Mostaganem, et tout particulièrement **M.Mekhalef Benhafsa Fouad**, Docteur au Centre de Recherche Scientifique et Technique en Analyses Physico-chimiques (CRAPC) pour m'avoir assistée durant les manipulations, m'avoir expliqué le fonctionnement des appareils et pris le temps de me conseiller.*

*Je remercie **M.HASSANI Abdekarim** professeur à l'université de Tiaret pour avoir accepté de faire partie de mon jury et d'en être examinateur.*

*Je remercie Professeur **BELKHOUDJA Moulay** pour m'avoir donné l'accès à la serre de physiologie végétale de l'Université d'Oran Es-Sénia.*

*Je remercie **M. CHADLI Rabeh**, professeur à l'université de Mostaganem d'avoir accepté de présider le jury de thèse.*

*J'exprime également ma reconnaissance à **M.DJIBAOUI Rachid** professeur à l'Université de Mostaganem d'avoir bien voulu apporter sa contribution pour examiner et discuter ce travail.*

*Un grand Merci à mon mari **MESSILI Maamar** pour son aide et son soutien et mon fils **Ilyes** et désolée de mon manque de disponibilité et de ne pas vous avoir consacré autant de temps que vous méritez.*

*Enfin, je tiens à associer l'ensemble de ma famille surtout **ma mère BIDA** pour ses prières et son amour. Il en est de même à tous mes amis qui m'ont soutenue et supportée. Merci pour votre soutien et vos encouragements.*

Résumé

La pollution des sols par le plomb pourrait mettre en péril la santé humaine et l'état naturel des écosystèmes. A cet égard, le présent travail de recherche s'est focalisé sur l'étude des effets du plomb sur les paramètres anatomiques, biochimiques et chimiques de l'espèce *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb. L'objectif étant la détermination de la toxicité, la tolérance et l'accumulation du plomb, chez l'espèce *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb susceptible d'être utilisée en phytoremédiation, dont le comportement de la plante et ses potentialités d'accumulation du plomb ont été évalués en soumettant l'espèce à différentes doses croissantes de nitrate de plomb (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500, et 3000 ppm) durant une période d'expérimentation de deux (02) mois, afin de déterminer le potentiel phytoremédiateur. Les résultats obtenus montrent que le plomb a un effet négatif sur le taux de germination des graines du *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb avec une inhibition non significative du taux de germination final des graines stressées à des concentrations (50, 100, 150 et 250 ppm), une diminution significative des longueurs des radicules et des tigelles, de l'indice de tolérance (I.T.) et une augmentation significative du pourcentage de phytotoxicité sur la croissance des plantules par incrément de niveaux de Pb. L'observation microscopique montre des structures anatomiques altérées de différents tissus au niveau des tiges et des racines de la plante. Les analyses biochimiques révèlent que le plomb entraîne une diminution de la teneur en chlorophylle (chl a, b et totale) et en protéines, une accumulation importante des osmorégulateurs (sucres solubles et la proline) et des composés antioxydants (les polyphénols et les flavonoïdes), ainsi une augmentation de l'activité antioxydante (DPPH) au niveau des parties aériennes et racinaires de la plante. Les analyses chimiques montrent une accumulation importante du plomb dans le substrat de culture, une absorption plus élevée dans la partie racinaire comparativement à la partie aérienne, le facteur de bioconcentration (FBC) est supérieur à 1 et le facteur de translocation (FT) est inférieur à 1. La plante est donc considérée comme accumulatrice du Pb et elle est efficace pour la phytostabilisation pour biore médier les sols contaminés par le Pb.

Mots clés. Plomb, Stress métallique, *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb., phytoremédiation, germination,

Abstract

Soil pollution by lead could affect human health and the natural state of ecosystems. In this regard, the present work focused on the impact of lead on the anatomic, biochemical and chemical parameters of *Cleome amblyocarpa* Barr. &Murb. The purpose was the determination of toxicity, tolerance and accumulation of lead in the plant (*C. amblyocarpa*) supposed to be used as phyto-remediator. Furthermore, it was necessary to evaluate the behavior and the potentiality of Pb accumulation by the plant at different PbNO₃ concentrations (0, 250, 500, 1000, 2000, 2500 and 3000 ppm) during an experimental period of two months with the aim to determine the phyto-remediator potential. The results show that lead affects negatively the germination degree of the seeds of *C. amblyocarpa* Barr. & Murb with a non-significative inhibition of the final germination of the stressed seeds under different concentrations (50, 100, 150 and 250 ppm). This related to, a significative decrease, of the length of radicles and pistils, and tolerance indices (I.T.) and a significative increase of the final rate of phyto-toxicity on the plant growth, due to an increase of lead concentration, were registered. Microscopic observation shows altered anatomical structures of various tissues in the plant's stems and roots. The biochemical analyses show that lead leads to a reduction of the chlorophyll (chl a, b and complete) and the proteins, an important accumulation of osmo-regulators (soluble sugars and proline) and of composite antioxidizes (polyphenols and flavonoids), as well as an increase of antioxidizing activity (DPPH) in the air parts and the roots of the plant. The chemical analyses show an important accumulation of lead in the culture substrate, a higher absorption in the roots compared with that of the air parts of the plant, the factor of bioconcentration (FBC) is higher than **1** and the factor of translocation (FT) is lower than **1**. The plant is therefore considered as an accumulator of Pb and it is efficient for the phyto-stabilization for biological remediation of lead polluted soils.

Key words. Lead, metallic Stress, *Cleome amblyocarpa* Barr. &Murb., phyto-remediation, germination.

المخلص:

يمكن أن يؤدي تلوث التربة بالرمصاص إلى تعريض صحة الإنسان والحالة الطبيعية للأنظمة البيئية للخطر. في هذا الصدد، تم التركيز في هذا البحث على دراسة تأثيرات الرصاص على المعالم التشريحية، البيو كيميائية والكيميائية للنوع *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb. فالهدف هو تحديد مدى تسمم، تحمل وتراكم الرصاص لدى النوع *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb المحتمل استخدامه في المعالجة النباتية، بحيث تم تقييم سلوك النبات وقدرته على تكديس الرصاص من خلال تعريض هذا الأخير لجرعات متزايدة التراكيز من نترات الرصاص (0 ، 250 ، 500 ، 1000 ، 1500 ، 2000 ، 2500 ، 3000 جزء في المليون) خلال فترة تجريبية على مدى شهرين (02) من أجل تحديد مؤشر المعالج النباتي. أظهرت النتائج المتحصل عليها أن الرصاص له تأثير سلبي على إنبات بذور *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb مع تثبيط لمعدل الإنبات النهائي للبذور المجهدة بالتراكيز (50 ، 100 ، 150 ، 200 و 250 جزء في المليون) ، نقص في أطوال الجذيرات والسويقات ، في مؤشر التحمل (TI) و زيادة في نسبة التسمم النباتي على نمو الجذيرات لكل زيادة في مستويات الرصاص. تظهر الملاحظة المجهرية تغيرات في الهياكل التشريحية للأنسجة في مختلف سيقان وجذور النبات. كما تكشف التحاليل البيو كيميائية على أن الرصاص يسبب انخفاضا في مستوى الكلوروفيل (الكلوروفيل أ ، ب والإجمالي) و البروتين، تراكم كبير لمنظمات الأسموز (السكريات القابلة للذوبان والبرولين) والمركبات المضادة للأكسدة (البوليفينول والفلافونويد) وكذلك زيادة في نشاط مضادات الأكسدة (DPPH) على مستوى الأجزاء الهوائية والجذرية للنبات. تظهر التحاليل الكيميائية تراكما كبيرا للرصاص في وسط النمو، امتصاصا أعلى في منطقة الجذر مقارنة بالمنطقة الهوائية، عامل التركيز الحيوي (FBC) أكبر من 1 وعامل النقل (FT) أقل من 1. لذلك يعتبر النبات مراكما للرصاص وهو فعال في التثبيت النباتي من أجل المعالجة الحيوية للتربة الملوثة بالرمصاص.

الكلمات المفتاحية: الرصاص، الإجهاد المعدني، *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb، المعالجة النباتية، الإنبات.

Liste des abréviations

A, B, C et D : Groupes homogènes	EDTA : acide éthylène diamine tétra-acétique
ADEME : Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie	EP : épiderme
ADN : Acide DésoxyriboNucléique	ERO : Espèces réactifs de l'oxygène
ALAD : l' δ -aminolevulinate déhydratase	EQ : équivalent de quercétine
As : Arsenic	ETM : élément trace métallique
Asc : acide ascorbique	FBA : Facteur de bioaccumulation
ATP : adénosine triphosphatases	FBC : facteur de bioconcentration
B : Bore	FT : facteur de translocation
Be : Béryllium	H ₂ O ₂ : peroxyde d'hydrogène
BRGM : Bureau de Recherche Géologiques et Minières	ICP-MS : Spectrométrie de masse par plasma à couplage induct
C : Cambium (Méristème II)	ILZSG : International Lead and Zinc Study Group.
Ça : Calcium CaCO ₃ : carbonate de calcium	INSID : Institut National des Sols de l'Irrigation et du Drainage
CC : cylindre central	IT : indice de tolérance
Cd : cadmium	J-C : Jésus-Christ
CDTA : acide trans-1,2-cyclohexylène dinitrilo tétra-acétique	K ₂ O : oxyde de potassium
EGTA : acide éthylène glycol tétra-acétique	Lam. : Lamarck
CEC : capacité d'échange cationique	LR : Longueur de la radicelle
chl a : chlorophylle a	LT : Longueur de la tigelle
chl b : chlorophylle b	MDA : malondialdéhyde
Chl t : chlorophylle totale	Meq : milliéquivalent
COV : composés organiques volatils	Mf: Matière fraîche
DO : Densité optique	Mo : Molybdène
DPPH : diphényl picryl-hydrazyl EAG : équivalent d'acide gallique	MO : Matière organique
DTPA : acide diéthylène triamine pentaacétique	MS : Matière sèche
EC : écorce	NADP+ : la ferrédoxine réductase
	NTA : acide nitrilotriacétique

Liste des abréviations

Nx : nombre de graines germés
OH : hydroxyle
OMS : Organisation mondiale de la santé
P : parenchyme du xylème
PA : Partie aérienne
P₂O₅ : pentoxyde de phosphore
Pb : Plomb
Pb(C₂H₃O₂)₂ : Acetate de plomb
Pb(NO₃)₂ : nitrate de plomb
Pc : parenchyme cortical
PCS : phytochélatine synthase
PF : Poids frais
Ph : phloème
Ph II : Phloème II
Phl: Phelloderme
PM : parenchyme médullaire.
PP : pourcentage de phytotoxicité
ppb : partie per billion ppm: partie par million
POD : guaiacol peroxydase
PR : partie racinaire
PS : le poids sec
Pt En : plante entière
ROS : reactive oxygen species
S : Suber
Sc : sclérenchyme,
Se : sélénium
SO₃ : srioxyde de soufre
SOD : superoxide dismutase
STE : système de transport d'électrons
TG : Taux final de germination
TR : trichome
X : xylème

Liste des figures

Figure 01 : Source de pollution de l'environnement par le plomb	05
Figure 02 : Différentes formes et localisations des éléments traces dans les sols	09
Figure 03 : Synthèse des flux d'ETM totaux dans les sols	11
Figure 04 : Sources et mécanismes de diffusion des polluants dans l'air.....	13
Figure 05 : Sources, absorption et troubles de santé possibles de l'exposition environnementale au Plomb	18
Figure 06 : Coupe de la racine végétale.....	19
Figure 07 : Trajet des éléments métalliques de la surface des racines jusqu'au xylème	20
Figure 08 : Procédés de phytoremédiation.....	29
Figure 09 : Approche multidisciplinaire de la phytoremédiation	30
Figure 10 : Schéma de fonctionnement de la phytoextraction.....	31
Figure 11 : Schéma de fonctionnement de la phytostabilisation	35
Figure 12 : Arbre de phylogénie botanique du genre <i>Cleome</i>	41
Figure 13 : <i>Cleome amblyocarpa</i> au stade fructification au Sahara septentrional dans le désert aride d'Algérie	45
Figure 14 : les organites de la plante <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.	46
Figure 15 : (A) Forme de pétale (X25). (B) Feuilles (BENNAOUM ; 2021).	46
Figure 16 : Site d'expérimentation (la serre d'Université d'Oran Es-Sénia).....	49
Figure 17 : Site de collecte des graines.....	50
Figure 18 : A) Graines germées dans une boîte de pétri. (B) Graines germées dans une alvéole biodégradable	52
Figure 19 : Dispositif expérimental du test de germination.....	53
Figure.20 : (A) : Transfert des plantules de <i>Cleome amblyocarpa</i> après 30 jours de germination. (B) : Plante développée de 60 jours.	55
Figure 21 : Plantes de 75 jours (Jour de l'application du stress).	57
Figure 22 : Concentrations de Pb (NO ₃) ₂ appliquées durant le stress.....	57
Figure 23 : Déterrement des plantes.	58
Figure 24 : Schéma de conduite de l'expérimentation.....	59
Figure 25 : Effet du plomb sur le taux de germination final des graines de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	63

Liste des figures

Figure 26 : Effet du plomb sur la cinétique de germination de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb seeds.....	64
Figure 27 : Effet du plomb sur la longueur des racicules de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	65
Figure 28 : Effet du plomb sur la longueur des tigelles de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	66
Figure 29 : Effet du plomb sur le rapport racicule/tigelle de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	67
Figure 30 : Effet du plomb sur l'indice de tolérance de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	68
Figure 31 : Effet du plomb sur le pourcentage de phytotoxicité de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	70
Figure 32 : Coupes transversales des tiges de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	72
Figure 33 : Coupes transversales des racines de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	74
Figure 34 : Effet du plomb sur la teneur en chlorophylles (mg/g MF) des feuilles de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	76
Figure 35 : Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles (mg/g MS) dans les parties aériennes et racinaires de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	77
Figure 36 : Effet du plomb sur la teneur en protéines (mg/g MF) dans les parties aériennes et racinaires de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	79
Figure 37 : Effet du plomb sur la teneur en proline (mg/g MF) dans les parties aériennes et racinaires de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	80
Figure 38 : Effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) dans les parties aériennes et racinaires de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	82
Figure 39 : Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) dans les parties aériennes et racinaires de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	83
Figure 40 : Effet du plomb sur l'activité anti-radicalaire DPPH (% MS) dans les parties aériennes et racinaires de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	85
Figure 41 : Teneur en plomb (ppm) dans le substrat de culture.....	86
Figure 42 : Teneur en plomb (ppm) dans les parties aériennes et racinaires de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	87

Liste des tableaux

Tableau 1 : Principales propriétés physico-chimiques du plomb	04
Tableau 2 : Evolution de la production mondiale de plomb de 2015 à 2020 (kt/an).....	07
Tableau 3 : Forme chimique dans les sols du plomb, distinction entre forme adsorbée et dissoute, et composant du sol principalement associé	08
Tableau 4 : Mobilité des métaux lourds dans le sol.....	10
Tableau 5 : Valeurs de teneurs limites en plomb dans l'air	12
Tableau 6 : Valeurs de teneurs limites en plomb dans les eaux de consommation	14
Tableau 7 : Valeurs limites de concentration en métaux lourds dans les sols d'un échantillon représentatif des sols dont le pH est de 6 à 7 (Directive 86/278/CEE).....	16
Tableau 8 : Contenu des roches en éléments traces (ppm)	16
Tableau 9 : Etude comparative entre les concentrations métalliques des sédiments de l'Oued Chélif et quelques rivières dans le monde et la croûte continentale.....	17
Tableau 10 : Espèces hyperaccumulatrices pour la phytoextraction du plomb.....	33
Tableau 11 : Classification systématique de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb	45
Tableau 12 : Les activités biologiques du genre <i>Cleome</i>	48
Tableau 13 Caractéristiques chimiques et physico-chimiques du substrat de culture	51
Tableau 14 : Composition de la solution nutritive « Activeg ».	56
Tableau 15 : Effet du plomb sur le taux de germination final des graines de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type.	63
Tableau 16 : Effet du plomb sur la longueur des racicules de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type	65
Tableau 17 : Effet du plomb sur la longueur des tigelles de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type.	66
Tableau 18 : Effet du plomb sur le rapport racicule/tigelle de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type	67
Tableau 19 : Effet du plomb sur l'indice de tolérance de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type.....	68
Tableau 20 : Effet du plomb sur le pourcentage de phytotoxicité de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type	70
Tableau 21 : Effet du plomb sur la teneur en chlorophylles a, b et totale de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type	75

Liste des tableaux

Tableau 22 : Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type	77
Tableau 23 : Effet du plomb sur la teneur en protéines de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type.....	78
Tableau 24 : Effet du plomb sur la teneur en proline de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type.....	80
Tableau 25 : Effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type	81
Tableau 26 : Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type	83
Tableau 27 : Effet du plomb sur l'activité anti-radicalaire de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type	84
Tableau 28 : Teneur en plomb (mg/Kg) dans le substrat de culture \pm l'écart type.....	86
Tableau 29 : Teneur en plomb (ppm) dans les parties aériennes et racinaires de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type	88
Tableau 30 : facteur de bioconcentration (FBC) du plomb chez <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb.....	88
Tableau 31 : facteur de translocation (FT) du plomb chez <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb \pm l'écart type.....	89
Tableau 32 : Tableau récapitulatif des principaux résultats de l'effet du plomb sur les paramètres de germination, biochimiques et chimiques du <i>Cleome amblyocarba</i> Barr. & Murb	119

Table des matières

Remerciements	I
Dédicaces	II
Résumé.....	III
Abstract	IV
المخلص	V
Liste des abréviations.....	VI
Liste des figures	VII
Liste des tableaux.....	VII
Liste des annexes	IX
Introduction.....	01

PREMIERE PARTIE : SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE

CHAPITRE I : Plomb dans le sol

I.1. Propriétés physico-chimiques.....	04
I.2. Origines du plomb	05
I.2.1. Sources naturelles.....	05
I.2.2. Sources anthropiques.....	06
I.3. Utilisation et production	06
I.4. Spéciation	07
I.5. Mobilité.....	08
I. 6. Facteurs influençant la mobilité du plomb dans le sol	09
I.7. Notions de biodisponibilité et phytodisponibilité.....	10
I.8. Cycle biogéochimique du plomb	11

CHAPITRE II : Plomb dans l'environnement

II.1. Plomb dans l'atmosphère	12
II.2. Plomb dans l'eau superficielle et sous-terrainne.....	14
II.3. Plomb dans les sols et les roches.....	15
II.4. Plomb dans les sédiments.....	17
II.5. Toxicité du plomb chez l'homme.....	17

CHAPITRE III : Plomb dans la plante

III.1. Absorption du plomb par la plante.....	19
III.1.1. Absorption racinaire	19
III.1.1.1. Voie apoplasmique	19
III.1.1.2. Voie symplasmique	20
III.1.2. Translocation du plomb	21
III.2. Toxicité du plomb et tolérance.....	21
III.2.1. Toxicité du plomb chez les végétaux.....	21
III.2.1.1. Effets du plomb sur la germination et la croissance.....	21
III.2.1.1.1. Effets sur la germination	21
III.2.1.1.2. Au niveau racinaire	22
III.2.1.1.3. Au niveau des parties aériennes	23
III.2.1.2. Effets du plomb au niveau cellulaire et moléculaire	23
III.2.1.2.1. Effets sur les capacités enzymatiques	23
III.2.1.2.2. Génération de stress oxydant.....	24
III.2.1.2.3. Altération de la peroxydation lipidique.....	24
III.2.1.2.4. Effets sur les composés phénoliques	25
III.2.1.2.5. Effets sur la photosynthèse.....	25
III.2.1.2.6. Effet sur les phytochélatines	26
III.2.1.2.7. Effet sur les protéines	27
III.2.1.2.8. Effet sur les sucres solubles	27
III.2.1.2.9. Effet sur la proline.....	27

CHAPITRE IV : Phytotechnologie

IV.1. Définition	28
IV.2. Généralités	28
IV.3. Différents procédés de la phytoremédiation	28
IV.4. Approche multidisciplinaire de la phytoremédiation.....	29
IV.5. Procédés de phytoextraction	30
IV.5.1. Principe.....	30
IV.5.2. Choix des espèces végétales pour la phytoextraction	31

Table des matières

IV.5.3. Phytoextraction du plomb	32
IV.5.4. Choix des amendements	33
IV.6. Procédés de phytostabilisation.....	34
IV.6.1. Principe.....	34
IV.6.2. Choix des espèces végétales pour la phytostabilisation	34
IV.6.3. Choix des amendements	36
IV.7. Avantages et limites de la phytoremédiation	36
IV.7. 1. Avantages	36
IV.7. 2. Limites.....	37
IV.8. Evaluation de la performance de la phytoremédiation	39
IV.9. Valorisation de la biomasse extraite	39

CHAPITRE V: *Cleome amblyocarpa* BARR &.MURB

V.1. Botanique des Cleomaceae	41
V.1.1. Systématique	41
V.1.2. Caractères généraux	42
V.1.3. Taxonomie et présentation du genre <i>Cleome</i> L	42
V.1.4. Germination des graines de <i>Cleome</i>	43
V.2. Présentation de <i>Cleome amblyocarpa</i> Barratte & Murb	44
V.2.1. Nom vernaculaire	44
V.2 .2. Position Systématique	44
V.2.3. Description	45
V.2. 4. Répartition géographique <i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb	47
V.3.Activités biologiques.....	47
V.3.1. Activité antioxydante	47
V.3.2. Activité antibactérienne et insecticide	47
V.3.3. Autres activités.....	48

DEUXIEME PARTIE : ETUDE EXPERIMENTALE

CHAPITRE VI : Matériel et méthodes

VI.1. Objectif du travail	49
VI.2. Site expérimental	49
VI.3. Matériel et méthodes.....	50
VI.3.1. Matériel.....	50
VI.3.1.1. Matériel végétal	50
VI.3.1.1.1. Choix de l'espèce végétale	50
VI.3.1.1.2. Site de collecte des graines de <i>Cleome amblyocarpa</i>	50
VI.3.1.2. Matériel sol	51
VI.3.1.2.1. Substrat de culture	51
VI.3.2. Méthodes	52
VI.3.2.1. Germination	52
VI.3.2.1.1. Stérilisation des graines.....	52
VI.3.2.1.2. Mise en germination.....	53
VI.3.2.2. Paramètres analysés	53
VI.3.2.2.1. Taux de germination final	53
VI.3.2.2.2. Cinétique de germination	53
VI.3.2.2.3. Longueur des racines.....	54
VI.3.2.2.4. Longueur des tiges.....	54
VI.3.2.2.5. Rapport racine/tige	54
VI.3.2.2.6. Indice de tolérance.....	54
VI.3.2.2.7. Pourcentage de phytotoxicité	54
VI.3.2.3. Plantation	54
VI.3.2.3.1. Préparation du semis et mise en culture	54
VI.4. Application du stress par le plomb	55
VI.5. Récolte, préparation et conservation de la plante	58
VI.5.1. Récolte des plantes	58
VI.5.2. Préparation du substrat pour les analyses	58

Table des matières

VI.6. Paramètres analysés	60
VI.6.1. Paramètres anatomiques	60
VI.6.1.1. Réalisation des coupes anatomiques au microscope optique	60
VI.6.2. Paramètres biochimiques	60
VI.6.2.1. Dosage des pigments photosynthétiques foliaires.....	60
VI.6.2.2. Dosage des protéines totales	60
VI.6.2.3. Dosage des sucres solubles	60
VI.6.2.4. Dosage de la proline	61
VI.6.2.5. Dosage des antioxydants	61
VI.6.2.5.1. Préparation des extraits bruts (composés phénoliques).....	61
VI.6.2.5.2. Dosage des phénols totaux.....	61
VI.6.2.5.3. Dosage des flavonoïdes	61
VI.6.2.5.4. Dosage de l'activité antiradicalaire (Test de DPPH).....	61
VI.6.3. Paramètres chimiques	62
VI.6.3.1. Dosage du plomb dans le substrat de culture	62
VI.6.3.2. Dosage du plomb dans la plante.....	62
➤ Facteur de bioconcentration (FBC)	62
➤ Facteur de translocation (FT)	62
VI.7. Analyses statistiques	62

CHAPITRE VII : Résultats et discussions

VII. 1. Résultats	63
VII.1. 1.Effet du plomb sur la germination des graines de <i>Cleome amblyocarpa</i>	63
VII.1.1. 1.Effet du plomb sur le taux de germination final.....	63
VII.1 .1.2. Effet du plomb sur la cinétique de germination	64
VII.1 .1.3. Effet du plomb sur la longueur des racines.....	64
VII.1 .1.4. Effet du plomb sur la longueur des tiges.....	66

Table des matières

VII.1 .1.5. Effet du plomb sur le rapport racicule/tigelle	67
VII.1.1.6. Effet du plomb sur l'indice de tolérance	68
VII.1.1.7. Effet du plomb sur le pourcentage de phytotoxicité	69
VII.1.2. Effet du plomb sur les paramètres anatomiques de <i>Cleome amblyocarpa</i>	70
VII.1.2. 1.Effet du plomb sur l'anatomie de la tige	70
VII.1.2. 2.Effet du plomb sur l'anatomie de la racine	72
VII.1.3. Effet du plomb sur les paramètres biochimiques de <i>Cleome amblyocarpa</i>	75
VII.1.3.1. Effet du plomb sur la teneur en pigments photosynthétiques.....	75
VII.1.3.1.1. Effet du plomb sur la teneur en chlorophylle a, b et totale	75
VII.1.3.2. Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles.....	76
VII.1.3.3. Effet du plomb sur la teneur en protéines totales.....	78
VII.1.3.4. Effet du plomb sur la teneur en proline	79
VII.1.3.5. Effet du plomb sur la teneur en antioxydants	81
VII.1.3.5.1. Effet du plomb sur la teneur en phénols totaux	81
VII.1.3.6.2. Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes.....	82
VII.1.3.6.3. Effet du plomb sur l'activité DPPH.....	84
VII.1.4. Effet du plomb sur les paramètres chimiques de <i>Cleome amblyocarpa</i>	85
VII.1.4.1. Teneur en plomb dans le substrat de culture.....	85
VII.1.4.2. Teneur en plomb dans les parties racinaires et aériennes de la plante....	87
VII.1.4.2.1. Bioconcentration (FBC) du plomb dans la plante	88
VII.1.4.2.2. Translocation (FT) du plomb dans la plante	89
VII. 2. Discussion.....	90
VII.2. 1.Effet du plomb sur la germination des graines de <i>Cleome amblyocarpa</i>	90
VII.2.1. 1.Effet du plomb sur le taux de germination final.....	90
VII.2 .1.2. Effet du plomb sur la longueur des racicules	91
VII.2 .1.3. Effet du plomb sur la longueur des tigelles.....	92
VII.2 .1.4. Effet du plomb sur le rapport racicule/tigelle	93
VII.2.1.5. Effet du plomb sur l'indice de tolérance	94
VII.2.1.6. Effet du plomb sur le pourcentage de phytotoxicité	95

Table des matières

VII.2.2. Effet du plomb sur les paramètres anatomiques de <i>Cleome amblyocarpa</i>	96
VII.2.2.1. 1.Effet du plomb sur l'anatomie de la tige	96
VII.2.2.2. Effet du plomb sur l'anatomie de la racine	97
VII.2.3. Effet du plomb sur les paramètres biochimiques de <i>Cleome amblyocarpa</i>	99
VII.1.3.1. Effet du plomb sur la teneur en pigments photosynthétiques	99
VII.1.3.2 Effet du plomb sur la teneur en chlorophylle a, b et totale	99
VII.1.3.3. Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles.....	100
VII.1.3.4. Effet du plomb sur la teneur en protéines totales.....	102
VII.1.3.5. Effet du plomb sur la teneur en proline	103
VII.1.3.6. Effet du plomb sur la teneur en antioxydants	104
VII.1.3.6.1. Effet du plomb sur la teneur en phénols totaux	104
VII.1.3.6.2. Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes.....	105
VII.1.3.6.3. Effet du plomb sur l'activité DPPH.....	106
VII.2.4. Effet du plomb sur les paramètres chimiques	107
VII.2.4.1. Teneur en plomb dans le substrat de culture.....	107
VII.2.4.2. Teneur en plomb dans les parties racinaires et aériennes de la plante....	108
VII.2.4.2.1. Bioconcentration (FBC) du plomb dans la plante	110
VII.2.4.2.2. Translocation (FT) du plomb dans la plante	112
Conclusion et perspectives	115
Références bibliographiques	121

Introduction

La dégradation de l'environnement est due aux différentes sources de pollution qui impactent gravement la santé et la qualité de vie de la population et surtout menaçant les ressources naturelles élémentaires considérées comme ressources vitales et économiques à savoir les sols, l'eau et l'air dont leur protection concoure à la préservation de l'environnement régional et global. Les principales sources génératrices sont les différentes activités industrielles et agricoles.

Le sol est confronté à plusieurs types de pollution du fait qu'il constitue un substrat indispensable pour la plupart des pratiques anthropiques comme l'exploitation agricole et industrielle. D'autre part, le sol contient toute une série de métaux lourds, qui sont cancérigènes et ont un effet néfaste sur la dynamique des nutriments sol-plante et la santé du sol ([Rajendiran et al., 2018](#)). Les métaux lourds les plus courants sont le chrome (Cr), le plomb (Pb), l'arsenic (As), le sélénium (Se), le mercure (Hg), le cadmium (Cd), le fer (Fe) et le nickel (Ni) ([Dotaniya et al., 2018](#)).

Sous une forte concentration de métaux et d'autres polluants, la plante adsorbe les éléments toxiques qui affectent la germination des graines, la croissance et le développement de la plante en entravant les mécanismes physiologiques, biochimiques et génétiques de la plante ([Sethy et Ghosh 2013](#)).

Une importance particulière est accordée à la pollution par le plomb (Pb), il est considéré parmi les éléments les plus courants et les plus toxiques ([Shahid et al., 2011](#)). Selon les organisations internationales de recherche, le plomb est classé comme un polluant potentiel et il s'accumule facilement dans les sols et les sédiments contenant des quantités importantes d'argile ou de matière organique ([Dotaniya et al., 2018](#)).

La valorisation des sols pollués constitue actuellement et pour l'avenir un enjeu important, en raison de l'impact de cette pollution sur l'environnement et la santé. Cette politique de gestion environnementale est basée sur le recensement, l'identification et la caractérisation des sites pollués et les classer en fonction des priorités, des types de polluants concernés, des impacts et le niveau de la pollution intrinsèque, potentiel ou avéré. L'approche de la gestion des sites pollués prend en compte les impacts socio-économiques et environnementaux, l'évaluation des risques en fonction de l'historique des sites et les sources de pollution pour mieux adapter l'état du site à un futur et nouvel usage ([ADEME et INERIS ; 2012](#)).

Des procédés biologiques de dépollution des sols connaissent un intérêt croissant depuis une vingtaine d'années, sont plus préconisées compte tenu de leurs rendements intéressants, une technologie simpliste et douce à la portée des populations, et adéquate avec les enjeux du développement durable, traitement à faibles coûts et faible perturbation du site bien adapté aux sites à grandes surfaces agricoles polluées. Ces techniques présentent de nombreux avantages comparativement aux procédés physico-chimiques classiques (Laurette *et al.*, 2012).

La phytoremédiation est une méthode écologique utilisant les plantes pour la réhabilitation des sols contaminés sans perturber la fertilité du sol et la biodiversité (Zloch *et al.*, 2017 ; Ahmad *et al.*, 2016 ; Xiao *et al.*, 2019).

L'absorption de métaux du sol ou de l'eau contaminés par les racines des plantes, la translocation et l'accumulation dans la biomasse aérienne est le concept de base de la phytoextraction et de la phytoaccumulation (Chou *et al.*, 2005 ; Eapen *et al.*, 2006 ; Singh *et al.*, 2009).

L'efficacité de la phytoextraction repose sur la capacité des plantes à concentrer les polluants dans leurs parties aériennes et à produire une biomasse importante. Le produit de la concentration en polluants par la biomasse produite par unité de surface correspond au rendement d'extraction. (Bert *et al.*, 2012).

Les plantes qui ont un système racinaire largement ramifié, un taux de croissance rapide, une biomasse élevée, qui tolèrent une concentration plus élevée de plomb et qui ont une valeur de translocation (FT) élevée (supérieure à 1) sont des candidates potentielles pour une phytoextraction réussie (Fernandez *et al.*, 2016). Certaines espèces de *Cleome* ont été identifiées comme des hyperaccumulatrices potentielles des métaux lourds (Abidemi *et al.*, 2014).

L'espèce végétale expérimentée est le *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb, de la famille des Capparidaceae, est une espèce endémique du Sahara septentrional, qui s'adapte aux conditions de l'environnement désertique et aux effets de la radioactivité résiduelle qui pèsent toujours sur la santé humaine et l'environnement. Cette espèce a une forte activité antioxydante et une capacité des parties aériennes de piéger les radicaux libres à différentes concentrations (Al-Humaidi, 2017).

L'objectif de ce travail est d'étudier l'effet du plomb (Pb) à différentes concentrations, sur les paramètres anatomiques, biochimiques et chimiques du *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb. L'étude de la toxicité, la tolérance et l'accumulation du plomb, chez l'espèce susceptible d'être utilisée en phytoremédiation *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb, doit évaluer le comportement

et les potentialités d'accumulation du plomb par la plante soumise à des doses croissantes de nitrate de plomb (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500, et 3000 ppm) durant une période d'expérimentation de deux mois, les relations qui existent entre le stress métallique appliqué durant deux semaines et les effets observés, afin de déterminer le potentiel phytoremédiateur .

Le présent travail de recherche s'articule en deux parties :

- La partie synthèse bibliographique ;
- La deuxième partie expérimentale qui présente les matériels et méthodes, un bilan des résultats obtenus et discussions.

Une conclusion générale en donnant des perspectives de développement de l'application de la phytoremediation comme méthode biologique afin de dépolluer les sols contaminés par le plomb.

Première partie

**SYNTHESE
BIBLIOGRAPHIQUE**

Chapitre I

PLOMB DANS LE SOL

I. Plomb dans le sol

I.1. Propriétés physico-chimiques

Le plomb (Pb) est un métal malléable bleu-gris que l'on trouve dans le tableau périodique des éléments du groupe 14 (IV A). Le plomb naturel est un mélange composé principalement de quatre isotopes stables : ^{204}Pb , ^{206}Pb , ^{207}Pb et ^{208}Pb (Sabol, 2020). Le plomb est un conducteur électrique relativement pauvre. Dans la nature, on le trouve généralement sous forme de minéraux, en combinaison avec d'autres éléments (Gupta *et al.*, 2020). Quarante neuf (49) isotopes du plomb sont enregistrés, dont quatre isotopes les plus abondants sont stables : ^{208}Pb (52%), ^{206}Pb (24%), ^{207}Pb (22%) et ^{204}Pb (moins de 2%) (Sabol, 2020). Parmi les isotopes stables, seul le ^{204}Pb est un nucléide primordial, et non radiogénique. Les trois autres isotopes radiogéniques stables, ^{206}Pb , ^{207}Pb et ^{208}Pb , sont issus de trois chaînes de désintégration radioactive, des isotopes de l'uranium, de l'actinium et du thorium, respectivement (Gupta *et al.*, 2020). Le radio-isotope le plus dangereux du plomb est le ^{210}Pb , qui a une demi-vie de 22,26 ans et une énergie gamma de 46,5 keV (Külahcı, 2020).

Tableau 1: Principales propriétés physico-chimiques du plomb (Külahcı, 2020).

Symbole atomique : Pb
Numéro atomique : 82
Masse atomique : 207,2 g.mol ⁻¹
Densité : 11.342 g/cm ³ (×1000 for kg/m ³)
Etat : solide
Potential d'ionisation: 7.417 eV
Point de fusion: 327.46 °C
Point d'ébullition : 1749 °C
Chaleur spécifique : 0.129 J/g.K (×1000 for J/g.K)
Chaleur de la fusion: 4.799 kJ mol ⁻¹
Chaleur de vaporisation: 177.7 kJ mol ⁻¹
Abondance d'éléments
Système solaire: 1.03×10 ⁻⁸ %
Surface de la Terre: 14 mg kg ⁻¹
Océans : 3×10 ⁻⁵ mg l ⁻¹

I.2. Origines du plomb

Le plomb est le 37^e élément le plus abondant de la croûte terrestre. Il se trouve dans tous les composants de l'environnement (roches, sédiments, sol, air, eau ou plantes) à faible concentration. Toutefois, il peut être présent à des concentrations élevées sur de grandes surfaces en raison des apports naturels et humains. (Natasha *et al.*, 2020).

Les activités géogéniques ou anthropiques ont fait de la contamination au plomb en une grave appréhension environnementale mondiale à grande échelle. (Jagetiya and Kumar, 2020).

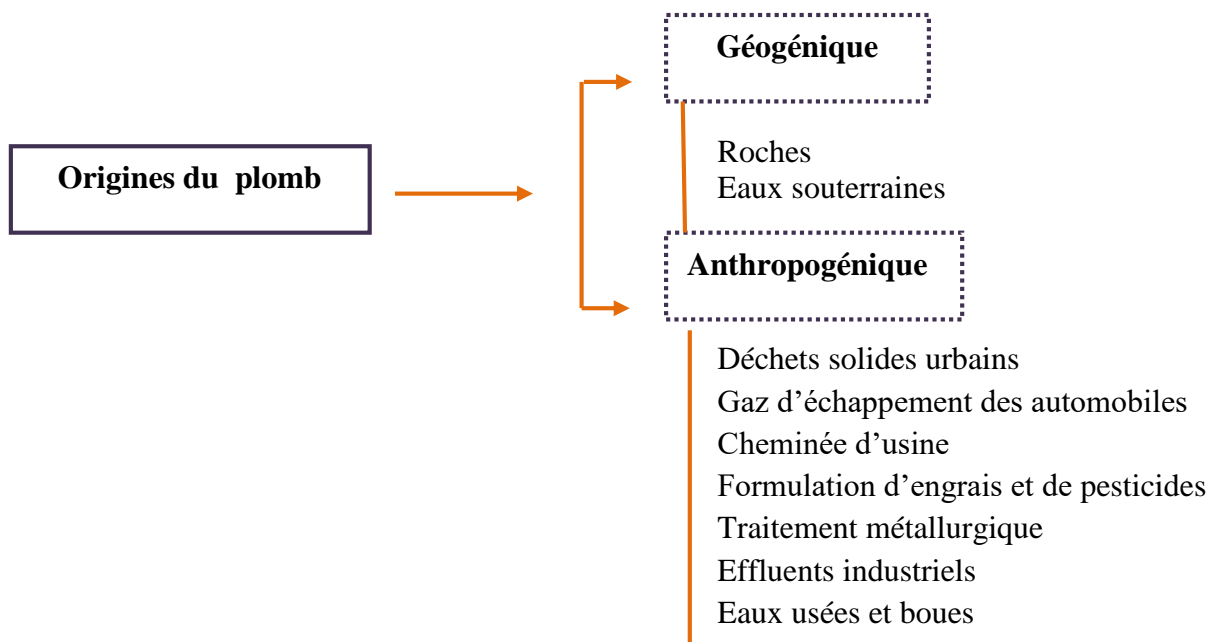


Figure 01 : Source de pollution de l'environnement par le plomb

(D'après Dotaniya *et al.*, 2018a).

I.2.1. Sources naturelles

Naturellement, le Plomb est introduit dans l'environnement par les éruptions volcaniques, les incendies de forêt et divers processus d'érosion des roches et des sols. (Michalak , 2001). Dans le sol, on trouve des traces de plomb dues à des processus pédogénétiques naturels par l'altération des matériaux parentaux (<1000 mg kg⁻¹) (Kabata-Pendias and Pendias, 2001).

I.2.2. Sources anthropiques

D'un point de vue anthropogénique, des niveaux élevés de Plomb sont introduits dans l'environnement, notamment en raison de l'extraction et de la fusion des minerais métalliques (Natasha *et al.*, 2020). Des niveaux élevés de Pb ont été libérés dans l'environnement depuis l'industrialisation moderne (Klaminder *et al.*, 2008).

L'application d'eaux usées sous forme d'irrigation et de boues sur les terres agricoles contribue à une quantité énorme de métaux tels que Cu, Zn, Hg, Cd, As, Pb, Co, Ni, Fe, Se et Mn. Les engrais phosphorés sont également une autre source potentielle de métaux lourds, qui contiennent toute une série de métaux, incluant le plomb (Meena *et al.*, 2020).

En outre, le plomb a été utilisé comme composant principal de nombreux produits, y compris les plastiques, les tuyaux, les peintures, les articles en céramique, les cosmétiques, le vin, les glaçures et les finitions, la verrerie et l'essence depuis de nombreuses années et donc largement distribué et mobilisé dans l'environnement. (Natasha *et al.*, 2020).

I.3. Utilisation et production

Le plomb (Pb) est l'un des plus anciens métaux découverts par l'homme depuis la préhistorique et sa nature particulière, telles que la souplesse, la ductilité, une plus grande malléabilité, un faible point de fusion et la résistance à la corrosion, font que ses utilisations sont très répandues dans de nombreux procédés industriels (peinture colorée, automobiles, plastiques et céramiques) (Jagetiya and Kumar, 2020). L'exposition au plomb a augmenté, principalement parce que l'environnement est de plus en plus contaminé par cet élément (Sabol, 2020). Le plomb est produit et utilisé depuis des milliers d'années. Plusieurs procédés pyrométallurgiques et hydrométallurgiques éprouvés sont utilisés aujourd'hui pour couvrir la demande mondiale. Le plomb est le métal le plus recyclé, avec un taux de recyclage très élevé (65%), qui nécessite des technologies appropriées pour la production primaire et secondaire (Gregurek *et al.*, 2015). Dans certains pays en voie de développement, l'utilisation d'essence au plomb comme carburant provoque également une pollution atmosphérique. Des estimations mondiales révèlent qu'environ 4,5 à 5,5 millions de tonnes de plomb utilisé dans l'essence restent dans le sol (Meena *et al.*, 2020).

Tableau 2: Evolution de la production mondiale de plomb de 2015 à 2020 (kt/an) (ILZSG, 2020).

Production et Utilisation Mondiale de Plomb Raffiné 2015 - 2020											
000 tonnes	2015	2016	2017	2018	2019	2019	2020	2020			
						Jan – Déc		Sep	Oct	Nov	Déc
Production minière	4861	4713	4588	4593	4720	4720	4482	400.0	407.7	411.8	413.0
Production de métal 12187		11301	11546	11897	12186	12187	11750	1004.6	1037.7	1083.8	1102.4
Utilisation de métal	11288	11508	12046	12232	12167	12167	11527	997.8	1058.2	1057.9	1071.9

I.4. Spéciation

Déterminer la spéciation d'un élément dans un milieu donné implique d'identifier, de caractériser et de quantifier les différentes formes physico-chimiques de cet élément. Il s'agit donc de définir les formes chimiques, de nature statique (état d'oxydation, charge, proportion et nature des formes complexées) et physiques (répartition entre formes solubles, colloïdales ou particulaires et phases solides, localisation physique) sous lesquelles il se trouve (Gilbin *et al.*, 2009).

Les oxydes et les hydroxydes de plomb sont la forme commune du plomb dans le sol. (GWRTAC 1997). Parmi les formes solides, le sulfure de plomb est la forme la plus courante et la plus constante. Le plomb est rarement présent sous sa forme libre, alors qu'on le trouve surtout sous des formes minérales telles que la galène (PbS), la cérusite (PbCO₃), l'anglésite (PbSO₄) et le minum (Pb₃O₄) (Shahid, 2017).

Dans le sol, le plomb peut se présenter sous la forme d'un ion métallique libre, en combinaison avec des composants comme HCO₃⁻, CO₃²⁻, SO₄²⁻, et Cl⁻, ou, peut rester sous forme de ligands organiques tels que les acides humiques, les acides fulviques et les acides aminés (Mitra *et al.*, 2020).

En outre, l'adsorption sur les surfaces des particules (comme les particules d'argile, les matières organiques ou les oxydes de fer) est un phénomène courant pour le Plomb (Uzu *et al.*, 2009; Sammut *et al.*, 2010). En raison de la forte affinité de liaison du Plomb avec les matières organiques et colloïdales, une petite quantité de plomb peut être présente sous forme soluble, qui est disponible pour la plante (Kopittke *et al.*, 2008a, b; Punamiya *et al.*, 2010). Les facteurs qui déterminent la spéciation du Plomb dans le sol comprennent le pH du sol, la taille des particules, le type de sol, les matières organiques, la capacité d'échange de cationique (CEC) et les oxydes de fer (Silveira *et al.*, 2003; Amundson *et al.*, 2015).

La spéciation est un facteur clé qui détermine la mobilité des éléments dans un milieu, leur biodisponibilité vis-à-vis d'organismes végétaux, animaux ou humains, et par la même leur toxicité (Laurette, 2011).

Tableau 3 : Forme chimique dans les sols du plomb, distinction entre forme adsorbée et dissoute, et composant du sol principalement associé (Thomas Bur, 2008).

Élément	Forme chimique dans le sol	Forme chimique dans la solution de sol	Principales phases porteuses
Plomb	Pb ²⁺ , PbHCO ₃ ⁺ , PbOH ⁺ , PbS, PbSO ₄ , Pb(OH) ₂ , PbCO ₃ , PbO, Pb(PO ₄) ₂ , PbCl ⁺	Pb ²⁺ et chélates d'acides fulviques	Oxydes Fe et Al, Matière organique, Argiles

I.5. Mobilité

La mobilité des éléments dans le sol et leur répartition entre les phases solide et liquide reposent sur des mécanismes complexes de différentes natures. Les ETM ne possèdent pas tous la même mobilité ; le cuivre et le plomb, par exemple, peuvent facilement se lier avec des acides fulviques qui les rendent bien moins mobiles que des composés tels que le cadmium ou le zinc (Tremel-Schaub & Feix, 2005). La mobilité du plomb est principalement contrôlée par sa spéciation en phase aqueuse et par des mécanismes d'adsorption/désorption ainsi que de dissolution/précipitation. Certains paramètres déterminent ces réactions 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. Le plomb étant en général considéré comme un élément peu mobile dans les milieux naturels, il a donc tendance à s'accumuler dans les horizons superficiels des sols (Cecchi, 2008).

Les éléments traces du sol se répartissent et se déplacent dans les six compartiments schématisés à la figure 2. Ils peuvent être présents dans (1) la phase liquide du sol sous formes soluble, colloïdale ou particulière ; (2) sous forme échangeable aux surfaces des feuillets d'argiles et des matières organiques ; (3) dans les réseaux cristallins des minéraux ; (4) adsorbés sur des oxydes métalliques ; (5) présents au niveau de la biomasse et (6) complexés dans des macromolécules organiques (Baize, 1997).

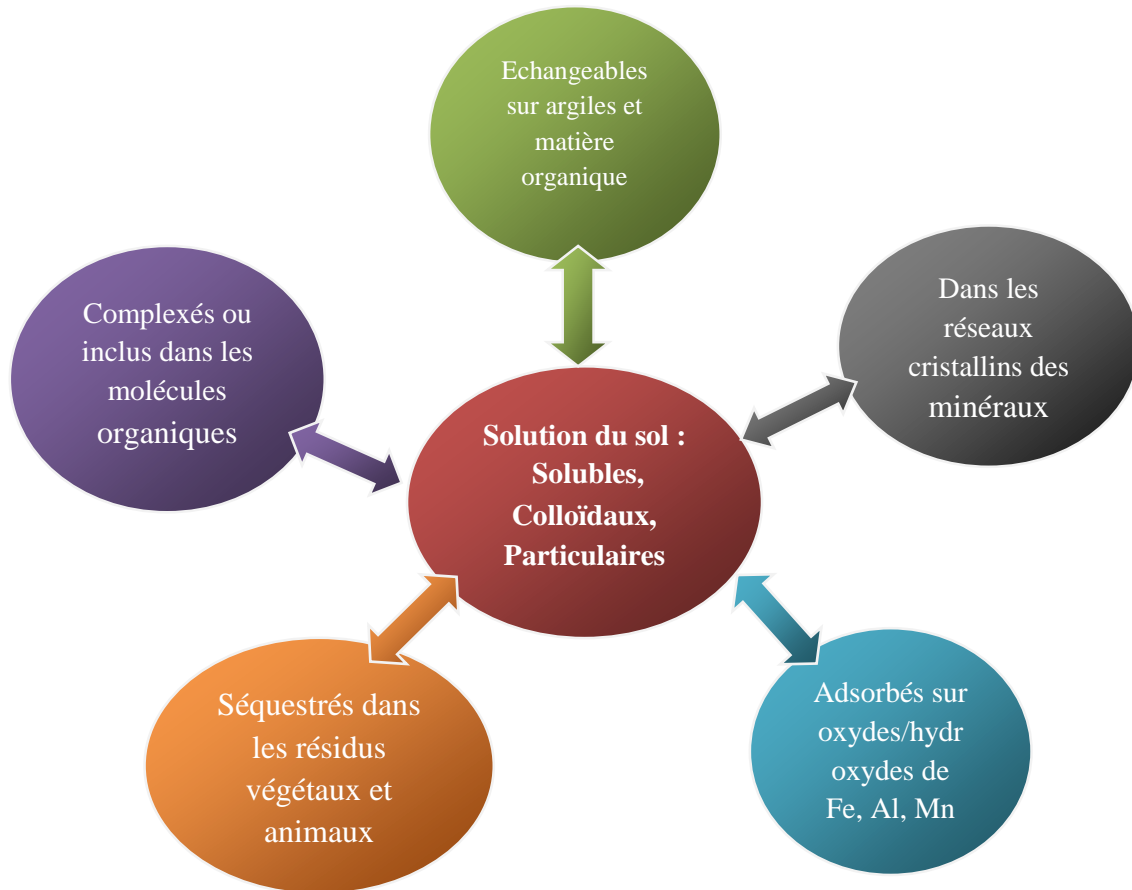


Figure 02 : Différentes formes et localisations des éléments traces dans les sols. (Baize, 1997).

I.6. Facteurs influençant la mobilité du plomb dans le sol

Les propriétés du sol comme le pH, la teneur en argile, la capacité d'échange cationique, la structure du sol, la matière organique et la quantité d'autres ions métalliques dans le sol quantifient la toxicité des métaux envers la plante. (Meena *et al.* 2019b). Une teneur plus élevée en argile réduit la disponibilité du plomb en formant un complexe argilo-humique. Pour cette addition de matière organique, il faut réduire la mobilité et la toxicité des métaux lourds (Dotaniya *et al.* 2016b). Le groupe carboxylique de la matière organique lie les ions métalliques et réduit la disponibilité du métal. La plupart des métaux lourds, dont le Plomb, ont une plus grande mobilité en milieu acide (Tableau 4). La neutralisation des acides dans le sol par des substances inorganiques réduit la mobilité du Pb dans le sol et son absorption par les plantes. Le stress hydrique a également réduit la mobilité et la toxicité des métaux lourds dans les sols (Dotaniya *et al.* 2018b). Les formes de plomb dans le sol sont également importantes pour évaluer la toxicité; les complexes d'oxyanion sont la forme de Pb la plus disponible dans

le sol et les eaux souterraines (Dotaniya *et al.* 2018c). L'application importante d'engrais phosphatés réduit la toxicité du Pb et améliore la croissance des plantes dans les sols contaminés (Lenka *et al.* 2016).

Tableau 4 : Mobilité des métaux lourds dans le sol (Adopté de Ferguson 1990).

Mobilité	Oxydation	Acide	Neutre (alcalin)	Réduction
Très grande	-	-	Se	-
Grande	Se	Se, Hg	-	-
Moyenne	Hg, As, Cd	As, Cd	As, Cd	Ti
Faible	Pb , As, Sb, Ti	Pb , Bi, Sb, Ti	Pb , Bi, Sb, Ti, In	-
Très faible à immobile	Te	Te	Te, Hg	Te, Se, Hg, As, Cd, Pb , Bi, Ti

I.7. Notions de biodisponibilité et phytodisponibilité

Selon Newman et Jagoe (1994), la biodisponibilité est définie comme la possibilité qu'un contaminant soit assimilé et/ou adsorbé sur un organisme vivant. Tandis que selon Campbell (1995) un métal n'est considéré comme biodisponible qu'à la condition qu'il soit assimilé par un organisme et qu'il entraîne un effet sur celui-ci. Seules certaines formes du métal (ions libres hydrates, certaines espèces inorganiques et organiques) peuvent être assimilables.

Pour la plante, on parle plus spécifiquement de phytodisponibilité : c'est la quantité d'un élément, inférieure ou égale à sa quantité totale, qui peut être prélevée par la plante durant la durée de sa culture ou de son cycle de vie (Bourguignon *et al.*, 2009). Elle dépend des propriétés du sol, de l'espèce végétale considérée et de l'élément en question (Hinsinger *et al.*, 2005) (Figure 3).

Le facteur principal de la disponibilité du plomb pour les plantes est le pH du sol, les précipités de phosphate ou de carbonate contrôlent la solubilité et la disponibilité du plomb pour les plantes dans une gamme de pH de 5 à 7,5 et très peu de plomb est disponible pour les plantes même si elles ont la capacité d'accumuler du plomb (Blaylock *et al.*, 1997). La présence d'autres métaux lourds dans le sol a également un effet sur la disponibilité du plomb (Mitra *et al.*, 2020). Les métaux lourds tels que Zn, Cu, Ni, Cd et Cr ont un effet antagoniste sur la disponibilité du plomb pour la plante (Orrono *et al.*, 2012).

I.8. Cycle biogéochimique du plomb

Le fond géochimique est par définition "la teneur naturelle ou originelle en éléments traces dans un sol en absence de tout processus d'apport ou d'exportation vers ou hors d'un site considéré" (Académie des sciences, 1998). Le plomb est naturellement présent en moyenne à 0,002% dans la croûte terrestre généralement sous forme peu soluble. Des dérivés inorganiques sont présents dans les eaux, les sédiments, les sols, l'atmosphère et éventuellement en micro-traces chez les organismes vivants. Les sols non contaminés contiendraient de 10 à 30 mg.kg⁻¹ (Nriagu, 1978 ; Baize, 2002).

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 (Cecchi, 2008).

La localisation ou la forme chimique du plomb dans l'environnement peut varier selon des processus naturels ou par les activités humaines à l'instar de l'agriculture, transports, déchets, industries. Il existe donc un véritable cycle biogéochimique du plomb et au cours duquel le plomb change de compartiment et de forme chimique sous l'influence de processus naturels ou anthropiques (Cecchi, 2008).

L'ensemble des processus d'érosion et des cycles hydrologiques les dispersent dans tous les compartiments de la planète : atmosphère, lithosphère, hydrosphère et biosphère (Rauch et Pacyna, 2009).

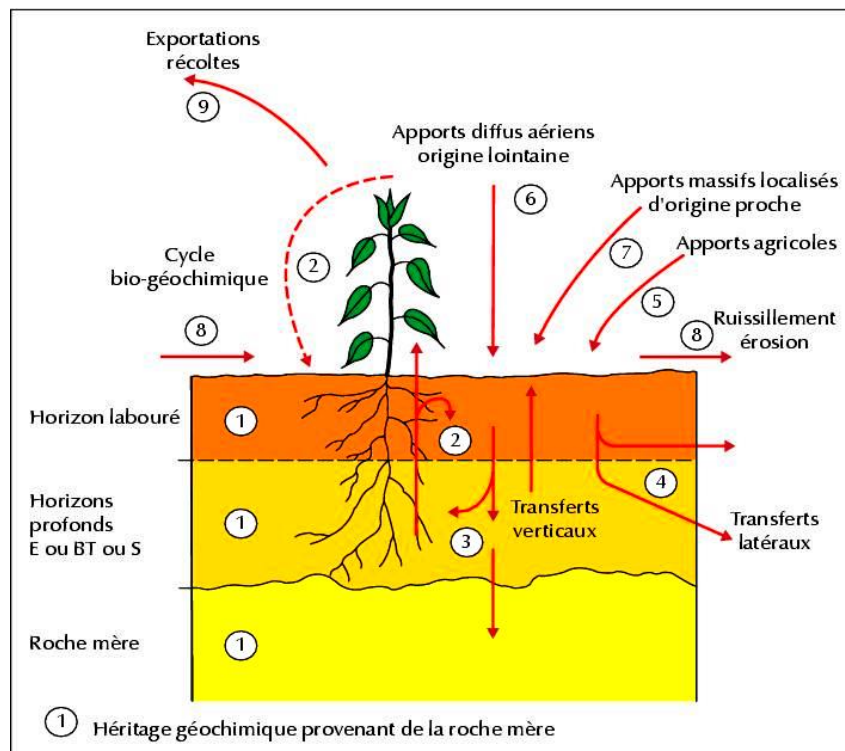


Figure 03 : Synthèse des flux d'ETM totaux dans les sols (Mathieu et al., 2008).

Chapitre II

**PLOMB DANS
L'ENVIRONNEMENT**

II. Plomb dans l'environnement

Le plomb peut être présent dans tous les composants de l'environnement (roches, sédiments, sol, air, eau ou plante) à faible concentration. Il pourrait mettre en péril la santé humaine et l'état naturel des écosystèmes (Natasha *et al.*, 2020).

Les teneurs en plomb relevées dans l'environnement ou les êtres vivants sont souvent exprimées en partie par million (ppm). Une ppm équivaut à un $\mu\text{g/g}$ ou encore à 1 mg/kg , mais également à un $\mu\text{g/mL}$ ou à un mg/L , sous réserve que la densité du liquide vaut 1 (Laurette, 2011).

II.1. Plomb dans l'atmosphère

La concentration moyenne de plomb dans l'air est faible, de l'ordre de $0,02 \mu\text{g}/\text{m}^3$ varie dans les endroits éloignés, mais une concentration plus élevée a été observée dans les zones urbaines métropolitaines de la Communauté européenne jusqu'à $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (OMS, 1977).

En Europe, les normes de qualité de la plupart des métaux lourds présents dans l'atmosphère ont été définies et mises à jour dans les Directives 2004/107/CE et 2008/50/CE. Selon ces directives, la valeur limite annuelle du plomb dans l'air est évaluée à $0,5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Natasha *et al.*, 2020). Les particules fines du plomb transportées par l'air se déposent sur les sols, les plantes, les étendues d'eau, par voie sèche (dépôt par gravité) ou humide lors d'épisodes pluvieux (Laurette, 2011).

Tableau 5 : Valeurs de teneurs limites en plomb dans l'air (d'après Pichard, 2002 et adapté par BRGM, 2004).

Milieu	Texte de loi	Teneur en plomb
	Air	
France	Décret n°2002-1085 (19 novembre 2002) Décret n° 2010-1250 (21 octobre 2010)	$0,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
UE	Directive 2004/107/CE (15 décembre 2004)	$0,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$
OMS	Directive de qualité de l'air (2000)	$0,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

CHAPITRE II : Plomb dans l'environnement

La concentration moyenne de plomb dans l'air urbain et industriel mondial est de 200-600 ng/m³ et de 500-1000 ng/m³ (Shigeta 2000), respectivement. La concentration annuelle moyenne de plomb dans les villes varie entre 200 et 600 ng/m³ en Europe orientale et <100 ng/m³ en Europe occidentale (Shahid et al., 2017). En Algérie, dans l'agglomération du Grand Alger, les teneurs en plomb atmosphérique s'élèvent en moyenne à plus de 0,6 µg.m⁻³ avec des maximums de l'ordre de 1 µg.m⁻³ dépassant largement les recommandations de l'OMS (Boughedaoui et al., 2004).

Des valeurs limites des particules fines en suspension sont précisées à 80 µg /Nm³ conformément à la réglementation algérienne particulièrement le *décret exécutif n°06-02 du 7 janvier 2006* définissant les valeurs limites, les seuils d'alerte et les objectifs de qualité de l'air en cas de pollution atmosphérique. Des valeurs limites des rejets atmosphériques sont fixées en annexe du *décret exécutif n° 2006-138 du 15 avril 2006* réglementant l'émission dans l'atmosphère de gaz, fumées, vapeurs, particules liquides ou solides, ainsi que les conditions dans lesquelles s'exerce leur contrôle.

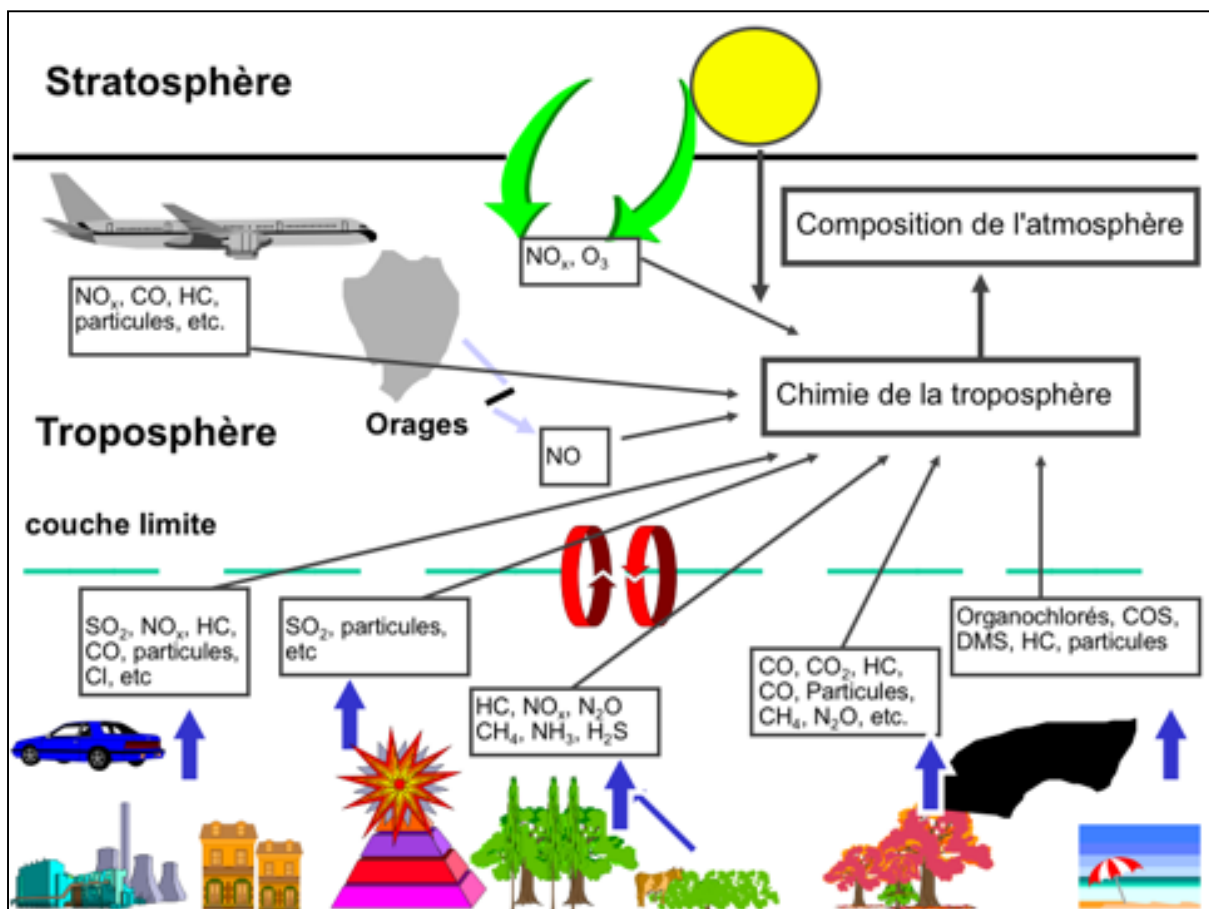


Figure 04 : Sources et mécanismes de diffusion des polluants dans l'air (FONTAN, 2021).

II.2. Plomb dans l'eau superficielle et sous-terrainne

La concentration géogénique de plomb provoque une pollution des eaux souterraines. Le déversement à long terme d'eaux usées ou d'effluents industriels a également contaminé les eaux souterraines et les cours d'eau (Dotaniya, et al., 2020). Il s'agit du 37e élément le plus abondant dans la croûte terrestre, sa concentration de fond étant d'environ 0,003 ppb dans l'eau de mer (Sarkar et al., 2011). L'abondance du plomb est de 14 mg kg⁻¹ à la surface terrestre et de 3 × 10⁻⁵ mg L⁻¹ dans les océans (Külahcı, 2020).

En Algérie, selon le *décret exécutif n°14-96 du 4 mars 2014* modifiant et complétant le *décret exécutif n° 11-125 du 22 mars 2011* relatif à la qualité de l'eau de consommation humaine, la valeur limite du plomb est de 10 µg/L. L'Organisation mondiale de la santé a fixé une recommandation provisoire de 10 µg/ L de plomb dans l'eau potable (OMS 2004,2011).

Le *décret exécutif n° 11-219 du 12 avril 2011*, fixant les objectifs de la qualité des eaux superficielles et souterraines destinées à l'alimentation en eau des populations, précise les valeurs limites du plomb des eaux superficielles et des eaux souterraines destinées à la consommation humaine à 50 µg/L et 10 µg/L respectivement.

La concentration de plomb montre une valeur particulièrement élevée de 3,6 µg/L dans l'Oued Rhiau l'affluent d'Oued Chélif en période sèche (Benkaddour, 2018).

Tous les échantillons d'eau souterraine recueillis dans la vallée de Swat, Khyber Pakhtunkhwa, Pakistan ont montré une concentration de Pb >10 µg /L en raison des processus géologiques, des activités agricoles et industrielles, et la corrosion des systèmes de plomberie à proximité de différentes sources d'eau souterraine (Khan et al., 2013). Le lixiviat des décharges est une source importante de contamination des eaux souterraines par le plomb, une concentration de 0,17 mg/L de plomb total est quantifiée dans un lixiviat issu d'une décharge âgée de 2,5 ans.

Tableau 6 : Valeurs de teneurs limites en plomb dans les eaux de consommation (d'après Pichard, 2002 et adapté par BRGM, 2004).

Milieu	Texte de loi	Teneur en plomb
Eaux de consommation		
Algérie	Décret exécutif n°14-96 du 4 mars 2014	10 µg.L ⁻¹
France	Décret n° 2001-1220 (20 décembre 2001), puis décrets 2003-461 et 2003-462 (21 mai 2003)	10 µg.L ⁻¹
UE	Directive 98/83/CE (3 novembre 1998)	10 µg.L ⁻¹
OMS	Directive de qualite pour l'eau de boisson (1996)	10 µg.L ⁻¹

II.3. Plomb dans les sols et les roches

Dans le sol, on trouve des traces de plomb dues à des processus pédogénétiques naturels par l'altération des matériaux parentaux ($<1000 \text{ mg kg}^{-1}$) (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). Le plomb est librement présent dans le sol avec une concentration de fond de 27 mg kg^{-1} (Kabata-Pendias 2011). La concentration de plomb dans la croûte terrestre varie de 10 à 30 mg kg^{-1} (USDHHS 1999) tandis que dans la surface du sol elle varie de 10 à 67 mg kg^{-1} avec une valeur moyenne de 32 mg kg^{-1} au niveau mondial (Kabata-Pendias and Pendias, 2001). La concentration moyenne de plomb dans le sol est d'environ 13 mg kg^{-1} et ses valeurs se situent entre 1 et 200 mg kg^{-1} (Jagetiya and Kumar, 2020).

Naturellement, le plomb constitue l'écorce terrestre avec une abondance de 14 ppm (Sarkar et al., 2011). La teneur mondiale en plomb dans le sol non contaminé varie de 10 à 84 ppm avec une valeur moyenne d'environ 50 ppm (Meena et al., 2020).

Des niveaux élevés de plomb dans le sol ont été signalés dans certains sites anthropogéniquement contaminés tels que les sites de fonderies ($14\text{--}7100 \text{ mg g}^{-1}$) (Chlopecka et al., 1996), les sites industriels contaminés ($42.4\text{--}130.7 \text{ mg kg}^{-1}$) (He et al., 2017), et les sites miniers ($133.4\text{--}45015.97 \text{ mg kg}^{-1}$) (Higueras et al., 2017).

Les sols des zones municipales contiennent fréquemment d'une concentration plus élevée de plomb que les sols normaux en raison de l'utilisation répandue de peinture, d'essence et des utilisations industrielles qui vont de 150 à 10 000 mg kg^{-1} (Meena et al., 2020).

Chaque sol renferme une certaine teneur en métaux lourds selon la composition de sa roche mère (Tableau 7) et selon ses transformations chimiques (Meyer, 1991) ; les teneurs rencontrées dans les sols ne sont pas suffisantes pour être phytotoxiques, mais les métaux lourds s'accumulent (Lefevre, 1998). Le sol contaminé par le plomb est classé en cinq groupes en fonction du niveau de contamination par le plomb, à savoir : très faible ($<150 \text{ ppm}$), faible (150-400 ppm), moyen (400-1000 ppm), élevé (1000-2000 ppm) et très élevé ($>2000 \text{ ppm}$) (Stehouwer et Macneal, 2010). (Meena et al., 2020).

En Algérie, Il n'existe pas de loi sur les sols pollués à l'instar des lois sur les déchets, les rejets industriels, l'eau et l'air. Le cadre réglementaire principal de la gestion des sites et sols pollués est celui de *décret exécutif N° 06-198 du 31 mai 2006* relative aux Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE). Aussi, le législateur algérien a prévu un arsenal juridique régissant l'utilisation, le stockage, l'élimination, le traitement ou la valorisation des substances chimiques selon leurs cas.

CHAPITRE II : Plomb dans l'environnement

Tableau 7 : Valeurs limites de concentration en métaux lourds dans les sols d'un échantillon représentatif des sols dont le pH est de 6 à 7 (Directive 86/278/CEE).

Paramètres	Valeurs limites (mg/kg matière sèche)
Cadmium	1 à 3
Cuivre	50 à 140
Nickel	30 à 75
Plomb	50 à 300
Zinc	150 à 300
Mercure	1 à 1,5

Naturellement, dans la croûte terrestre, la teneur en plomb varie selon les roches. Les roches comme le granite le schiste noir et la rhyolite contiennent une concentration d'environ 30 mg kg⁻¹ de Pb, dans le basalte, les sédiments évaporés et les roches ignées ultramafiques (comme la dunite) est d'environ 1 mg kg⁻¹ (Kushwaha *et al.*, 2018). Des rapports suggèrent que certains minéraux des roches granitiques comme la monazite, l'uraninite, le xénotime, la thorite, l'allanite, le zircon, la titanite, qui sont riches en éléments radioactifs, contiennent de plus grandes concentrations de Pb (Lovering 1969 ; Kushwaha *et al.*, 2018). l'Agence Américaine de Protection de l'Environnement (USEPA) a fixé une norme de 400 ppm de plomb dans le sol (Mitra *et al.*, 2020).

Tableau 8 : Contenu des roches en éléments traces (ppm) (Kataba, Pendias, 1992)

Eléments	Roches magmatiques			Roches sédimentaires		
	Roches basiques	Roches intermédiaires	Roches acides	Roches sédimentaires argileuses et sableuses	grès	Carbonates
Cd	0,13-0,22	0,13	0,09-0,20	0,22-0,30	0,05	0,035
Cr	170-200	15-50	4-25	60-100	20-40	5-16
Cu	60-120	15-80	10-30	40	5-30	2-10
Mn	1200-2000	500-1200	350-600	500-850	100-500	200-1000
Ni	130-160	5-55	5-15	50-70	5-20	7-20
Pb	3-8	12-15	15-24	18-25	5-10	3-10
Zn	80-120	40-100	40-60	80-120	15-30	10-25

II.4. Plomb dans les sédiments

Les métaux sont présents dans les milieux aquatiques sous deux formes : dissoute et particulaire. Ces éléments sont majoritairement associés aux particules et se sont accumulés dans les sédiments (Hayzoun, 2014). L'utilisation d'effluents de l'industrie minière accumulait des quantités importantes de plomb et d'autres métaux lourds dans les particules de sédiments (Laxen and Harrison 1977).

L'évaluation de la qualité des sédiments de l'Oued Chélif a montré que l'Oued Chélif et son affluent Oued Rhiou sont caractérisés par la présence de fortes concentrations de plomb (Tableau ...) pendant les deux périodes sèche et humide (Benkaddour, 2018). A l'heure actuelle il n'existe pas de normes relatives aux métaux dans les sédiments.

Tableau 9 : Etude comparative entre les concentrations métalliques des sédiments de l'Oued Chélif et quelques rivières dans le monde et la croûte continentale (Benkaddour, 2018).

	Rivières	Pb (µg.g-1)
Belhadj <i>et al.</i> , 2006	Chélif, Algérie	9,7-383,9
Lasheen and Ammar, 2009	Nil, Egypte	2,0-685,0
Mohiuddin <i>et al.</i> , 2010	Tsurumi, Japon	9,7-74,5
Iavazzo <i>et al.</i> , 2012	Moulouya, Maroc	1,3-204,0
Khaled Khodja And Durand, 2016	Bouhamra, Algérie	38,7-45,2
Benabdelkader <i>et al.</i> , 2018	Tafna, Algérie	9,7-537,5
Présente étude	Chélif, Algérie	14,2-40,8
Wedepohl, 1995	Croûte terrestre	17,0

II.5. Toxicité du plomb chez l'homme

Le plomb est un élément toxique cumulatif. C'est un métal qui n'a pas de rôle physiologique chez l'homme et qui s'accumule dans l'organisme, majoritairement dans l'os compact, le stock osseux pouvant devenir ensuite une source interne de contamination (InVS, 2006). Le plomb pénètre dans l'organisme par voie digestive, pulmonaire et rarement cutanée. Il est éliminé très lentement, principalement dans les urines. Le plomb peut atteindre le corps humain via la contamination de la chaîne alimentaire, sa limite admissible pour les aliments est (1,1 mg kg-1) (Meena *et al.*, 2020). Son action toxique se produit surtout au niveau du système nerveux central et périphérique, de la moelle osseuse et des reins. L'intoxication par le plomb ou saturnisme est actuellement le plus souvent due à une exposition chronique. Les enfants sont

CHAPITRE II : Plomb dans l'environnement

plus sensibles à la toxicité du plomb en raison de leurs activités main-bouche et leur système nerveux en développement. ce (InVS, 2006).

Chez les sujets non exposés au plomb, la plombémie est inférieure à 10 µg/100 ml de sang. La plombémie maximale tolérable est de 40 µg/100 ml de sang chez l'homme et de 30 µg/100 ml chez la femme en âge de procréer (OMS). L'apparition des effets pathologiques se fait à partir d'une plombémie supérieure à 70 µg/100 ml. L'Organisation mondiale de la santé (OMS) et la plupart des pays de l'Union européenne ont une valeur limite de plombémie de 100 µg/L de sang.

L'arrêté français du 5 février 2004 relatif à la déclaration obligatoire du saturnisme de l'enfant mineur a défini le seuil d'une plombémie supérieure ou égale à 100 µg/L de sang. Des niveaux sanguins élevés de plomb juste >10 µg dL-1 provoquent une anémie chez les enfants (Tiwari et al., 2013). Selon le rapport de l'OMS, les estimations mentionnent qu'environ 1,43 million de cas de décès dus au saturnisme chaque année (OMS, 2013).

La figure 4 représente les sources et l'absorption de plomb dans le corps humain à partir de différents milieux contaminés, ses organes cibles et les troubles de santé possibles (Natasha et al., 2020).

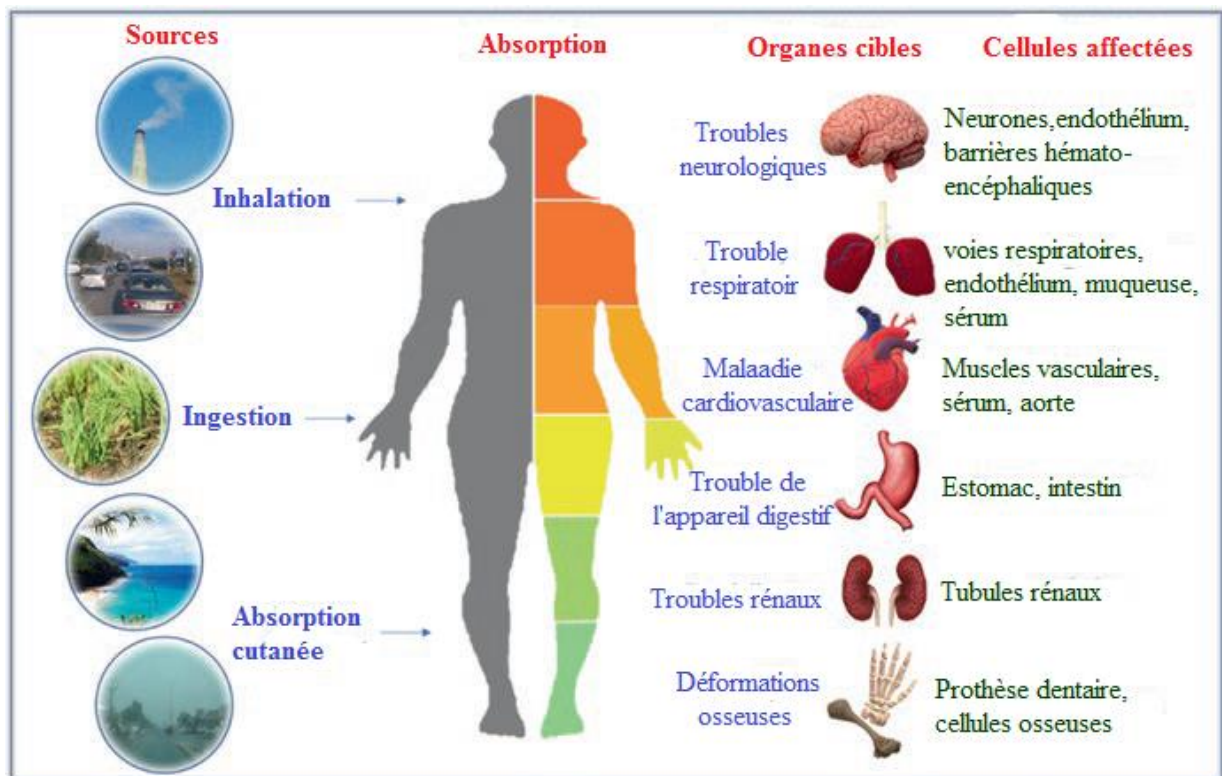


Figure 05 : Sources, absorption et troubles de santé possibles de l'exposition environnementale au Plomb (Natasha et al., 2020).

Chapitre III

**PLOMB DANS LA
PLANTE**

III.1. Absorption du plomb par la plante

III.1.1. Absorption racinaire

L'absorption racinaire est une voie de passage efficace dans les plantes (Lefevre, 1998), pour la plupart des espèces végétales, les racines retiennent la majeure partie des éléments en traces absorbés (80 à 98% de la quantité totale du métal absorbé) (Bourelrier et Berthelin, 1998). Pour pénétrer dans la plante, les composés doivent pénétrer dans les cellules pour pouvoir passer la bande de Caspari (structure subérifiée) (Figure 6). Dans le cas contraire, ils restent bloqués dans l'épiderme et le cortex des racines et leur transfert dans les parties aériennes de la plante sera impossible. Les composés très lipophiles sont retenus par les parois cellulaires et sont donc piégés dans les racines (McFarlane, 1995). Il est nécessaire que l'élément passe en solution pour être absorbé par la racine. La majorité des métaux et métalloïdes, le prélèvement se fait sous des formes ioniques : cationiques (Zn^{2+} , Pb^{2+} , Cd^{2+}) ou anioniques ($HAsO_4^{2-}$) (Lasat et al., 1998).

Les racines reçoivent le métal soit par voie symplasmique (par la membrane plasmique des cellules endodermiques des racines) ou par voie apoplasmique (déplacement via l'espace libre entre les parois des cellules) (Ling et al., 2017; Thakur et al., 2016).

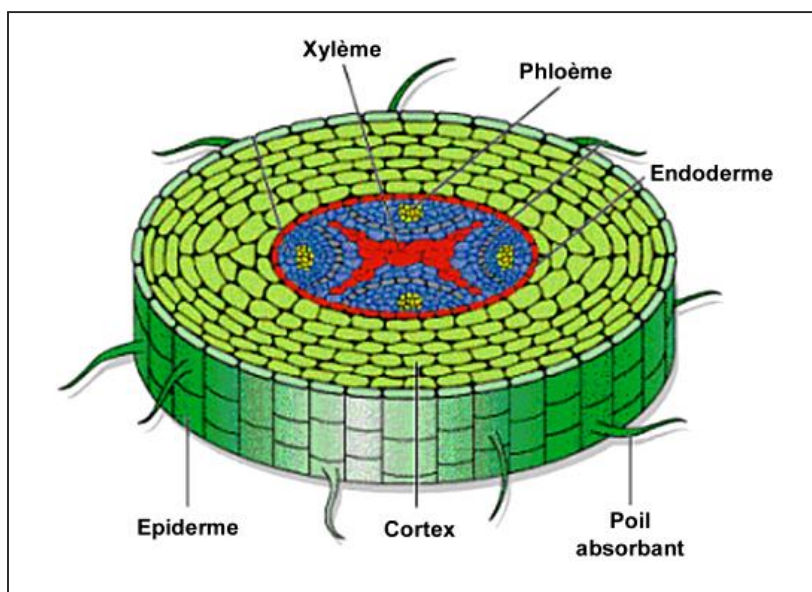


Figure 06 : Coupe de la racine végétale (Kirpichtchikova, 2009).

III.1.1.1. Voie apoplasmique

Les métaux lourds entrent par voie passive dans les espaces intercellulaires (apoplast) dans le transport apoplasmique (Chaudhary et al., 2018). Ce phénomène est stoppé au niveau de l'endoderme par les cadres de subérines, ou bandes de Caspary, qui bloquent le passage des molécules et des ions (Cecchi, 2008). A ce moment-là, l'eau et les molécules sont obligées de traverser les membranes plasmiques des cellules de l'endoderme, afin de pouvoir parvenir dans

le cylindre central contenant les vaisseaux du xylème. Après avoir traversé la membrane plasmique de la face interne de l'endoderme, les ions peuvent à nouveau reprendre le chemin apoplastique (Cecchi, 2008).

L'absorption du plomb est passive, la voie apoplastique pourrait être une voie importante pour le plomb qui peut être immobilisé par les charges négatives des parois cellulaires (espace libre de Donnan). 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 ; Seregin *et al.*, 2004 ; Patra *et al.*, 2004).

III.1.1.2. Voie symplasmique

La seconde voie du mouvement des métaux du cortex vers la stèle se fait à travers le symplasma des cellules via les plasmodesmes et par transport actif interne à travers la membrane plasmique (Laurette, 2011). Après avoir traversé la paroi cellulaire, les ions métalliques atteignent la surface de la membrane plasmique, puis pénètrent dans le symplaste. Ensuite, ces ions métalliques peuvent passer d'une cellule à l'autre en empruntant les plasmodesmes, qui relient les cellules. C'est la voie dite symplasmique (Cecchi, 2008).

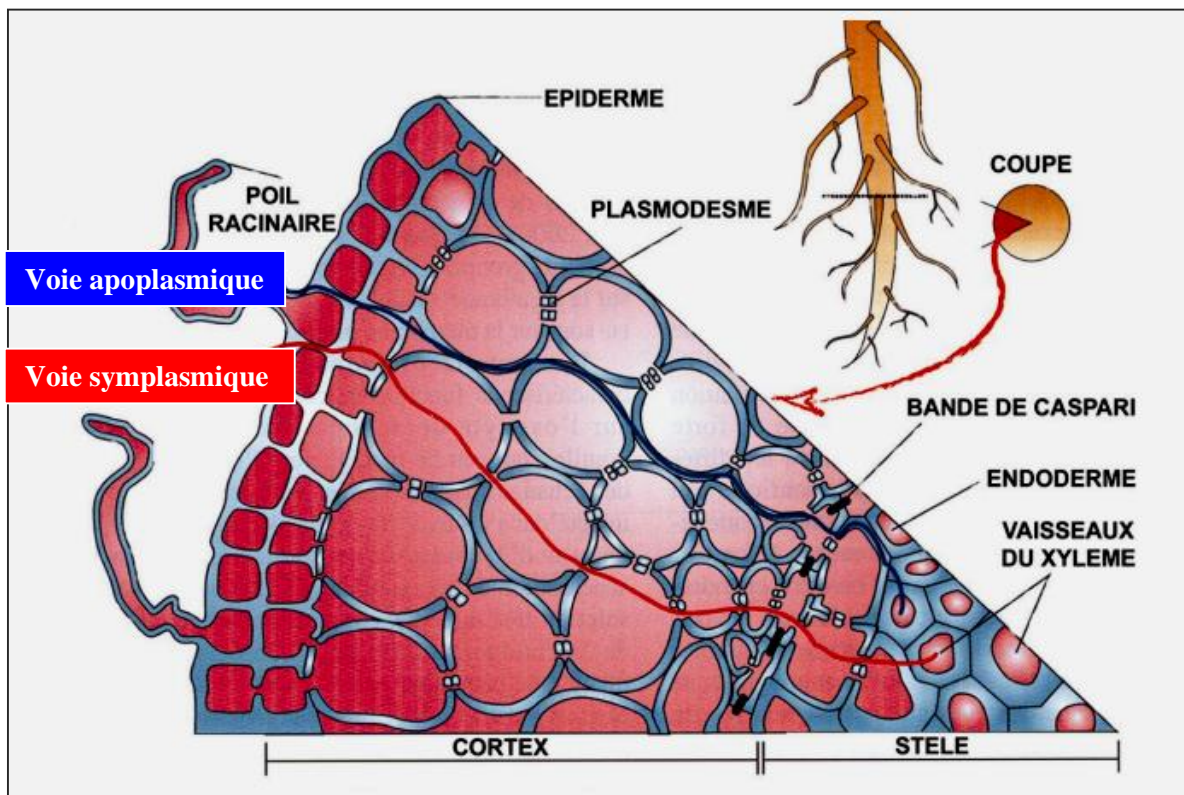


Figure 07 : Trajet des éléments métalliques de la surface des racines jusqu'au xylème (Kirpichtchikova, 2009).

III.1.2. Translocation du plomb

Après l'absorption racinaire, le plomb est immobilisé dans les racines, sa translocation vers les parties aériennes est faible (Bonnard, 2017). La translocation 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) (Cecchi, 2008). Ce flux d'ions métalliques dans le xylème nécessite leur chélation à des acides organiques (tels que le citrate) ou à des acides aminés (comme l'histidine) (Briat et Lebrun, 1999).

Le transport limité des racines vers les feuilles peut être expliqué par la barrière formée par l'endoderme des racines (Cecchi, 2008). Les bandes de Caspary peuvent en effet être un facteur majeur limitant le franchissement de l'endoderme jusqu'au cylindre central (Seregin *et al.*, 2004 ; Sharma et Dubey, 2005).

Des facteurs de translocation assez faibles ont été trouvés, avec une valeur moyenne de 0,58, indiquant que les plantes séquestrent le plomb dans les parties racinaires et limitent le transport interne, des racines vers les parties aériennes (Yoon *et al.*, 2006)

Les espèces hyperaccumulatrices ont la capacité de transloquer une grande quantité du plomb vers les parties aériennes où le facteur de translocation est supérieur à 1 (Seregin et Ivanov, 2001 ; Baker, 1981).

III.2. Toxicité du plomb et tolérance

III.2.1. Toxicité du plomb chez les végétaux

III.2.1.1. Effets du plomb sur la germination et la croissance

III.2.1.1.1. Effets sur la germination

La germination des graines et l'élongation des racines sont deux indicateurs physiologiques importants au stade précoce de la croissance des plantes pour évaluer la tolérance des plantes (Jing *et al.*, 2018). Le plomb a un effet inhibiteur sur le processus de germination des graines de nombreuses espèces végétales (Pandey *et al.*, 2007). Il a des effets négatifs sur la germination et la maturation, même à un niveau micromolaire (Kopittke *et al.*, 2007).

Un effet toxique sur la germination des graines de *L. leucocephala* a été relevé à des concentrations en plomb de 25, 50, 75 et 100 ppm (Muhammad *et al.*, 2008). Un traitement du blé avec du plomb à 1, 2, 5, 10 et 20 mM a réduit le processus de germination montrant une réduction graduelle de la germination avec l'augmentation de la concentration (Hasnain *et al.*, 1995). Le plomb réduit également fortement le développement des plantules et des radicelles

CHAPITRE III : Plomb dans la plante

(Mishra et Choudhuri, 1998). Les plantules de *Medicago sativa* exposées au nitrate de plomb (0, 10 et 100 μM) pendant 7 jours ont progressivement diminué dans les longueurs et les poids frais des racines et des feuilles (Hattab *et al.*, 2016).

L'effet principal du plomb est l'inhibition des enzymes de germination comme la protéase et l'amylase qui sont synthétisées pendant la germination (Pandey *et al.*, 2007).

III.2.1.1.2. Au niveau racinaire

Le plomb limite la croissance des parties souterraines et aériennes des végétaux à faible niveau (Islam *et al.*, 2007 ; Kopittke *et al.*, 2007 ; Gupta *et al.*, 2010), mais les racines sont plus affectées lorsqu'elles accumulent des quantités plus élevées de plomb (Liu *et al.*, 2008).

L'inhibition de la croissance due au stress au Pb est plus forte dans les racines des plantes, puisque le Pb absorbé par les plantes est accumulé dans les racines (95 %) et que seule une petite quantité (5 %) est transportée vers les parties aériennes (Zhou *et al.*, 2016).

Kraner et Colville (2011) ont confirmé l'inhibition de la croissance des racines de plus de 15 espèces végétales en présence de concentrations croissantes de plomb. Une inhibition de 50% de la croissance des racines du radis traité au plomb a été révélée (Aoumeur, 2012). L'élongation racinaire a diminué chez *Raphanus sativus* stressé à (500, 1000 et 2000 ppm) de plomb (Neggaz, 2018). Chez *Triticum aestivum* exposé à différentes concentrations de Pb (500, 1000, 2500 μM) pendant 7 jours, la longueur des racines a diminué de 23 à 51 % entre 500 et 2500 μM de Pb, alors que la longueur des parties aériennes a été diminuée de 17 %, 31 % et 44 % (Kaur *et al.*, 2012a). De même, le traitement au Pb entraîne une réduction de 67 % de la croissance des racines de deux variétés de maïs, bien que la longueur des parties aériennes reste moins affectée (Ghani *et al.*, 2010).

L'effet morphologique de la toxicité du Pb montre des racines distendues, inclinées et courtes, des racines secondaires profuses par unité de longueur de racine et l'arrêt de l'élongation des racines (Kopittke *et al.*, 2007 ; Arias *et al.*, 2010).

Les perturbations de la division et de l'élongation cellulaire sont les phénomènes les plus souvent reportés pour expliquer les effets du plomb sur l'élongation racinaire (Seregin et Ivanov, 2001 ; Makwoski *et al.*, 2002 ; Patra *et al.*, 2004 ; Kopittke *et al.*, 2007).

III.2.1.1.3. Au niveau des parties aériennes

L'accroissement de la biomasse végétale est diminué par de fortes doses de plomb (Xiong *et al.* 2006). Sur de longues durées, les traitements au plomb, même à des doses non-létales, peuvent conduire à l'apparition de nécroses au niveau des apex racinaires et des feuilles, ainsi que des chloroses foliaires (Liu *et al.*, 2000). Un effet négatif du plomb est signalé à différentes concentrations (0, 100, 200, 300, 400 et 500 mg L⁻¹) pendant 12 jours sur l'indice de croissance chez l'*Acalypha indica* en réduisant la longueur et la biomasse fraîche et sèche des racines et des parties aériennes (Venkatachalam *et al.*, 2017).

La croissance des parties aériennes et des feuilles, ainsi que la biomasse fraîche et sèche ont été sévèrement diminuées par le stress au Pb chez *Triticum aestivum* (Kaur *et al.*, 2012a), *Zea mays* L. (Hussain *et al.*, 2013), le coton (Bharwana *et al.*, 2013), *Sesbania grandiflora* (Malar *et al.*, 2014a), *Brassica napus* L. (Shakoor *et al.*, 2014), *Brassica juncea* L. (Kohli *et al.*, 2018), et *Ricinus communis* L. et *Brachiaria mutica* (Khan *et al.*, 2018b).

En outre, les effets du stress au Pb sur la croissance des plantes pourraient être modifiés selon la durée d'exposition, la concentration en métal et les stades de croissance des plantes (Dalyan *et al.*, 2020).

III.2.1.2. Effets du plomb au niveau cellulaire et moléculaire

III.2.1.2.1. Effets du plomb sur les capacités enzymatiques

Le stress lié au plomb provoque l'altération de nombreux processus physiologiques en entraînant l'inhibition ou l'induction de certaines activités enzymatiques. Le plomb peut inhiber l'action de certaines enzymes, notamment celles qui possèdent un sulphydryle (-SH), ce dernier présentant une forte affinité pour le plomb. Dans la plupart des cas, l'inhibition se fait par interaction du plomb avec ce groupement qui est indispensable pour l'activité et le bon fonctionnement des enzymes (Cecchi, 2008). De plus, les ions Pb peuvent remplacer les autres cations divalents nécessaires à l'activation des enzymes, tels que le zinc, le manganèse et le fer, ou inhiber l'absorption de ces minéraux (Seregin and Ivanov 2001).

En outre, l'effet indirect du Pb sur les enzymes résulte d'une augmentation des espèces réactives de l'oxygène qui conduit à des dommages oxydatifs sur les protéines dans les plantes (Kumar and Prasad, 2018).

III.2.1.2.2. Génération de stress oxydant

Le plomb provoque principalement un stress oxydant qui est défini comme un déséquilibre entre les systèmes prooxydants et antioxydants, en augmentant la production d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) dans les cellules végétales (Gill and Tuteja, 2010), tels que l'oxygène singulet ($^1\text{O}_2$), l'anion superoxyde (O_2^-), le radical hydroxyle (HO^\cdot) et le peroxyde d'hydrogène (H_2O_2) dans les chloroplastes, les mitochondries et les peroxysomes de diverses espèces végétales (Liu *et al.*, 2008; Hattab *et al.*, 2016). L'accumulation excessive de ROS inhibe les fonctions cellulaires normales telles que l'activité photosynthétique, la production d'ATP et la synthèse des protéines. En outre, la surproduction de ROS endommage la membrane des cellules et des organelles, les pigments photosynthétiques et l'acide nucléique (Gill and Tuteja 2010). Pour détoxifier ces ERO, les cellules végétales disposent trois activités enzymatiques, il s'agit des catalases (CAT), des peroxydases (POD) et des superoxyde-dismutases (SOD). Ces enzymes ont une action complémentaire sur la cascade radicalaire au niveau de l'anion superoxyde $\cdot\text{O}_2^-$ et du peroxyde d'hydrogène H_2O_2 conduisant finalement à la formation d'eau et d'oxygène moléculaire (Cecchi, 2008). Le système antioxydant peut être aussi non enzymatique, avec des macromolécules capables de piéger ces ERO comme le glutathion (GSH) est le plus abondant chez les êtres vivants, l'acide ascorbique (ASC), les tocophérols et les caroténoïdes.

III.2.1.2.3. Altération de la peroxydation lipidique

Le plomb provoque également la fuite du potassium avec l'altération de la composition de la bicouche lipidique, et conduit à la peroxydation lipidique dans la structure de la membrane cellulaire (Dalyan *et al.*, 2020). A la suite de la peroxydation lipidique, la teneur en acides gras saturés diminue, tandis que la teneur en acides gras insaturés augmente dans la membrane cellulaire de nombreuses espèces végétales stressées par le plomb (Kumar and Prasad, 2018). La peroxydation lipidique est connue comme un indicateur biochimique des dommages causés par les ROS dans les plantes (Gill et Tuteja, 2010).

Kaur *et al.*, (2012b) ont montré que la teneur en malondialdéhyde (MDA) et H_2O_2 augmentait dans la racine de blé exposée à 500, 1000 et 2500 μM de Pb. Et la teneur en MDA augmentait chez *Zea mays* L. (Gupta *et al.* 2009), *Triticum aestivum* (Yang *et al.*, 2011) et *Oryza sativa* (Thakur *et al.*, 2017) sous le stress du Pb. L'accumulation de radicaux libres H_2O_2 et de O_2^- a augmenté de manière significative dans les plantes *Vicia* traitées au Pb 50 mM en effectuant l'analyse histochimique du stress oxydatif (Mroczek-Zdyrska *et al.*, 2017).

III.2.1.2.4. Effets sur les composés phénoliques

Les polyphénols sont des composés aromatiques à noyau benzénique avec un ou plusieurs groupes hydroxyles, synthétisés par les plantes principalement pour la protection contre le stress (Pazoki, 2015). Les phénols, en particulier les flavonoïdes, peuvent être oxydés par la peroxydase, et agissent dans le système de piégeage du H₂O₂, contre la contamination par les métaux lourds (Michalak, 2006). Les composés phénoliques peuvent agir comme des chélateurs de métaux lourds afin de diminuer le stress chez la plante et d'autre part, les composés phénoliques peuvent éliminer directement les espèces réactives d'oxygène (ERO) (Pazoki, 2015). Dans le cas de la contamination par le plomb, les acides phénoliques pourraient améliorer l'accumulation de ce métal par chélation, par l'absorption ou par coagulation (Kuppusamy *et al.*, 2015). La teneur en composés phénoliques augmente en présence d'une concentration croissante en Pb chez le blé (Pazoki, 2015), *Lemna gibba* traitée par 300mg/l de plomb (Sobrino *et al.*, 2010), *Fagopyrum esculentum* exposée à 0.01mM et 1 mM de Nitrate de Pb (Horbowicz *et al.*, 2013), *Vicia faba* L (Sgherri *et al.*, 2007 ; Bouziani, 2021), *Raphanus sativus* (Neggaz et Reguieg yssaad, 2018).

III.2.1.2. 5. Effets sur la photosynthèse

Le plomb provoque une phytotoxicité importante sur la photosynthèse (Singh *et al.*, 2010 ; Cenkci *et al.*, 2010). L'un des signes visibles des effets toxiques des ions Pb sur l'appareil photosynthétique est la chlorose (Ghori *et al.*, 2019).

La toxicité du Pb entraîne une activité modérée de deux métallo-enzymes essentielles à la synthèse de la chlorophylle, l' δ -aminolevulinate déshydratase (ALAD) et la ferrédoxine NADP⁺ réductase, sous la toxicité du Pb, l'ion Zn²⁺ de l'enzyme ALAD est remplacé par Pb²⁺ (Cenkci *et al.*, 2010 ; Gupta *et al.*, 2009), une inhibition de la production des caroténoïdes et des plastoquinones (Cenkci *et al.*, 2010), une concentration insuffisante de dioxyde de carbone due à la fermeture des stomates (Romanowska *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2017), une absorption réduite des éléments essentiels dans la structure de la chlorophylle (Mn, Fe, Ca et K) (Piotrowska *et al.*, 2009) et une augmentation de l'activité de la chlorophyllase dans les feuilles (Liu *et al.*, 2008; Jayasri and Suthindhiran, 2017).

Perturbation des grana (Zheng *et al.*, 2012) et l'ultra-structure des chloroplastes due au Pb (Qiao *et al.*, 2013), et les ROS induits par le plomb entraînent une inactivation fonctionnelle en altérant le système de transport d'électrons (ETS) et les centres générateurs d'oxygène (Meitei *et al.*, 2014).

CHAPITRE III : Plomb dans la plante

Des concentrations de 0,5 à 5 mM de nitrate de plomb diminuaient la teneur en pigments photosynthétiques en raison de l'inhibition de l'activité de l'ALAD dans des plantules de *Brassica rapa* âgées de 20 jours (Cenkci et al., 2010).

Le stress au Pb entraînait une perte des pigments photosynthétiques, la chlorophylle a, la chlorophylle b et les caroténoïdes totaux chez le radis (El-Beltagi et Mohamed, 2010), *Brassica rapa* (Cenkci et al., 2010), le blé et les épinards (Lamhamdi et al., 2013), le *Jatropha curcas* (Shu et al., 2012), maïs (Zhang et al., 2018), *Pogonatherum crinitum* (Hou et al., 2018). Une chlorose a été observé chez *Anthyllis vulneraria* (Piwowarczyk et al., 2018), *Rhus chinensis* (Shi et al., 2019), *Helianthus annuus* (Doncheva et al., 2018).

III.2.1.2.6. Effet sur les phytochélatines

Les phytochélatines sont de petits polypeptides intracellulaires possédant la séquence d'acides aminés (γ -Glu-Cys) $_n$ -Gly, où n est compris entre 2–11, et une très grande affinité pour les métaux grâce à leurs fonctions thiol (SH) et carboxyle (COOH) (Remon, 2006). Les phytochélatines sont rapidement synthétisées dans les cellules et tissus exposés aux ions métalliques par des PC-synthases (des transpeptidases constitutives activées en présence d'ions métalliques) à partir du glutathion (GSH, γ -Glu-Cys- Gly ou dans quelques cas, des composés proches). La production de PC en réponse à un stress métallique est variable selon l'espèce et l'ion métallique considérés (Pal & Rai, 2010).

Les ions Pb induisent la synthèse de phytochélatines (PCs) qui jouent un rôle important dans la détoxification et l'accumulation des métaux dans les plantes (Piechalak et al., 2002). Les PC peuvent constituer des complexes métal-PC et transporter le Pb vers les vacuoles et les chloroplastes (Piechalak et al., 2002; Estrella-Gómez et al., 2009).

La biosynthèse des PCs est catalysée par l'enzyme phytochélatine synthase (PCS) qui relie les (γ -Glu-Cys) aux molécules de glutathion du substrat (Estrella-Gómez et al., 2009; Fischer et al., 2014). Ainsi, la biosynthèse des PCs dépend du niveau de glutathion qui peut être corrélé avec la teneur en phytochélatine et la séquestration des métaux (Thangavel et al., 2007). Estrella-Gómez et al., (2009) ont révélé que l'accumulation excessive de plomb augmentait à la fois l'activité de la phytochélatine synthase (PCS) et la teneur en phytochélatines dans la racine de *Salvinia minima*, connue comme la fougère aquatique hyperaccumulatrice de Pb^{2+} .

III.2.1.2.7. Effet sur les protéines

Une concentration élevée de Pb ne modifie pas seulement l'activité de l'enzyme mais aussi la teneur en protéines solubles des plantes (Mishra *et al.*, 2006; Singh *et al.*, 2010). Une forte concentration d'ions Pb réduisait la teneur en protéines chez *Jatropha curcas* L (Shu *et al.*, 2012). Bien que les faibles concentrations de Pb augmentent la teneur en protéines en stimulant les protéines de stress, les fortes concentrations de Pb déclenchent le catabolisme de la synthèse des protéines. Cette réduction peut s'expliquer par l'oxydation des protéines (Wang *et al.*, 2008), l'augmentation de l'activité ribonucléasique, et la diminution de l'activité protéasique (Gopal and Rizvi, 2008). Un traitement excessif au Pb a augmenté l'activité de la ribonucléase dans le radis (Gopal and Rizvi, 2008), du riz (Mukherji and Maitra, 1976) et du maïs (Maier, 1978).

III.2.1.2.8. Effet sur les sucres solubles

Les sucres ont été signalés comme des osmorégulateurs potentiels (Kameli et Losel, 1995 ; Sanchez *et al.*, 1999). Ils jouent un rôle important dans l'ajustement osmotique, lequel est considéré comme une réponse adaptative des plantes aux conditions de stress (Zhang *et al.*, 1999 ; Abdul, 2004). L'accumulation des sucres solubles est due à la présence des métaux lourds dans le milieu de culture et à l'altération des activités enzymatiques notamment l'invertase acide, le saccharose synthase et l'amidon phosphorylase (Jha et Dubey, 2004.). Udomchalothorn *et al.*, (2009) observent, chez les plantes de riz, une diminution de l'activité du fructose-2-6-biphosphate, conduisant à une accumulation de saccharose et contribuant ainsi à l'augmentation de la tolérance en augmentant l'osmolarité interne des cellules et les réserves disponibles en carbone. La teneur en sucres solubles augmente chez *Atriplex halimus* sous l'action de Pb et Cr (Belarbi, 2018), *Atriplex canescens* (Khedim, 2019), *Raphanus sativus* (Neggaz et Reguieg yssaad , 2018), *Phaseolus vulgaris* (Aldoobie et Beltagi, 2013) et *Beta vulgaris subsp* (Naderi *et al.*, 2013) sous l'action de Pb.

III.2.1.2.9. Effet sur la proline

L'une des stratégies de défense importante de la plante contre le Pb est la biosynthèse de la proline (Rucińska-Sobkowiak *et al.*, 2013). La proline, connue comme un osmolyte organique, joue un rôle important dans le piégeage des ROS et la protection de la structure protéique des plantes dans des conditions de stress (Parys *et al.*, 2014). L'exposition au Pb à des concentrations de 1 à 4 mM chez le blé a conduit à une augmentation de l'accumulation de proline en activant l'ornithine- δ -aminotransférase et la r-glutamyl kinase (Yang *et al.*, 2011).

Chapitre IV

PHYTOTECHNOLOGIE

IV.1. Définition

Le terme phytoremédiation est dérivé de la fusion du mot grec phyto (signifiant " plante ") avec le mot latin remedium (signifiant " guérison du mal "), il a été créé en 1994 par Ilya Raskan (**Vamerali et al., 2010**). la phytoremédiation est utilisée pour le traitement de plusieurs classes de polluants tels que les hydrocarbures, les solvants chlorés, les pesticides, les composés explosifs ou encore les ETM (**Vassilev et al., 2007**).

IV.2. Généralités

La phytoremédiation est un ensemble de techniques de décontamination qui fait l'objet d'une médiation des espèces végétales, y compris les herbes, les arbustes et les arbres, en association avec des micro -organismes, assainissent l'environnement (sol, eau et air) par dégradation, accumulation et la stabilisation des contaminants inorganiques ou organiques (**Gomes, 2012 ; Rajkumar et al., 2012 ; Cameselle et al., 2019**).

IV.3. Différents procédés de la phytoremédiation

La phytoremédiation des sols contaminés par des métaux lourds comprend plusieurs étapes et processus, notamment l'absorption (phytoextraction), l'accumulation et la translocation (phytoaccumulation), l'émission vers l'atmosphère (phytovolatilisation) et leur stabilisation dans les racines (phytostabilisation) (**Shah and Daverey, 2020**) (**Figure 08**).

Ces techniques respectueuses de l'environnement peuvent s'appliquer *in situ* sur une large variété de sols pollués (sols agricoles, friches industrielles, sédiments excavés, etc.) en milieu rural et urbain. Jugées *a priori* plus conformes aux enjeux du développement durable que les techniques classiques de traitement sur site et hors site, elles impactent positivement les fonctions et la structure du sol (**Bert et al., 2012**). C'est une "technologie verte", avec la possibilité d'éliminer les polluants du sol tout en minimisant la génération des déchets secondaires (**Nejad et al., 2018**).

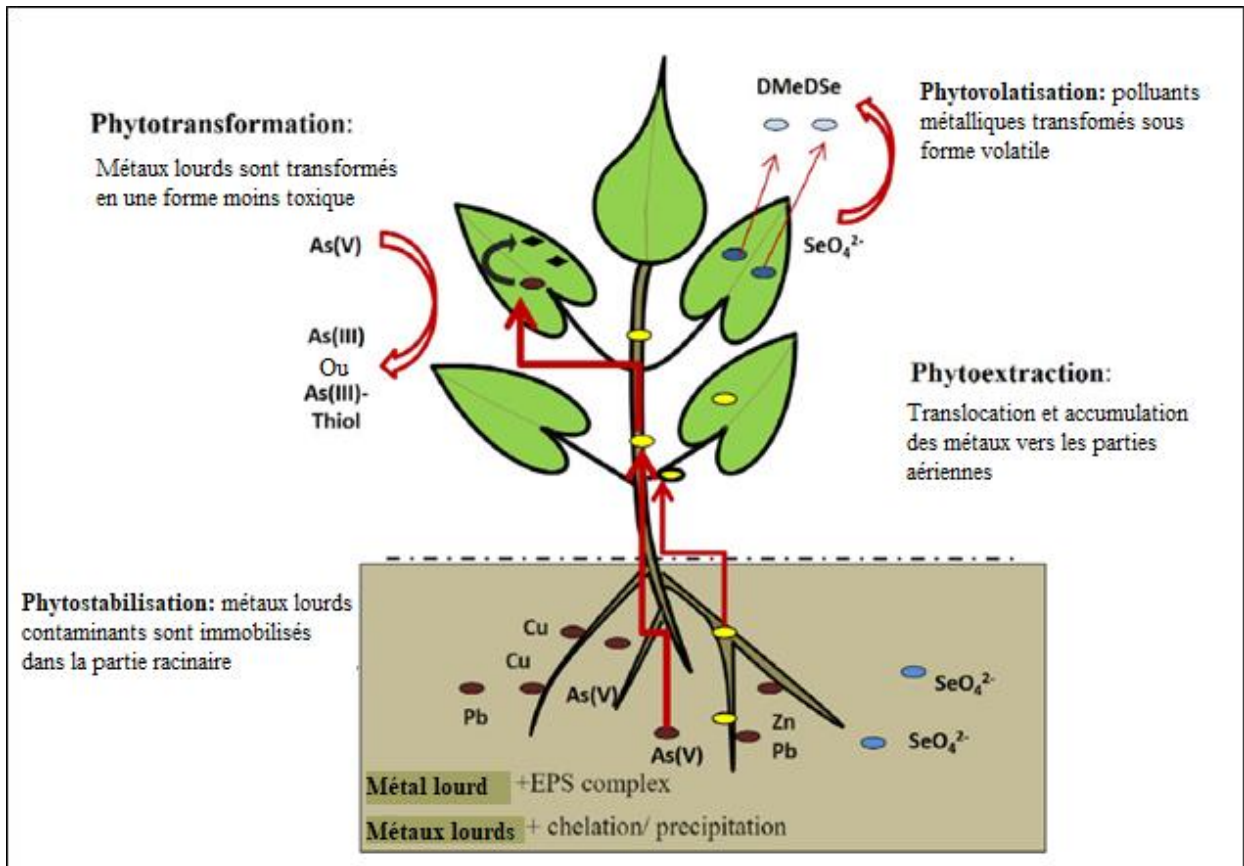


Figure 08 : Procédés de phytoremédiation (Shah et Daverey, 2020).

IV.4. Approche multidisciplinaire de la phytoremédiation

La chose qui rend le processus de phytoremédiation plus concevable est une relation de collaboration et de diversité entre le sol, les métaux lourds, les plantes et les microorganismes du sol (Figure 09). Les plantes ne réagissent qu'à une fraction des métaux lourds dont elles disposent (Semple *et al.*, 2003; Siebielec *et al.*, 2006). La biodisponibilité et la phyto-disponibilité des métaux lourds dans le sol sont importantes pour être facilement absorbées ou absorbées par les microorganismes rhizosphériques et les plantes, respectivement. Cependant, la biodisponibilité et la phyto-disponibilité dépendent de facteurs connexes tels que la physiologie des plantes, la chimie du sol et l'interaction plante-microbe (Farid *et al.*, 2013; Peijnenburg and Jager, 2003; Yadav *et al.*, 2018).

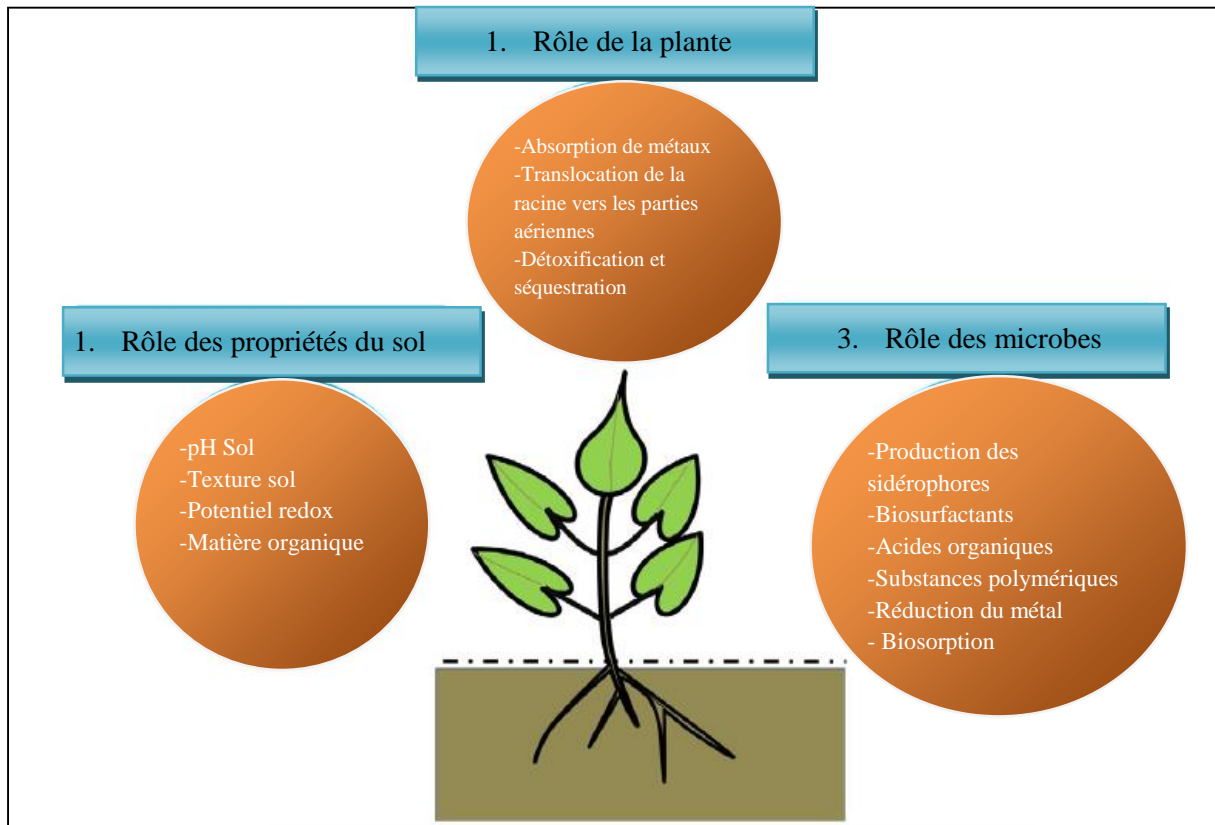


Figure 09 : Approche multidisciplinaire de la phytoremédiation (Shah and Daverey, 2020).

IV.5. Procédé de phytoextraction

IV.5.1. Principe

La phytoextraction est une technique *in situ* de dépollution fondée sur l'utilisation des plantes qui absorbent et concentrent dans leurs parties aériennes (feuilles, tiges) où ils sont stockés les polluants contenus dans le sol, souvent des éléments traces métalliques (ETM). On utilise souvent des plantes accumulatrices et/ou hyper accumulatrices qui sont capables de tolérer et d'accumuler les ETM. Il est possible d'améliorer cette extraction par l'ajout de chélatant (type acide citrique ou EDTA) au sol. (Laurette, 2011).

La biomasse aérienne enrichie en polluants doit être récoltée afin de retirer définitivement du site les polluants extraits (Bert *et al.*, 2012). Le plus souvent les plantes sont incinérées; les cendres sont stockées voire valorisées pour récupérer les métaux accumulés. Alors que la plupart des sites fortement contaminés ne permettent pas la croissance de végétaux, les sites faiblement ou modérément contaminés peuvent être épurés par la croissance de plantes accumulatrices. (Laurette, 2011).

L'efficacité de la phytoextraction repose sur la capacité des plantes à concentrer les polluants dans leurs parties aériennes et à produire une biomasse importante. Le produit de la concentration en polluants par la biomasse produite par unité de surface correspond au rendement d'extraction. (Bert *et al.*, 2012).

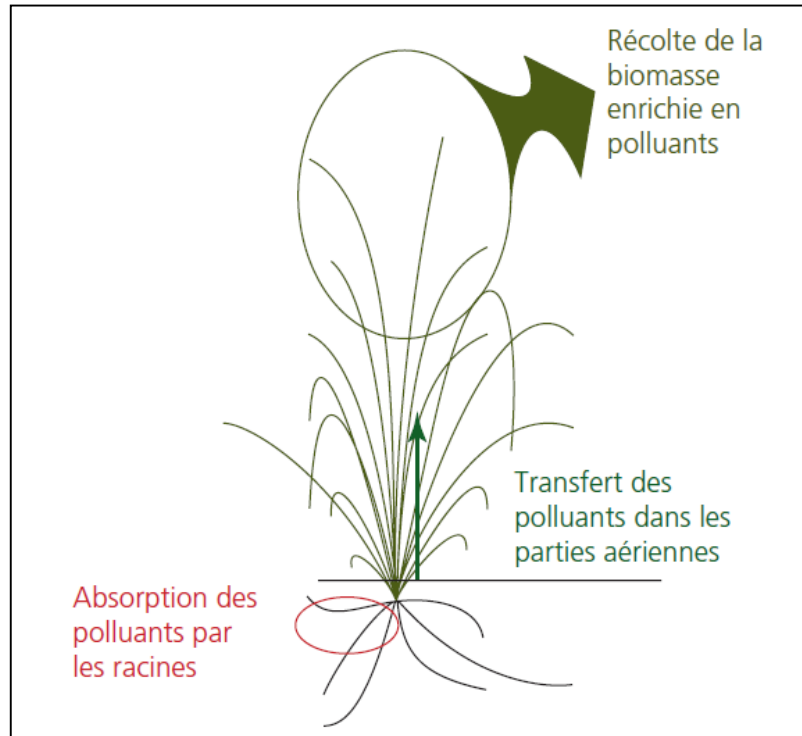


Figure 10 : Schéma de fonctionnement de la phytoextraction (Bert *et al.*, 2012) .

IV.5.2. Choix des espèces végétales pour la phytoextraction

La sélection appropriée des espèces végétales est essentielle pour une phytoextraction efficace. Les espèces végétales utilisées pour la phytoextraction doivent posséder les caractéristiques suivantes :

- Haute tolérance aux effets toxiques des métaux lourds,
- Capacité d'extraction élevée avec l'accumulation de niveaux élevés de métaux lourds dans les parties aériennes,
- Une croissance rapide et une production de biomasse élevée,
- Des pousses abondantes et un système racinaire étendu.
- Une bonne adaptation à l'environnement, forte capacité à pousser dans des sols pauvres, culture et récolte faciles,
- Très résistante aux pathogènes et aux ravageurs, être répulsives pour les herbivores afin d'éviter que les métaux lourds n'entrent dans la chaîne alimentaire (Seth, 2012 ; Ali *et al.*, 2013).

Parmi ces caractéristiques, les capacités d'accumulation des métaux et la biomasse aérienne sont les facteurs clés qui déterminent le potentiel de phytoextraction d'une espèce végétale (Yan *et al.*, 2020).

Par conséquent, deux stratégies différentes de sélection des plantes sont employées :

- L'utilisation des **hyperaccumulatrices**, qui peuvent accumuler les métaux lourds dans les parties aériennes des concentrations de polluants au moins dix fois plus élevées que celles habituellement rencontrées dans des plantes se développant sur le même sol.
- L'utilisation des **accumulatrices** à forte production de biomasse aérienne, qui peuvent avoir des capacités d'accumulation de métaux plus faibles, mais l'accumulation globale de métaux lourds est comparable à celle des hyperaccumulateurs (Yan *et al.*, 2020 ; Ali *et al.*, 2013).

La recherche d'hyperaccumulateurs efficaces est une stratégie clé et la plus simple pour une phytoremédiation réussie des métaux lourds. Actuellement, plus de 450 espèces végétales d'au moins 45 familles d'angiospermes ont été identifiées comme des hyperaccumulateurs de métaux (Suman *et al.*, 2018).

IV.5.3. Phytoextraction du plomb

Translocation et absorption de métaux provenant de sols ou d'eaux contaminés par les racines des plantes et l'accumulation dans la biomasse aérienne est le concept de base de la phytoextraction (Chou *et al.* 2005; Eapen *et al.* 2006; Singh *et al.* 2009). Naturelle/continue ou induite (motivée par chélateurs) sont les deux techniques de phytoextraction (Hseu *et al.* 2013). Certaines plantes fonctionnent comme des hyperaccumulateurs parce qu'elles ont un pouvoir d'absorption 100 fois plus (Tableau 00). De nombreux membres des familles Brassicaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Lamiaceae et Scrophulariaceae ont été reconnus comme de bons accumulateurs de plomb (Alkorta *et al.* 2004). La faible biodisponibilité des métaux est la raison principale qui limite le potentiel d'absorption des plantes pour la phytoextraction du plomb. Il a été suggéré d'ajouter des chélateurs synthétiques ou naturels aux sols agricoles pour lever les restrictions. (USEPA 2000a, 2000b). L'absorption du plomb augmentait de 21 % après l'ajout d'EDTA (100 µM) à un milieu contenant 1 g de Pb⁻¹.

Tableau 10 : Espèces hyperaccumulatrices pour la phytoextraction du plomb (Jagetiya and Kumar, 2020).

Espèces	Famille	Références
<i>Arabis paniculata</i>	Brassicaceae	Tang <i>et al.</i> (2009)
<i>Noea mucronata</i>	Amaranthaceae	Chehregani <i>et al.</i> (2009)
<i>Baccharis latifolia</i>	Asteraceae	Bech <i>et al.</i> (2012)
<i>Onchus oleraceus</i>	Asteraceae	Bech <i>et al.</i> (2012)
<i>Bidens triplinervia</i>	Asteraceae	Bech <i>et al.</i> (2012)
<i>Brassica juncea</i>	Brassicaceae	Zaier <i>et al.</i> (2010)
Buckwheat	Polygonaceae	Chen <i>et al.</i> (2004)
<i>Cynara cardunculus</i>	Asteraceae	Epelde <i>et al.</i> (2009)
<i>Helianthus annuus</i>	Helianthoideae	Chen <i>et al.</i> (2004)
<i>Hemidesmus indicus</i>	Apocynaceae	Sekhar <i>et al.</i> (2005)
<i>Lepidium bipinnatifidum</i>	Brassicaceae	Bech <i>et al.</i> (2012)
Indian mustard	Brassicaceae	Chen <i>et al.</i> (2004)
<i>Poa pratensis</i>	Poaceae	He <i>et al.</i> (2009)
<i>Pisum sativum</i>	Fabaceae	Chen <i>et al.</i> (2004)
<i>Plantago orbignyana</i>	Plantaginaceae	Bech <i>et al.</i> (2012)
<i>Sedum alfredii</i>	Crassulaceae	Gupta <i>et al.</i> (2010)
<i>Sesuvium portulacastrum</i>	Aizoaceae	Bech <i>et al.</i> (2012)
<i>Sonchus oleraceus</i>	Asteraceae	Xiong (1997)
<i>Tagetes minuta</i> L.	Asteraceae	Salazar and Pignata (2014)
<i>Thlaspi rotundifolium</i>	Brassicaceae	Reeves and Brooks (1983)
<i>Zea mays</i>	Poaceae	Huang and Cunningham (1996)
<i>Phaseolus vulgaris</i>	Fabaceae	Luo <i>et al.</i> (2005)
<i>Raphanus sativus</i>	Brassicaceae	Chen <i>et al.</i> (2003)

IV.5.4. Choix des amendements

Le rôle des amendements est d'augmenter le rendement de la phytoextraction (phytoextraction assistée) soit en rendant plus mobiles les métaux et métalloïdes dans le sol de façon à ce qu'ils soient absorbés par les racines des plantes puis transférés dans les parties aériennes de ces dernières, soit en augmentant la biomasse des plantes. L'augmentation du rendement de la phytoextraction peut être obtenue par incorporation d'amendements chimiques ou biologiques (engrais, agents chélatants, microorganismes, etc.).

➤ Substances chimiques

Dans le cas de la phytoextraction assistée par des substances chimiques, des plantes non hyperaccumulatrices à fort taux de production de biomasse du type maïs ou colza sont de préférence utilisées. Cette approche permet d'extraire des métaux peu mobiles, comme le plomb, pour lesquels il n'existe pas d'hyperaccumulateur.

Pour augmenter la fraction d'éléments traces facilement assimilable par les plantes (éléments sous forme ionique, solubles ou échangeables), il est possible d'appliquer des agents chélatants ou des engrais acidifiant les sols (ex. : sulfate d'ammonium). (Bert *et al.*, 2012).

➤ Amendements biologiques

La phytoextraction peut être assistée par les bactéries et les champignons mycorhiziens (bioaugmentation). Certains microorganismes produisent des biosurfactants, des sidérophores ou des acides organiques qui augmentent la mobilité des éléments traces dans le sol et, par voie de conséquence, augmentent la concentration de ces éléments dans la plante. D'autres microorganismes agissent sur la biomasse des plantes en produisant, par exemple, des phytohormones qui vont faciliter leur croissance ou des antibiotiques qui vont inhiber les agents pathogènes (Bert *et al.*, 2012).

IV.6. Procédés de phytostabilisation (Phytoimmobilisation)

IV.6.1. Principe

Si les perspectives de la phytoextraction du Pb ne sont pas brillantes, il est important de noter qu'il existe de nombreuses plantes qui peuvent tolérer l'exposition au Pb et phytostabiliser efficacement le toxique in situ, avec beaucoup moins de risques associés. La stabilisation, la séquestration ou le confinement in situ sont des pratiques correctives de plus en plus largement adoptées pour le Pb dans les sols (Henry *et al.*, 2015 ; Laidlaw *et al.*, 2017). Le type de contaminant, sa concentration et sa mobilité sont des critères essentiels à prendre en compte pour une telle méthode (Robinson *et al.*, 2006). De nombreuses plantes retiennent de grandes quantités de Pb dans les racines sans translocation vers les parties aériennes, ce qui en fait des espèces viables pour la phytostabilisation du Pb (Ebrahimi, 2014).

La phytostabilisation consiste à utiliser des espèces végétales tolérantes aux métaux pour immobiliser les métaux lourds dans le sol et réduire leur biodisponibilité. Dans cette technique, les plantes réduisent la mobilité et la migration des contaminants dans le sol, les eaux souterraines et

la chaîne alimentaire ou stabilisent les contaminants dans le sol contaminé par la sorption, la précipitation, l'accumulation et l'absorption par les racines (Erakhrumen, 2007 ; Wuana et Okieimen, 2011 ; Singh *et al.*, 2012). L'un des avantages de la phytostabilisation est que l'élimination de la biomasse dangereuse n'est pas nécessaire par rapport à la phytoextraction (Wuana et Okieimen, 2011).

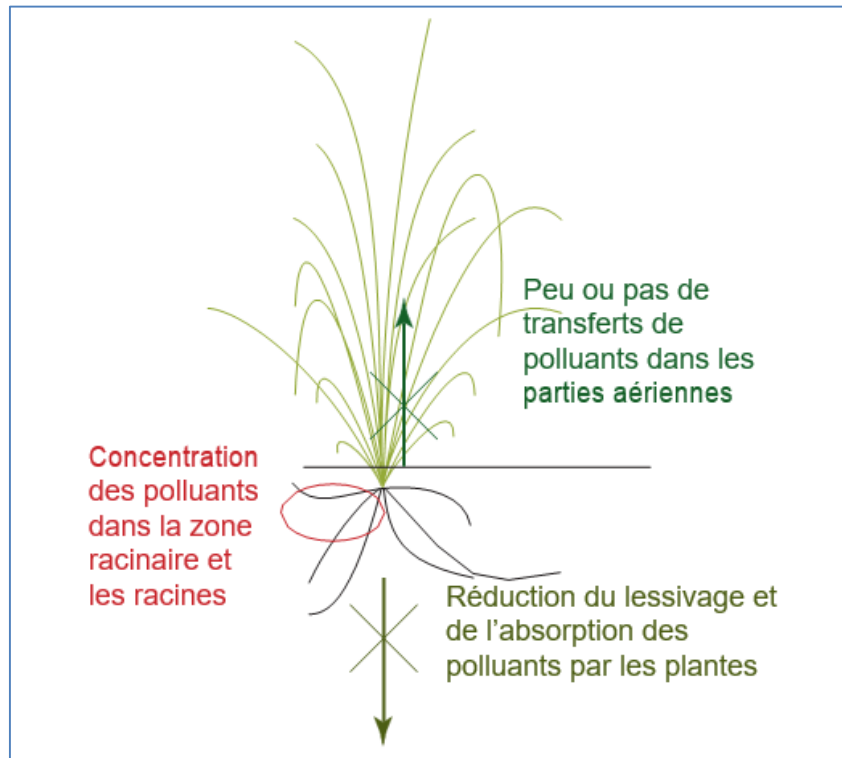


Figure 11 : Schéma de fonctionnement de la phytostabilisation (Bert *et al.*, 2012) .

Au cours des dernières décennies, de nombreux chercheurs ont défendu l'objectif préférentiel de séquestrer le Pb dans le sol par phytostabilisation plutôt que de le mobiliser par phytoextraction. La phytoextraction du Pb n'est pas une technique viable pour l'assainissement ; la phytostabilisation du Pb, en revanche, est une méthode de remédiation qui devrait être envisagée et classée par ordre de priorité pour une série de sites (Egendorf *et al.*, 2020).

IV.6.2. Choix des espèces végétales pour la phytostabilisation

La sélection d'espèces végétales appropriées pour la phytostabilisation est cruciale. Pour répondre aux exigences d'une phytostabilisation, les plantes doivent être tolérantes aux métaux lourds. Les racines des plantes jouent un rôle essentiel dans l'immobilisation des métaux lourds, la stabilisation de la structure du sol et la prévention de l'érosion du sol, les plantes doivent avoir des systèmes

d'enracinement denses (Yan *et al.*, 2020). Les plantes destinées à la phytostabilisation doivent tolérer les métaux, avoir un système racinaire étendu, produire une grande quantité de biomasse et réduire au maximum la translocation entre la racine et la partie aérienne afin d'empêcher l'entrée de contaminants dans la chaîne alimentaire. De nombreuses plantes excluantes (par exemple, *Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *A. stolonifera*, *Lolium perenne*, *Trifolium repens*) répondent à ces caractéristiques et ont été utilisées pour la revégétalisation de sols hautement contaminés. (Borges *et al.*, 2017).

IV.6.3. Choix des amendements

Pour améliorer l'efficacité de la phytostabilisation, des amendements organiques ou inorganiques peuvent être ajoutés au sol contaminé. Ces amendements peuvent modifier la spéciation des métaux, réduire la solubilité et la biodisponibilité des métaux lourds en modifiant le pH et l'oxydoréduction du sol (Alvarenga *et al.*, 2009 ; Epelde *et al.*, 2009 ; Borges *et al.*, 2018). En outre, l'application d'amendements peut augmenter la teneur en matière organique et en éléments nutritifs essentiels du sol et améliorer les propriétés physicochimiques et biologiques du sol, ce qui peut favoriser la colonisation des plantes et améliorer la capacité de rétention d'eau (Yan *et al.*, 2020).

Les micro-organismes vivant dans la rhizosphère, tels que les bactéries et les mycorhizes, peuvent contribuer à la phytostabilisation. Ces micro-organismes peuvent améliorer l'efficacité de l'immobilisation des métaux lourds en adsorbant les métaux sur leurs parois cellulaires en produisant des chélateurs et en favorisant les processus de précipitation (Göhre et Paszkowski, 2006 ; Mastretta *et al.*, 2009 ; Ma *et al.*, 2011). Ils peuvent également augmenter la surface et la profondeur des racines des plantes pour faciliter la phytostabilisation et même servir de barrière de filtration contre la translocation des ions de métaux lourds des racines vers les tiges (Göhre et Paszkowski, 2006).

IV.7. Avantages et limites de la phytoremédiation

IV.7.1. Avantages

Les principaux avantages de la phytoremédiation se résument comme suit :

- Approche écologique, efficacité, faisabilité et disponibilité de la matière (Ekta and Modi, 2018; Chandra and Kumar, 2018) ;
- Technologie simpliste à la portée des populations, et adéquate avec les principes du

développement durable.

- Valorisation foncière et gain d'espace à réserver à l'agriculture et l'industrie ;
- Mode de gestion *in situ* des sols contaminés économiquement acceptable ;
- Mise en place d'une couverture végétale, garant la fonctionnalité des sols :
 - ✓ limiter l'érosion du sol ;
 - ✓ limiter l'envol de poussières ;
 - ✓ limiter le lessivage des éléments toxiques et leur transfert vers la nappe phréatique ;
 - ✓ maintenir ou restaurer une microflore et une microfaune adaptée, garants de la fonctionnalité des sols. (Bert *et al.*, 2012).

IV.7.2. Limites

La phytoremédiation présente également certaines limites :

- La phytoremédiation est un processus lent qui dépend des cycles biologiques et nécessite de quelques mois à plusieurs années, et de multiples cycles de culture pour assainir le sol (Khalid *et al.*, 2017).
- La phytoremédiation est possible pour les sites moins ou moyennement contaminés, de sorte que la phytotoxicité sur la plante reste moindre et les plantes peuvent pousser. Le taux de croissance des plantes, la faible biomasse aérienne et la profondeur des racines sont également les facteurs limitant la phytoremédiation (Cameselle and Gouveia, 2019).
 - Quelle que soit la phytotechnologie envisagée, les plantes n'ont accès qu'aux polluants qui se trouvent dans le sol colonisé par leurs racines (en moyenne jusqu'à 50 cm de profondeur). En fonction des espèces végétales, cette zone peut s'étendre jusqu'à 1,5 m de profondeur (Bert *et al.*, 2012).
 - Les plantes n'ont accès qu'à une partie de la fraction totale d'éléments traces. Les mécanismes de rechargement de cette fraction et d'absorption par les plantes sont encore largement méconnus. Du fait de cette limitation, la phytoextraction est une technique de dépollution partielle et non de décontamination. De plus, cette limitation impacte le temps nécessaire pour diminuer la contamination (Bert *et al.*, 2012).

Au regard des connaissances actuelles sur les phytotechnologies et quelle que soit la phytotechnologie envisagée, les sites gérés par ces techniques ne peuvent accueillir que des projets de longue durée, durée qui dépend des usages présents et futurs du site. La phytostabilisation peut

se révéler efficace dans un délai court par rapport aux objectifs qu'elle cherche à atteindre. La mise en place de la phytostabilisation s'envisage cependant pour une durée permettant de justifier l'investissement (aménagement paysager pérenne, gestion de la pollution en attendant de décider de l'usage futur d'un site, gestion de la pollution couplée à l'exploitation de la biomasse, etc.) (**Bert et al., 2012**).

– La durée, qui peut apparaître comme une contrainte, pourrait être compensée par la valorisation du foncier via la valorisation économique de la biomasse produite sur le site pollué ou la valorisation écologique (aménagement paysager, restauration des services écosystémiques*). Cette hypothèse est actuellement testée dans des projets français et européens. Ainsi l'objectif des phytotechnologies n'est plus seulement de dépolluer ou de maîtriser les risques mais d'apporter une plus value au site en générant une activité qui peut être rentable (ex. : culture énergétique, hydrométallurgie, synthèse écocatalysée de principes actifs) (**Bert et al., 2012**).

– Les espèces hyperaccumulatrices peuvent accumuler la plus grande quantité de métaux (100 mg kg⁻¹ d'As et de Cd ; 1000 mg kg⁻¹ de Cu, Cr, Ni, Se, Pb et Co ; et accumulent 10 000 mg kg⁻¹ de Zn et Mn) (**Carocci et al., 2015**). Une faible biomasse et une croissance lente de ces plantes limitent leur efficacité.

– La complexité du suivi et des analyses à effectuer dans un milieu multi contaminé. De ce fait, le devenir de polluants multiples du sol, organiques et inorganiques, sous l'influence de diverses espèces végétales et de microorganismes associés est mal connu à ce jour (**Ouvrard et al., 2011**).

– Les contaminants métalliques qui sont étroitement liés au sol sont difficiles à éliminer par les plantes en raison de la faible biodisponibilité des métaux. Pour surmonter le problème de la mobilisation des métaux et de la biodisponibilité de divers agents chélatants synthétiques (Acide citrique, EDTA, EGTA, CDTA, DTPA, etc.) sont utilisés, mais la nature non dégradable et toxique et la persistance de ces agents dans le sol peuvent créer des problèmes à l'avenir (**Oh et al., 2014**).

– Des conditions météorologiques et climatiques favorables pour les plantes sont également nécessaires pour une phytoremédiation durable (**Mahar et al., 2016**).

Avec les limitations ci-dessus, le stockage, le traitement et l'élimination appropriée de la phyto-biomasse extraite des métaux posent également des problèmes. Compactage et compostage de la phyto-biomasse diminue le volume et les frais de transport mais augmente la lixiviation des

composés organométalliques dissous. Par conséquent, l'élimination durable de la phyto-biomasse reste un problème majeur avec la phytoremédiation ([Shah et Daverey, 2020](#)).

IV.8. Evaluation de la performance de la phytoextraction

L'évaluation de la performance d'une phytoextraction nécessitera la mesure de :

- La **quantité d'éléments traces extraite** par la plante par unité de surface et de temps (*par ex. : en kg de métal/ha/an*).

À partir de la mesure des concentrations en éléments traces dans la plante (parties aériennes et racines) et le sol, plusieurs ratios peuvent être calculés :

- **Le facteur de translocation*** : ratio entre la concentration d'un élément trace dans les parties aériennes de la plante sur la concentration de ce même élément trace dans les racines de la plante ([Bert et al., 2012](#)).
- **Le facteur de bioconcentration*** : ratio entre la concentration d'un élément trace dans les parties aériennes de la plante sur la concentration totale de ce même élément trace dans le sol où se développe la plante. Ce facteur peut aussi se calculer à partir de la fraction dite « disponible » d'élément trace dans le sol. ([Bert et al., 2012](#)).

La plante la plus performante pour extraire les polluants du sol est une plante qui a un système racinaire dense et profond, un facteur de bioconcentration* supérieur à 1, un facteur de translocation* supérieur à 1 et un rendement en biomasse comparable à celui obtenu sur sol non pollué. ([Bert et al., 2012](#)).

IV.9. Valorisation de la biomasse

Les voies de valorisation de la biomasse végétale produite lors du traitement de phytoremédiation enrichie en polluants sont nombreuses ([Lambot, 2011](#)). Des essais sont conduits au travers de divers projets dans lesquels sont testés, entre autres procédés, la combustion, la pyrolyse, la gazéification, la solvolysse et la méthanisation. Pour les biomasses contenant des métaux ayant une forte valeur sur les marchés ou en voie de raréfaction (ex. : nickel, zinc), des procédés visant à la récupération de ces métaux dans la biomasse ont fait l'objet de brevets tandis que d'autres sont à l'étude (hydrométallurgie, catalyse écologique et chimie verte) ([Bert et al., 2012](#)).

Le phytomining utilise la capacité des plantes hyperaccumulatrices à absorber et à accumuler les métaux dans leurs parties aériennes, dans le but explicite de récupérer les métaux de grande valeur **(Wang et al., 2019)**.

Certains éléments peuvent être phytoextraits pour assainir les sols, mais la biomasse récupérée aurait peu de valeur économique (p. ex. Cd, As, etc.) **(Chaney et al., 2020)**. Quelques éléments peuvent avoir une valeur économique suffisante dans la biomasse phytominière pour soutenir la pratique commerciale (Ni, Co, Tl et Au). Le développement de l'agro-phytomining nécessite :

- (i) La sélection d'espèces végétales hyperaccumulatrices à haute biomasse ;
- (ii) L'évaluation de la diversité génétique et la sélection de souches améliorées présentant des rendements plus élevés de l'élément phytoextrait;
- (iii) Le développement de pratiques agronomiques pour maximiser le rendement économique ;
- (iv) La mise au point de méthodes pour récupérer le ou les éléments agrominés de la biomasse végétale **(Angle et al., 2001; Bani et al., 2015; Banuelos, 2006; Chaney et al., 2007)**.

Des espèces végétales et des méthodes d'agroextraction du Ni du sol ont été démontrées pour plusieurs espèces et emplacements (climats tempérés et tropicaux). La production de Ni métal dans une fonderie à arc électrique, et de Ni $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ par une méthode hydrométallurgique, et d'autres métaux (par exemple Zn, ETR) ont été démontrés. L'agro-exploitation commerciale complète du Ni est en cours en Europe (par exemple dans les Balkans, en France) à l'aide de Brassicaceae (notamment *Odontarrhena chalcidica*, anciennement *Alyssum murale*), et des essais majeurs en Malaisie sont en cours avec *Phyllanthus rufuschaneyi*. **(Chaney et al., 2020)**.

Chapitre V

Cleome amblyocarpa **BARR & MURB**

V.1. Botanique des cleomaceae

V.1.1. Systématique

Les Cleomaceae sont une petite famille de l'ordre des Brassicales, comprenant plus de 300 espèces appartenant à 17 genres selon l'APG III dont : *Cleome*, *Cleomella*, *Dactylaena*, *Haptocarpum*, *Justago*, *Peritoma*, *Podandrogyne*, *Polanisia* et *Wislizenia* Wislizenia (Aparadh *et al.*, 2012). Autrefois rattachées au Capparaceae, les plantes de la famille des Cleomaceae se trouvent dans les régions tropicales et tempérées.

L'une des familles de plantes les plus intéressantes sous la direction des chercheurs est la famille des Cleomaceae. Les Cleomaceae sont une petite famille des plantes à fleurs de l'ordre des Brassicales, comprenant plus de 300 espèces appartenant à 9 genres dont *Cleome* est le plus grand genre avec environ 180 à 200 espèces d'importance médicinale, ethnobotanique et écologique (Aparadh *et al.*, 2012).

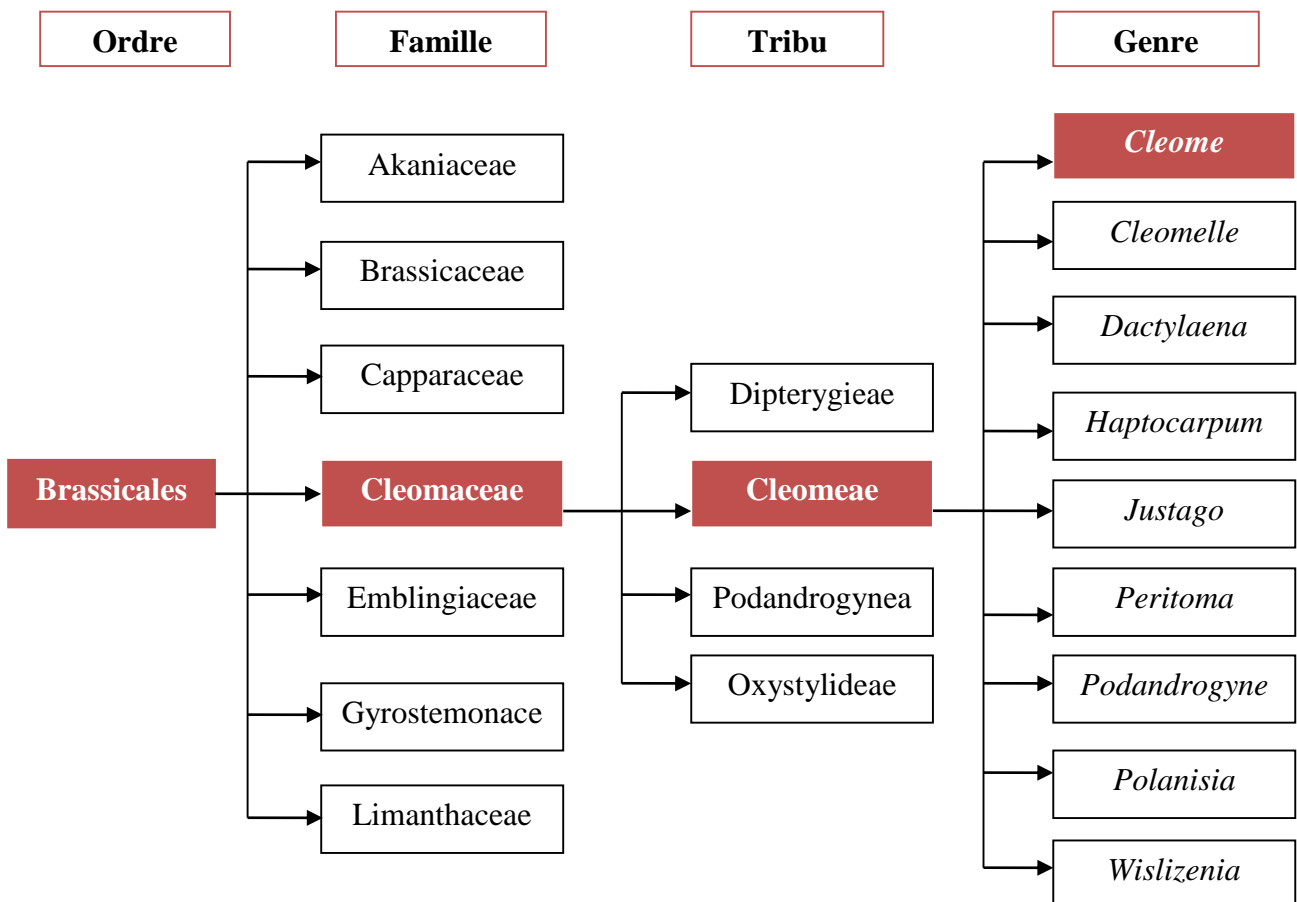


Figure 12 : Arbre de phylogénie botanique du genre *Cleome* (Aparadh *et al.*, 2012).

V.1.2. Caractères généraux

Les Cleomaceae sont des plantes ou arbustes, vivaces ou annuels, généralement dépourvus d'épines, glabres ou glanduleux pubescents avec des poils dressés sécréteurs de glucosinolates. Les tiges sont habituellement dressées, parfois rampantes.

Les feuilles sont généralement caduques, alternes généralement palmatilobées parfois simples, les nervures sont pennées; le bord du limbe est lisse, dentelé ou cranté. Les stipules sont généralement présentes (parfois caduques) (Tucker *et al.*, 2010).

Les fleurs sont axillaires ou en corymbes terminaux; les bractées si elles existent, ont une forme unifoliée ou trifoliée. Les fleurs sont généralement actinomorphes ou légèrement zygomorphes, rondes à cratériformes, campanulées ou urcéolées; le périanthe et l'androcée sont hypogynes. Il y a 4 sépales distincts ou soudés à la base ; les 4 pétales liés directement au réceptacle sont imbriqués ou distincts, égaux ou inégaux. Les étamines sont nombreuses. Le pistil comprend un ovaire à deux loges; chaque loge renferme de 1 à 18 ovules; le style est relativement court, droit et épais avec un stigmate capité.

Les fruits sont des nucules ou capsules, valvaires, allongés, indéhiscents ou déhiscents. Les graines sont nombreuses de couleur marron clair à gris noir (Tucker *et al.*, 2010).

V.1.3. Taxonomie et présentation du genre *Cleome* L

Le genre *Cleome* L est le plus représenté dans la famille des Cléomacées et se compose d'environ 200 espèces pantropicales et tempérées. (Simpson, 2010).

Ces plantes sont largement répandues dans les régions tropicales et les régions subtropicales. La grande diversité de *Cleome* est limitée aux régions tropicales, où environ 150 des espèces ont été recensées (Raghavan *et al.*, 1993).

Il s'agit de plantes herbacées annuelles ou vivaces. Les tiges ne sont pas ou peu ramifiées, glanduleuses pubescentes ou glabres.

Les feuilles sont simples ou palmatilobées comprenant entre 3-11 folioles. Les stipules sont absentes ou écailleuses.

Les fleurs sont zygomorphes à sépales persistants soudés à la base. Les pétales sont égaux. On compte de 4 à 6 étamines libres. L'ovaire est supère et uniloculaire. Les fruits sont des capsules

allongées déhiscentes par 3 valves, et contiennent de 4 à 25 graines réniformes ou ovoïdes (Tucker *et al.*, 2010).

Cleome L. est un grand genre comprenant 150 espèces qui ont bien poussé dans les pays tropicaux et subtropicaux. Ils sont intéressés, en particulier sur le genre *Cleome* parce que les extraits de genre sélectionnés ont montré des activités anticancéreuses et antimicrobiennes significatives (Amzad Hossain, 2019). Plusieurs espèces de *Cleome* sont aromatiques et d'intérêt pour la nutrition et la santé humaine (Al-Humaidi *et al.*, 2019).

Les anciens fleuristes comme Hooker et Thomson (Hooker *et al.*, 1872) et Cooke (Cooke., 1903) ont placé *Cleome* et d'autres genres apparentés sous la famille des Capparidaceae, mais récemment tous ces genres sont séparés sur le plan taxonomique et sont placés sous la famille des Cléomacées.

La plante *Cleome* est un genre de plantes à fleurs appartenant à la famille des Cleomaceae. Auparavant, elle avait été placée dans la famille des Capparaceae, jusqu'à ce que des études sur l'ADN (APG II) aient révélé que les principaux membres de Cleomaceae étaient étroitement liés à la famille des Brassicaceae que les Capparaceae. (Aparadh *et al.*, 2012).

V.1.4. Germination des graines de *Cleome*

En réalité, la propagation des graines du désert est une tâche difficile, qui suscite l'intérêt de nombreux chercheurs et scientifiques. Le faible taux de germination est l'une des principales difficultés, car elle ne se produit que lorsque les conditions climatiques disponibles (la température, la teneur en humidité, la lumière) sont optimales (Keblawy *et al.*, 2011).

La germination est une étape critique du cycle de vie des plantes et a tendance à être très imprévisible dans l'espace et le temps (Baskin et Baskin, 2001).

Il existe peu d'informations disponibles dans la littérature sur la germination des graines de *Cleome*. Ces études rapportent qu'une germination faible et non uniforme, une dormance des semences et une variation significative des taux de germination dépendent du lot de semences utilisé (Ochuodho et Modi, 2007 ; Raboteaux et Anderson, 2010 ; Tlig *et al.*, 2012 ; K'Opondo, 2011).

V.2. Présentation de *Cleome amblyocarpa* Barratte. & Murb

Cleome amblyocarpa Barr. & Murb est une espèce endémique du Sahara septentrional, que l'on trouve principalement dans les lits d'oueds à fond sableux, où elle peut coloniser de grandes surfaces. C'est une plante vivace, de la famille des Capparidaceae ramifiée, vert jaunâtre, de 10 à 40 cm de haut, à l'odeur fétide et désagréable. Tiges droites, feuilles trifoliolées. Feuilles lancéolées, fleurs pourpres et nombreux fruits en capsules allongées et poilues (Ozenda, 1991 ; Quezel et Santa, 1963).

Cleome amblyocarpa Barr. & Murb est une plante médicinale importante. Il a de nombreuses applications thérapeutiques en médecine populaire; Par exemple, infusion de feuilles utilisées pour traiter les douleurs abdominales et rhumatismales . En outre, cette herbe est considérée comme une ressource riche pour les triterpènes dammaranes, qui ont des effets antimicrobiens potentiels contre de nombreuses infections bactériennes (Mahmoud, 2010).

Cleome amblyocarpa Barr. & Murb est commun dans les zones à pluviométrie basse comme les dunes à sable côtières, le désert, les oueds désertiques, les sites rocheux et les terrains vagues. Elle se multiplie par graine, La floraison a lieu du janvier à l'avril (Schmelzer & Gurib-Fakim, 2013).

V.2.1. Nom vernaculaire

Son nom *Cléome* vient du grec 'kleio' qui signifie entourer. Localement, Elle est dénommée « Netten » et « Netteina » en référence à l'odeur nauséabonde que dégage la plante (Quezel & Santa., 1963, Baba Aissa., 2000).

- ✚ En arabe : Netil نَتِيل. (Chehema, 2006)
- ✚ Synonyme : *Cleome arabica* L ; *Cleome africana* Botsch .
- ✚ Nom commun : fleurs araignées (Aparadh , 2012) .

V.2 .2. Position Systématique

La classification de la plante présentée dans le tableau 4 est faite selon Quezel & santa (1963).

Tableau 11 : Classification systématique de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb. (Quezel & santa, 1963).

Règne	Plantae
Sous règne	<i>Plantes vasculaires</i>
Embranchement	<i>Spermaphytes</i>
Sous embranchement	<i>Angiospermes</i>
Classe	<i>Dicotylédones</i>
Sous classe	<i>Dialypétales</i>
Ordre	<i>Pariétales</i>
Famille	<i>Capparidacées</i>
Genre	<i>Cleome</i>
Espèce	<i>Cleome amblyocarpa</i> Barr. & Murb

V.2.3. Description

Cleome amblyocarpa Barr. & Murb c'est une plante herbacée collante avec une forte odeur nauséabonde et un gout désagréable (*A guide to medicinal plants in North Africa ,2005*) C'est une plante, annuelle à vivace, érigée, atteignant 15-80 cm de haut, très ramifiée, munies de glandes stipités dans toutes ses parties (*Schmelzer & Gurib-Fakim, 2013*).



Figure 13 : *Cleome amblyocarpa* au stade fructification au Sahara septentrional dans le désert aride d'Algérie.

Région de Boussemghoun (Novembre 2019).

CHAPITRE V. *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb

- **Feuilles** : alternes composées palmées à (1-3) folioles ; stipules absentes ; pétiole court ; folioles presque sessiles ; elliptiques de 1-4 cm * 0,5-2 cm, nettement glanduleuses (**Schmelzer, & Gurib-Fakim, 2013**).
- **Inflorescence** : grappe lâche, terminales à bractées foliacées.
- **Fleurs** : bisexuées irrégulière ; pédicelles de 5 à 10mm de long ; sépales 4 ; libres , ovales jusqu'à 2 mm de long ; pétales 4 , étroitement oblongs à obovales , de 3-4 mm* 1-2 mm , jaunes passant au blanc , violet foncé à l'apex , étamines 6 , fertiles , uniformes , d'environ 4 mm de long , ovaire supère , 1 loculaire (**Schmelzer & Gurib-Fakim, 2013**).
- **Fruit** : capsule cylindrique étroite atteignant 45 mm * 10 mm, déhiscente à partir de la base par 2 valves contenant de nombreuses graines (**Schmelzer & Gurib-Fakim, 2013**).
- **Graine** : arrondis à réniformes de 2 mm de diamètre densément laineuses à maturité, plantule à cotylédons oblongs, première feuilles simples (**Schmelzer & Gurib-Fakim, 2013**).



Figure 14 : les organites de la plante *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb. (A) fleur ; (B) fruit ; (C) graines. (<http://atlas-sahara.org/Cleomaceae>).



Figure 15 : (A) Forme de pétale (X25) (**Wafaa, 2010**). (B) Feuilles (**Bennaoum, 2021**).

Cleome amblyocarpa.

V.2. 4. Répartition géographique *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb

Fréquent dans les savanes désertiques et les tamaricaies de l'étage tropical, monte dans l'étage méditerranéen inférieur sur les pentes pierreuses et dans les ravins sablonneux jusque vers 2300 m d'altitude (Maire, 1933). C'est une espèce commune dans tout le Sahara septentrional, en Egypte et en Afrique tropicale (Kemassi, 2012). Selon Ozanda (1991) dans la région saharienne, *C. arabica* se trouve sur des rocailles, du sable et des graviers.

V.3. Activités biologiques

V.3.1. Activité antioxydante

Ces activités antioxydantes constatées, sont dues à une production des métabolites secondaires (Gagandeep, 2006). En générale les plantes médicinales usitées dans les pharmacopées traditionnelles possèdent des propriétés antioxydantes (Speroni *et al.*, 2000). L'analyse chimique de partie aérienne de *Cleome arabica* L. confirment l'existence de propriétés antioxydantes révélées par le test DPPH, dont les résultats obtenus montrent que la richesse de *Cleome arabica* L. en polyphénols surtout en flavonoïdes, ces derniers sont des composés phénoliques connus par leurs activités anti-oxydantes et antiradicalaires (Barreca *et al.*, 2011).

Les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* contiennent des quantités importantes de phénoliques et de flavonoïdes qui ont une grande valeur médicinale.

Ces constituants phytochimiques sont connus pour être responsables de la forte activité antioxydante de cette espèce.

Le potentiel antioxydant de l'extrait a révélé que les parties aériennes de ces plantes ont la capacité de piéger les radicaux libres à différentes concentrations, ce qui donne une crédibilité scientifique à son utilisation thérapeutique dans la médecine populaire. (Al-Humaidi *et al.*, 2017).

V.3.2. Activité antibactérienne et insecticide

Dans le but de proposer des produits de substitution moins toxiques et plus respectueux l'environnement ; *Cleome* est utilisée comme plante thérapeutique et antibactérienne. L'effet de cette espèce végétale a également été prouvé contre différents ordres d'insectes (korichi-Almi, 2016).

V.3.3. Autres activités

Plusieurs recherches scientifiques s'intéressaient à étudier les propriétés biologiques des espèces du genre *Cleome*, le **tableau 12** récapitule la majorité des activités liées aux différentes espèces de *Cleome* (Madi, 2018).

Tableau 12 : Les activités biologiques du genre *Cleome* (Madi, 2018).

Espèce	Activités biologiques	Référence
<i>Cleome rutidosperma</i>	Activité antalgique ; Activité anti-inflammatoire ; Activité antipyrétique.	Bose <i>et al.</i> , 2007
<i>Cleome paradoxa</i>	Activity Antidiabétique	Abdel-Sattar <i>et al.</i> , 2009
<i>Cleome iberica</i>	Activité Antimicrobienne ; Activité cytotoxique contre les cellules cancéreuses du col de l'utérus ; Activité antioxydante (DPPH).	Farimani <i>et al.</i> , 2016
<i>Cleome rosea</i>	Inhibition de la production d'oxyde nitrique (NO) ; Effet antioxydant en protégeant le DNA plasmide.	Simoes <i>et al.</i> , 2006
<i>Cleome droserifolia</i>	Effet hypoglycémiant ; Activité anti-athérogène ; Activité anti-microbienne ; Effet diurétique ; Effet hépato-protecteur ; Effet relaxant ; Effet antihistaminique.	Wang & Ng., 1999 ; Khafagi & Dewedar., 2000 ; Fushiya <i>et al.</i> , 1999 ; Abdel-Kawy <i>et al.</i> , 2000 ; El-Shenawy., 2006 ; Abdel-Kader., 2009
<i>Cleome arabica</i> <i>Cleome amblyocarpa</i>	Activité antagoniste ; Activité antifongique ; Effet alélopathique ; Activité anti-inflammatoire; Anti alimentation ; Effet insecticide ; Effet anti-hyper cholestérolémique ; Activité anticancéreuse	Goudjala <i>et al.</i> , 2014 Ladhari <i>et al.</i> , 2013 Bouriche <i>et al.</i> , 2005 Samout <i>et al.</i> , 2015 Tigrine <i>et al.</i> , 2013
<i>Cleome gynandra</i>	Inhibition de la production des ROS (sous condition de stress) ; Activité anticancéreuse ; Activité antioxydante (piégeage des radicaux libres) ; Activité anti-inflammatoire.	Uzilday <i>et al.</i> , 2012 ; Bala <i>et al.</i> , 2012 ; Moyo <i>et al.</i> , 2013 ; Narendhirakannan <i>et al.</i> , 2007
<i>Cleome africana</i>	Activité antioxydante (piégeage du radical libre ABTS)	Tawaha <i>et al.</i> , 2007
<i>Cleome Turkmena</i>	Activité antioxydante ; Activité antibactérienne ; Activité antifongique	Farjam <i>et al.</i> , 2014
<i>Cleome felina</i>	Activité anticancéreuse	Joseph <i>et al.</i> , 2014

Deuxième partie

ETUDE EXPERIMENTALE

Chapitre VI

MATERIEL ET METHODES

VI.1. Objectif du travail

L'objectif de ce travail est d'étudier l'effet du plomb (Pb) à différentes concentrations, sur les paramètres anatomiques, biochimiques et chimiques du *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb planté dans un sol sableux. Cette étude doit évaluer :

- La réponse et les potentialités d'accumulation du plomb par la plante soumise à des doses croissantes de nitrate de plomb (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500, et 3000 ppm) durant une période d'expérimentation de deux mois.
- Les relations qui existent entre le stress métallique (exposition de 2 semaines) et les effets observés.
- La détermination du potentiel phytoremédiateur .

VI.2. Site expérimental

Le travail est réalisé dans une serre automatique située à l'Université d'Oran Es-Sénia, dont les caractéristiques sont :

- Températures (diurnes/nocturnes = 26/17 °C),
- Humidité relative de 99 %.
- Ensoleillement de 9 heures/J, afin de créer un climat plus favorable à la croissance et le développement de la plante expérimentale (Figure 16).



Figure 16 : Site d'expérimentation (la serre d'Université d'Oran Es-Sénia).

VI.3. Matériel et méthodes

VI.3.1. Matériel

VI.3.1.1. Matériel végétal

VI.3.1.1.1. Choix de l'espèce végétale

Le matériel végétal utilisé est le *Cleome amblyocarpa* Barre & Murb (Figure 16) de la famille des Capparidaceae. C'est une plante herbacée collante avec une forte odeur nauséabonde et un goût désagréable. Cette plante est choisie en raison de sa meilleure adaptation aux conditions climatiques et édaphiques défavorables, ainsi que pour son taux germinatif d'environ 60%, sa croissance rapide et son importante biomasse dans des conditions optimales.

VI.2.1. 1.2. Site de collecte des graines de *Cleome amblyocarpa*

Les graines de *Cleome amblyocarpa* sont récoltées le 30 juin 2019, sur un site tracé par une route nationale RN6, dans le district d'EL BAYADH situé à (33°54'54.21"N, 0°12'20'59"E ; Sud-Est de l'Algérie), dans les hautes plaines steppiques du Sud-Ouest de l'Algérie (Figure 17).



Figure 17 : Site de collecte des graines.

VI.3.1.2. Matériel sol

VI.3.1.2.1. Substrat de culture

Le substrat utilisé est prélevé de l'atelier agricole située à Mazagran à 5 Km environ du chef-lieu de la wilaya de Mostaganem (35°53'27,9"N, 0°05'03,8"E ; Sud-Ouest), ayant subi un tamisage (2 mm) pour éliminer les déchets et les débris végétaux, animaux.

Les différents paramètres chimiques, physico-chimiques et biologiques du sol sont analysés au laboratoire régional ouest des analyses de sol et de l'eau INSID /W de Relizane. (**Tableau 13**).

Tableau 13 : Caractéristiques chimiques et physico-chimiques du substrat de culture.

Déterminations	Unités	Résultats
pH_{eau}	-	8.36
CE_D 1/5	dS/m	0.297
CaCO₃ total	%	17
CaCO₃ actif	%	05.2
C_{org}	%	2.71
M.O	%	4.66
N_{total}	%	0.25
C/N	-	10.84
P₂O₅	mg/Kg	214.9
CEC Meston	meq/100 g	6.75
Argile	%	12
Limon	%	08
Sable	%	80
Texture	-	Sablo-limoneux
Pb	mg/g	37.87

Les résultats d'analyses physico-chimique du substrat de culture (Tableau 12) montrent que le sol analysé présente une texture sablo-limoneuse. Le pH est alcalin et la conductivité électrique de l'extrait dilué est faible ($Ced_{1/5} < 0.6$ dS/m, sol non salé). Le niveau de calcaire est élevé ($15\% < CaCO_3 < 30\%$). La teneur en matière organique est largement satisfaisante ($M.O > 3\%$) avec un rapport C/N normal.

La teneur en phosphore assimilable (P_2O_5) est normale ($180 \text{ ppm} < P_2O_5 < 220 \text{ ppm}$), la capacité d'échange cationique CEC est moyenne pour une texture sablo-limoneuse ($06 \text{ meq}/100 \text{ g} < CEC < 08 \text{ meq}/100 \text{ mg}$) (**Annexe**).

VI.3.2. Méthodes

VI.3.2.1. Germination

VI.3.2.1.1. Stérilisation des graines

Le traitement des semences est effectué au cours du mois de décembre 2019 au laboratoire de biodiversité et de conservation des sols et des eaux de l'Université de Mostaganem (UMAB). Les graines de *Cleome amblyocarpa* Barre & Murb, sont lavées avec l'hypochlorite de sodium à 8° pendant 10 minutes pour éliminer toute contamination fongique, puis rincées abondamment avec l'eau distillée 3 fois pour éliminer toutes traces de l'hypochlorite de sodium. Pour faciliter la germination, les graines sont imbibées dans de l'eau distillée pendant 24 heures, et mises à germer dans des boîtes de Pétri en plastique stériles (diamètre 90 mm), munies de deux couches de papier Whatman à raison de 20 graines par boîte et cinq répétitions par traitement. Chaque boîte reçoit 10 ml de l'eau distillée pour graines témoins et le même volume pour les graines stressées par le plomb à différentes concentrations (50, 100, 150, 200 et 250 ppm).



Figure 18 : (A) Graines germées dans une boîte de pétri. (B) Graines germées dans une alvéole biodégradable.

Cleome amblyocarpa BARR &.MURB.

VI.3.2.1.2. Mise en germination

Les graines stérilisées de *Cleome* sont mises à germer dans l'obscurité dans une étuve réglée à 26°C, pendant quinze jours, chaque jour les graines sont retirées, comptées pour déterminer les graines ayant germé, puis remises à germer à nouveau. Le critère de la percée de la radicule est adopté pour évaluer la germination des graines. Dès que la radicule des graines de couleur blanchâtre sort hors du tégument, la graine est comptabilisée comme étant une graine germée. Ces dénombrements sont répétés chaque jour pendant toute la durée de l'expérimentation.



Figure 19 : Dispositif expérimental du test de germination.

VI.3.2.2. Paramètres analysés

VI.3.2.2.1. Taux de germination final

Le taux de germination final est calculé par le rapport du nombre de graines germées sur le nombre total de graines rapporté à 100 (Tanveer *et al.*, 2010).

$$TG(\%) = \frac{(\text{Graines germées})}{(\text{Nombre total des graines})} \times 100$$

VI.3.2.2.2. Cinétique de germination

La cinétique de germination est exprimée en pourcentage quotidien de graines germées par rapport au nombre total de graines par boîte de Pétri (%) (Mazliak, 1981).

VI.3.2.2.3. Longueur des racines

L'élongation racinaire est évaluée par des relevés des longueurs racinaires à l'aide de papier millimètre de six graines par boîte tous les 2 jours pour évaluer la croissance de la plantule en réponse au stress. Les mesures de ce paramètre sont effectuées à partir du 3^{ème} jour jusqu'à la fin de l'expérience (15^{ème} jours).

VI.3.2.2.4. Longueur des tiges

La longueur des tiges est mesurée à l'aide de papier millimètre de six graines par boîte tous les 2 jours à partir du 3^{ème} jour jusqu'au 15^{ème} jours (fin d'essai).

VI.3.2.2.5. Rapport racines/ tiges

Le ratio racines/tiges est le rapport des longueurs des racines et des tiges.

VI.3.2.2.6. Indice de tolérance (I.T)

L'indice de tolérance est calculé selon la formule donnée par **Iqbal et Rahmati (1992)**.

$$I.T. = \frac{(\text{longueur de la racine traitée})}{(\text{longueur de la racine témoin})} \times 100$$

VI.3.2.2.7. Pourcentage de phytotoxicité (P.P)

Le pourcentage de phytotoxicité est calculé selon **Chou et Lin (1976)** et **Ray et Banerjee (1981)**.

$$PP = \frac{(\text{Longueur racine témoin} - \text{Longueur racine traitée})}{(\text{Longueur racine témoin})} \times 100$$

V.3.2.3. Plantation

V.3.2.3.1. Préparation du semis et mise en culture

Au niveau de la serre, les graines du *Cleome amblyocarpa* déjà désinfectées au laboratoire, sont mises en germination dans des plaques alvéolées biodégradables en tourbe remplies de terreau pendant 30 jours. Quand les semis sont assez grands pour être manipulés, et après l'apparition des deux premières feuilles, les plantules sont repiquées dans des pots en plastiques à raison de deux plantules par pot.

Les pots utilisés pour l'expérimentation sont des pots en plastiques. Ils ont un diamètre supérieur de 22 cm et inférieur de 13 cm avec une profondeur de 17 cm. Chaque pot a une contenance d'environ 5 kg. Ils sont remplis par une quantité de 4000 g de mélange substrat sableux et terreau (95% sable / 5% de terreau). Le fond des pots a été recouvert d'une couche de graviers permettant le drainage avant de recevoir le substrat. Cette valeur de poids est retenue pour déterminer la capacité de rétention en eau de ce substrat (400 ml/pot).

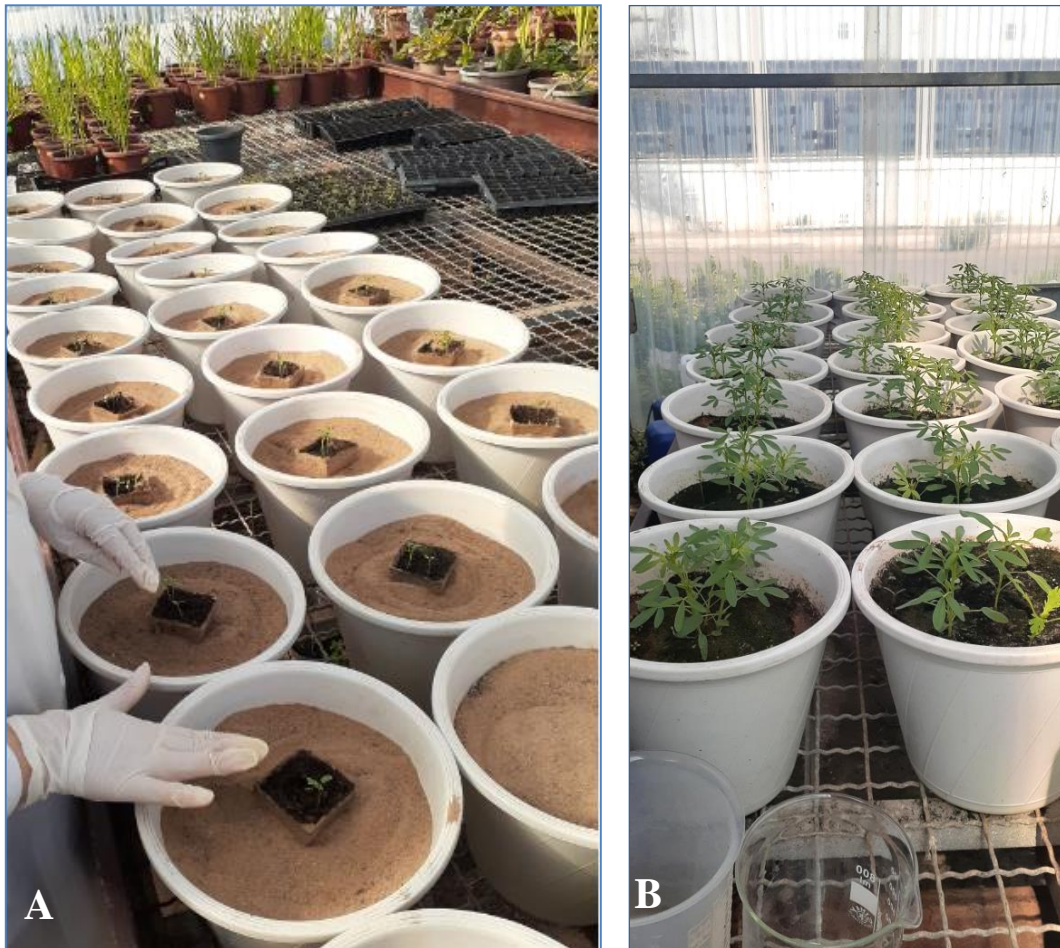


Figure 20 : (A) : Transfert des plantules de *Cleome amblyocarpa* après 30 jours de germination.
(B) : Plante développée de 60 jours.

VI.4. Application du stress par le plomb

Le substrat sol est stressé par le plomb sous forme de nitrate de plomb $Pb(NO_3)_2$ à des doses de 0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm, pour chaque traitement on a réalisé 5 répétitions.

Les plantes sont stressées pendant quinze jours à raison d'une fois par semaine en respectant la capacité de rétention (400 ml/ pot).

L'application du stress au plomb a été effectuée **30 jours** après le repiquage, en deux fois, la première le **12/04/2020** et la deuxième le **21/04/2020**.

Les plantes traitées sont arrosées deux fois par semaine : une fois avec la solution nutritive « Activeg puissance 20 » et une fois avec la solution de nitrate de plomb (PbNO_3) pendant 15 jours (tableau 00).

Les plantes témoins sont arrosées deux fois par semaine : une fois avec la solution nutritive de et une fois avec de l'eau déminéralisée.

➤ **Mesure de la capacité de rétention en eau**

La capacité de rétention est déterminée par la différence entre P1 (poids avant l'irrigation d'un pot contenant de substrat sec utilisé dans l'expérimentation) et P2 (poids de saturation après 24h de décantation).

Tableau 14 : Composition de la solution nutritive « Activeg ».

Eléments majeurs (g/l)	
Azote (N)	200
Phosphore (P_2O_5)	200
Potassium (K_2O)	200
Oligoéléments (g/l)	
Magnésium (MgO)	4
Fer EDTA (Fe)	0.65
Manganèse (Mn)	0.65
Molybdène (Mo)	0.05
Souffre (SO_3)	8
Cuivre (Cu)	0.06
Zinc (Zn)	0.3
Bore (B)	0.3



Figure 21 : Plantes de 75 jours (Jour de l'application du stress).

➤ Dispositif expérimental

Le dispositif expérimental élaboré est en randomisation, comporte 5 répétitions avec huit concentrations. Le bloc est composé de plantes témoins (0 ppm) et 7 lots de plantes stressées à des doses croissantes de nitrate de plomb (250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000ppm) réparties d'une manière aléatoire. (Figure 22).

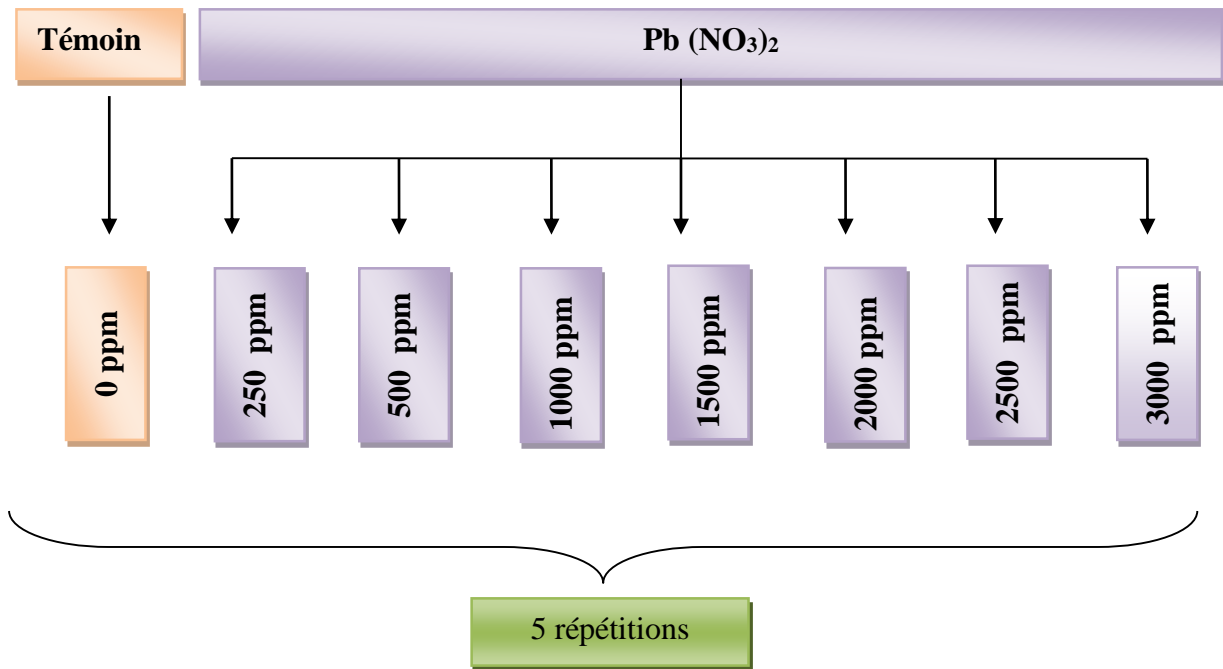


Figure 22 : Concentrations de Pb (NO₃)₂ appliquées durant le stress.

VI.5. Récolte, préparation et conservation de la plante

VI.5.1. Récolte des plantes

A la fin de l'expérimentation, après 2 mois de culture, les plantes sont amenées au laboratoire pour faire les analyses selon la démarche expérimentale adoptée. Les substrats sont séparés soigneusement des plantes, puis rincées par trois immersions successives à raison d'une minute dans de l'eau distillée, après séchées sur du papier filtre.

Pour chaque échantillon on procède à la séparation des deux parties aérienne et sous-terrainne. Elles sont ensuite disposées dans du papier sulfurisé (papier cuisson), puis enroulées dans du papier aluminium pour les faire sécher à 80°C pendant 48h et après broyées, homogénéisées et conservées sous forme de poudre dans des tubes étiquetés et codés tout en gardant la date de récolte de la plante.

VI.5.2. Préparation du substrat pour les analyses

Les échantillons de sol issus de la culture de *Cleome* subissant un stress métallique sont prélevés, séchés à l'air puis tamisés (< 2 mm) et ensuite broyés et homogénéisés Les substrats finement moulu sont ensuite conservés dans des sacs d'échantillonnage en polyéthylène avec zone de marquage de la date de prélèvement et de code de l'échantillon.

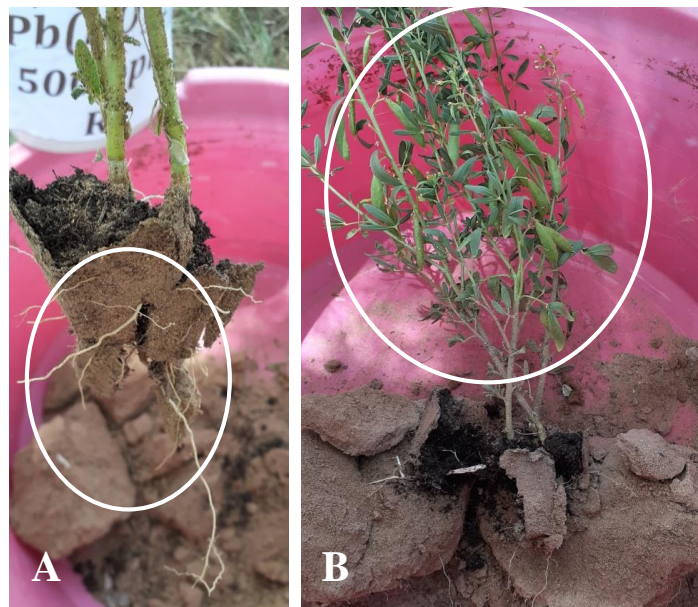


Figure 23 : Déterrement des plantes.

(A) Partie racinaire. (B) : Partie aérienne.

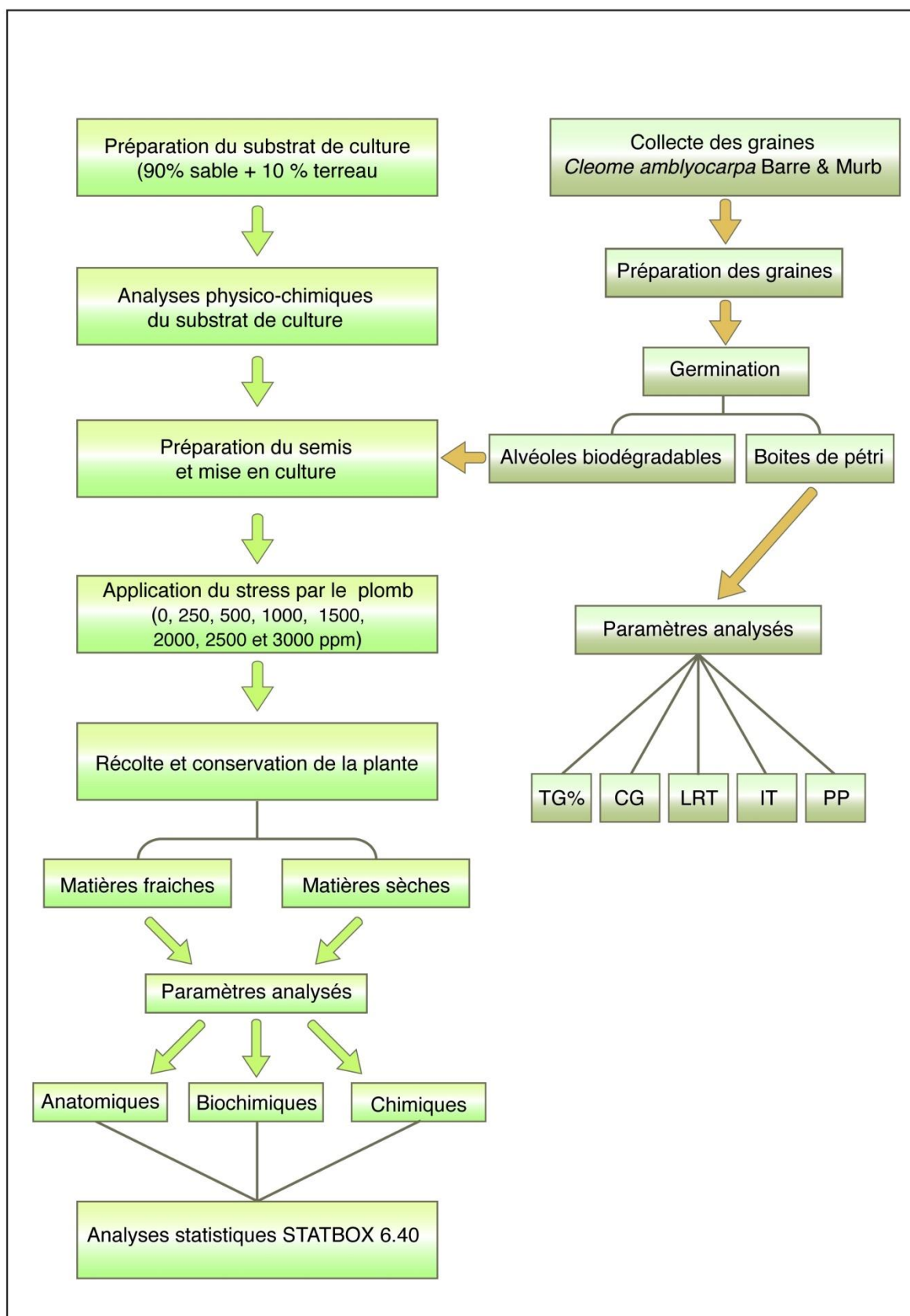


Figure 24 : Schéma de conduite de l'expérimentation.

VI.6. Paramètres analysés

VI.6.1. Paramètres anatomiques

VI.6.1.1. Réalisation des coupes anatomiques au microscope optique

L'étude anatomique permet d'indiquer les changements ou les modifications au niveau des parois cellulaires cellulodiques et lignifiées, lors d'un stress. Des fines coupes à mains levées, transversales de tiges et de racines, sont effectuées par la méthode de coloration double vert de méthyle rouge Congo pour la mise en évidence des parois cellulodiques et lignifiées selon la méthode citée par [Marche-Marohad \(1965\)](#). Les coupes histologiques sont observées en microscope optique muni d'un appareil photo numérique (Optika, B-290TB, Italie) en utilisant les pouvoirs de grossissement 10 et 40.

VI.6.2. Paramètres biochimiques

VI.6.2.1. Dosage des pigments photosynthétiques foliaires

Les concentrations des chlorophylles extraites à partir des feuilles de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb sont déterminées par spectrophotomètre selon la procédure citée par [Lichtenthaler \(1987\)](#) et [Shabala et al., \(1998\)](#).

Les équations suivantes sont utilisées pour calculer les concentrations des chlorophylles dans les feuilles, et leurs teneurs sont exprimées en mg/g de matière fraîche (mg/g MF) ([Wang et al., 2010](#)):

- $\text{Chlr.A} = 12,25 \times A_{663} - 2,79 \times A_{645}$
- $\text{Chlr.B} = 21,50 \times A_{645} - 5,10 \times A_{663}$
- $\text{Chlr.Totale} = 7,50 \times A_{663} + 18,71 \times A_{645}$

VI.6.2.2. Dosage des protéines totales

Le dosage des protéines est effectué selon la méthode de [Bradford \(1976\)](#). La lecture de l'absorbance est faite dans un spectrophotomètre UV-visible à 595 nm. La teneur en protéines totales est exprimée en mg/g de matière fraîche (mg/g MF).

VI.6.2.3. Dosage des sucres solubles

L'estimation de la teneur en sucres solubles totaux est faite par la méthode de [Dubois \(1956\)](#). La densité optique est mesurée à 585 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible. La teneur en sucres solubles est exprimée en mg/g de matière sèche (mg/g MS).

VI.6.2.4. Dosage de la proline

La méthode utilisée pour doser la proline est celle de [Troll et Lindsley \(1955\)](#), modifiée par [Dreier et Goring \(1974\)](#), et ensuite par [Monneveux et Nemmar \(1986\)](#). Le dosage est réalisé par un spectrophotomètre UV-visible JENWAY 6505 à une longueur d'onde de 528 nm. La teneur en proline est exprimée en mg/g de matière sèche (mg/g MS).

VI.6.2.5. Dosage des antioxydants

VI.6.2.5.1. Préparation des extraits bruts (composés phénoliques)

[Mohadjerani \(2012\)](#) a démontré que le méthanol aqueux et le méthanol pur ont été les solvants les plus efficaces pour l'extraction des composés phénoliques. En effet, [Vuorela \(2005\)](#) signale que le méthanol aqueux 70% est deux fois plus efficace que le méthanol pur, pour l'extraction des composés phénoliques, il apparaît que la grande majorité des polyphénols ne sont pas hydrosolubles. L'extraction des composés phénoliques a été réalisée selon la méthode décrite par [Talbi et al., \(2015\)](#).

VI.6.2.5.2. Dosage des phénols totaux

L'analyse quantitative des polyphénols totaux est réalisée par la méthode colorimétrique de Folin-Ciocalteu ([Singelton et al., 1999](#), [Heilerova et al., 2003](#)). Le dosage est effectué par un spectrophotomètre UV-visible JENWAY 6505 à une longueur d'onde de 760 nm. La teneur en polyphénols est exprimée en mg équivalent d'acide gallique/g de matière sèche (mg EAG/g MS).

VI.6.2-5.3. Dosage des flavonoïdes

L'estimation de la teneur en flavonoïdes est réalisée par la méthode de [Bahorun et al., \(1996\)](#). Le dosage a été réalisé par un spectrophotomètre UV-visible JENWAY 6505 à une longueur d'onde de 415 nm. La teneur en flavonoïdes est exprimée en mg équivalent de quercétine par mg de matière sèche (mg EQ/g MS).

VI.6.2.5.4. Dosage de l'activité antiradicalaire (Test de DPPH)

Le DPPH (2,2-diphényl-2-picryl-hydrazyle) est un radical libre relativement stable, son dosage est effectué selon le protocole décrit par [Ammar et al., \(2009\)](#). L'inhibition du radical libre DPPH° (2,2'-diphényle-1-picryl hydrazyl) est mesuré par spectrophotomètre UV- Visible à 517 nm. L'activité antioxydante a été exprimée en % de DPPH éliminé par balayage radicalaire selon la formule suivante :

$$\% d'inhibition de DPPH = \frac{(Abs\ Control - Abs\ Extrait)}{Abs\ Extrait} \times 100$$

VI.6.3. Paramètres chimiques

VI.6.3.1. Dosage du plomb dans le substrat de culture

La détermination de la concentration en plomb dans les échantillons du sol est effectuée par spectrométrie d'absorption atomique (SAA) après digestion par un mélange de (1:3 HNO₃/HCl). Les échantillons résiduels sont dilués avec de l'eau ultrapure et filtrés par un papier Whatman (Tabasi *et al.*, 2017). Toute la verrerie a été préalablement trempés pendant une nuit dans du HNO₃ à 10%, puis rincés à l'eau ultrapure.

VI.6.3.2. Dosage du plomb dans la plante

Les concentrations en plomb dans les parties aériennes et racinaires de la plante sont analysées par spectrométrie d'absorption atomique (SAA). Les échantillons sont digérés par un mélange de (1:3 H₂O₂/HNO₃) puis dilués avec de l'eau ultrapure (Majumdar *et al.*, 2022).

➤ **Facteur de bioconcentration (FBC)**

Le facteur de bioconcentration (FBC) définit la capacité de décontamination de la plante et il est calculé selon la formule suivante (Zhuang *et al.*, 2007).

$$FBC = \frac{Pb \text{ plante (ppm)}}{Pb \text{ sol (ppm)}}$$

Pb plante : concentration du plomb (Pb) dans les parties racinaires et aériennes de la plante.

Pb sol : concentration de plomb (Pb) dans le sol.

Si cette valeur est supérieure à 1, la plante stressée se comporte comme une hyperaccumulatrice.

➤ **Facteur de translocation (FT)**

Le facteur de translocation (TF) est défini par le rapport entre la concentration en métaux lourds dans les parties aériennes et leurs concentrations dans les parties racinaires. Ce facteur est calculé selon la formule suivante (Adesodun *et al.*, 2010).

$$FT = \frac{Pb \text{ parties aériennes (ppm)}}{Pb \text{ parties racinaires (ppm)}}$$

VI.7. Analyse statistique

Les données obtenues sont soumises à une analyse de la variance à un facteur en randomisation fixe de classification, les moyennes et les écarts type calculés à l'aide du logiciel STAT BOX 6.40, sont comparées selon la méthode de Student et Fisher. Ces données ont également servi à l'élaboration d'histogrammes à l'aide de l'EXCEL, version 2003, nécessaire de part sa compatibilité avec STAT BOX 6.40.

Chapitre VII

RESULTATS ET DISCUSSION

VII. 1. Résultats

VII.1.1. Effet du plomb sur la germination des graines de *Cleome amblyocarpa*

VII.1.1.1. Effet du plomb sur le taux de germination final

Les résultats obtenus montrent que le taux de germination des graines de *Cleome amblyocarpa* est supérieur à 45% pour toutes les concentrations du plomb appliquées (0, 50, 100, 150, 200 et 250 ppm). Les valeurs les plus élevées du taux de germination des graines de *Cleome amblyocarpa* sont enregistrées dans les graines témoins avec un taux de 55% et les graines traitées avec 200 ppm avec un taux de 57%.

L'analyse statistique révèle un effet négatif du plomb sur le taux de germination avec une inhibition non significative ($P = 0.847^{NS}$) du taux de germination final des graines stressées à des concentrations 50, 100, 150 et 250 ppm avec des valeurs de 51, 49, 54 et 49% respectivement (Figure 25).

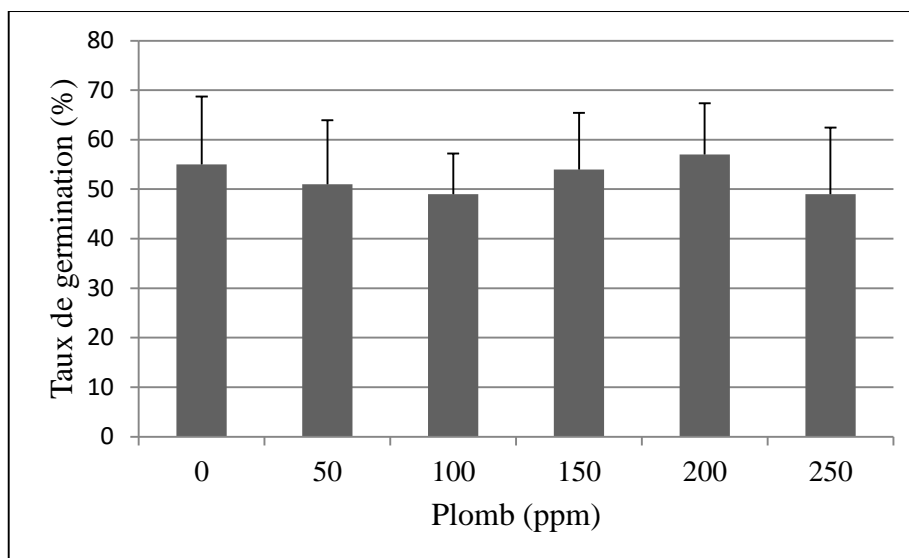


Figure 25 : Effet du plomb sur le taux de germination final des graines de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

Tableau 15 : Effet du plomb sur le taux de germination final des graines de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb \pm l'écart type.

Dose du plomb en (ppm)	Taux de germination final (%)
0 ppm	55 \pm 13.693
50 ppm	51 \pm 12.942
100 ppm	49 \pm 8.216
150 ppm	54 \pm 11.402
200 ppm	57 \pm 10.368
250 ppm	49 \pm 13.416

VII.1.1.2. Effet du plomb sur la cinétique de germination

La germination commence à partir du 3^{ème} jour avec un taux de germination supérieur à 12% pour toutes les graines traitées à (0, 50, 100, 150, 200 et 250 ppm) du plomb.

La cinétique de germination des graines pour les concentrations de 0,150 et 200 ppm de Pb est plus rapide et le taux final de germination est plus élevé avec des valeurs de 55%, 54% et 57% respectivement.

Une germination plus lente est enregistrée chez les graines de *Cleome amblyocarpa* traitées à 50, 100 et 250 ppm de Pb avec des taux de germination de 51%, 49% et 49% respectivement. Une germination est constante jusqu'au 15^{ème} jour, après sept jours de germination (Figure 26). L'analyse statistique de l'effet du plomb sur la cinétique de germination des graines de *Cleome amblyocarpa* révèle une diminution non significative par rapport au contrôle.

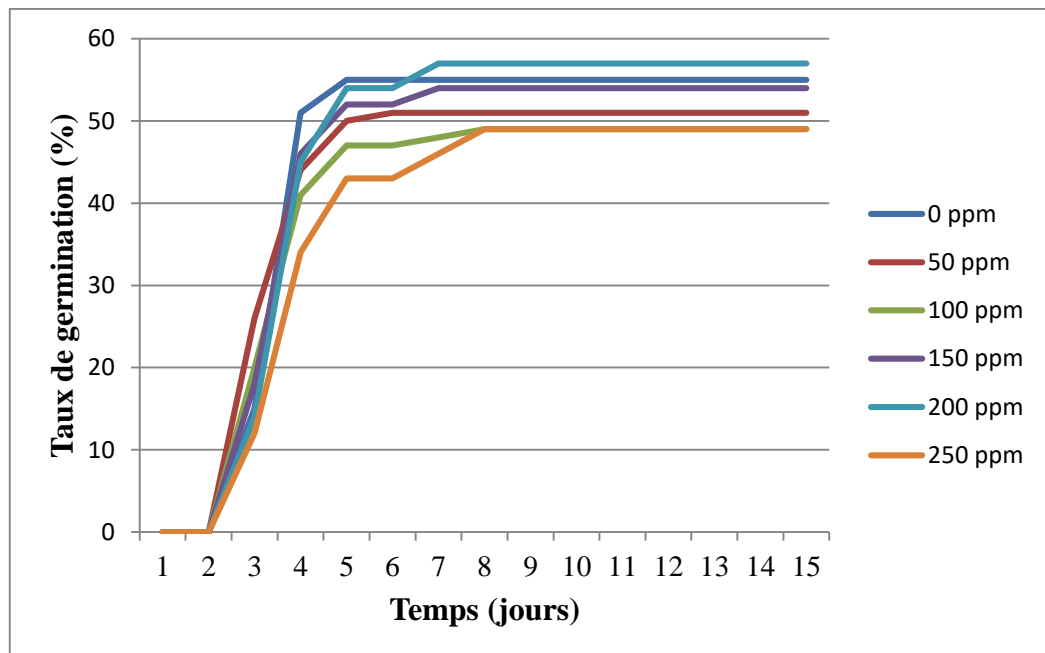


Figure 26 : Effet du plomb sur la cinétique de germination des graines de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

VII.1.1.3. Effet du plomb sur la longueur des racicules

Les résultats soulignés dans la figure (26) montrent une régression de la longueur des racicules de *Cleome amblyocarpa* avec l'augmentation des concentrations du plomb appliquées (0, 50, 100, 150, 200 et 250 ppm).

Cette longueur des racicules est diminuée chez les plantules intoxiquées, représentée par des valeurs de 0.75, 0.46, 0.25, 0.15 et 0.16 cm sous les traitements 50, 100, 150, 200 et 250ppm

CHAPITRE VII : résultats et discussion

de Pb respectivement, par rapport aux plantules témoins où la longueur maximale est estimée à 1.80cm (Figure 27).

Après 15 jours d'exposition des graines de *Cleome amblyocarpa* à des concentrations croissantes de Pb (0, 50, 100, 150, 200 et 250 ppm). , les résultats de l'analyse statistique des longueurs des racicules révèlent une diminution hautement significative ($P < 0.001^{***}$).

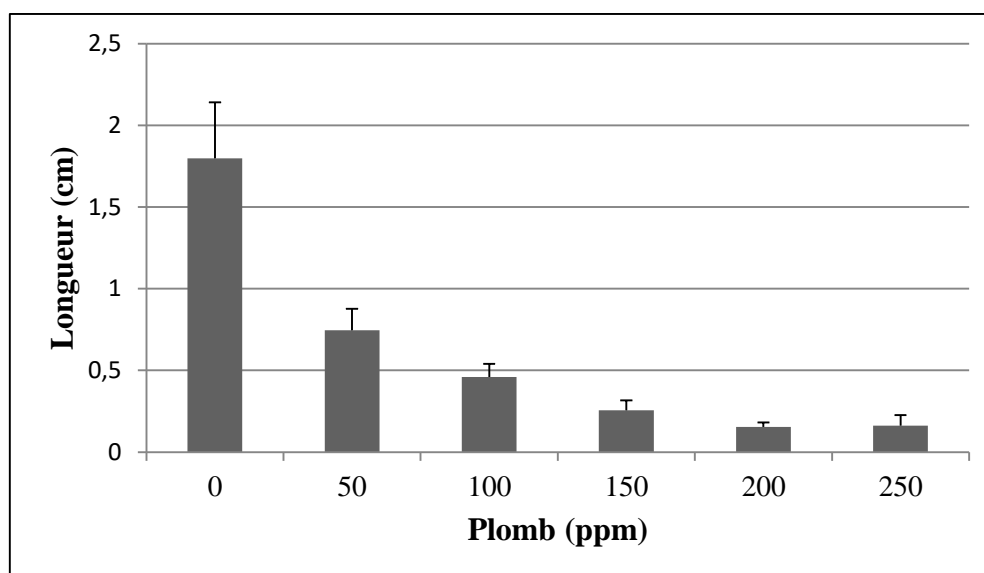


Figure 27 : Effet du plomb sur la longueur des racicules de *Cleome amblyocarpa*
Barr. & Murb.

Tableau 16 : Effet du plomb sur la longueur des racicules de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb
± l'écart type.

Dose du plomb en (ppm)	Longueur des racicules (cm)
0 ppm	1,798±0.343
50 ppm	0,746±0.132
100 ppm	0,460±0.08
150 ppm	0,256±0.061
200 ppm	0,154±0.027
250 ppm	0,162±0.064

VII.1.1.4. Effet du plomb sur la longueur des tiges

Les résultats obtenus révèlent clairement que chez les plantules de *Cleome amblyocarpa*, le stress métallique de Pb pendant quinze jours d'exposition à différentes concentrations (0, 50, 100, 150, 200 et 250 ppm) a provoqué une diminution dans la longueur des tiges.

En absence du plomb la longueur des tiges est estimée à 2,81 cm. Pour les doses 50, 100, 150, 200 et 250 ppm les longueurs des plantules sont évaluées à 2,06, 1,36, 0,99, 0,73 et 0,67 cm respectivement.

Ces résultats montrent que le stress métallique exerce un effet inhibiteur sur la croissance des plantules de *Cleome amblyocarpa*, entraînant une diminution hautement significative ($P < 0.001^{***}$) de la longueur de la partie aérienne en fonction de l'augmentation des concentrations de Pb (Figure 28).

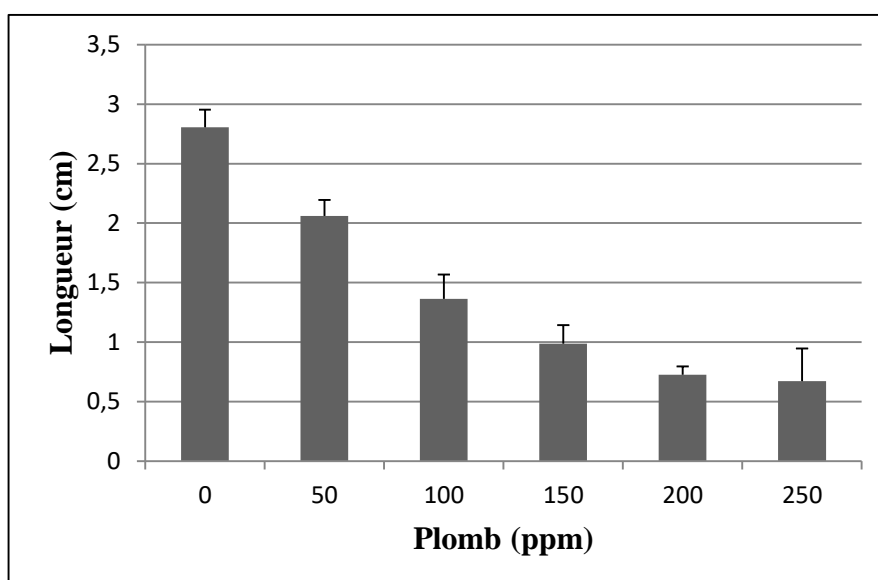


Figure 28 : Effet du plomb sur la longueur des tiges de *Cleome amblyocarpa*

Barr. & Murb.

Tableau 17 : Effet du plomb sur la longueur des tiges de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type.

Dose du plomb en (ppm)	Longueur des tiges (cm)
0 ppm	2,806±0.149
50 ppm	2,06±0.134
100 ppm	1,364±0.204
150 ppm	0,988±0.154
200 ppm	0,726±0.071
250 ppm	0,672±0.274

VII.1.1.5. Effet du plomb sur le rapport racine/tigelle

Les résultats montrent que le stress appliqué par le plomb (0, 50, 100, 150, 200 et 250 ppm) provoque une nette diminution du rapport racine/tigelle chez les plantules de *Cleome amblyocarpa*, au fur et à mesure que les concentrations du Pb s'accroissent comparativement aux plantules témoins.

Pour les valeurs de ce rapport au niveau des lots (50, 100, 150, 200 et 250 ppm) de Pb on a enregistré des valeurs estimées à 0.36, 0.34, 0.26, 0.21 et 0.25 respectivement par rapport au témoin avec une valeur de 0.64.

Les résultats statistiques montrent une diminution hautement significative de ce paramètre par augmentation de la concentration ($P < 0.001^{***}$) chez les plantules de *Cleome amblyocarpa* traitées à différentes concentrations (0 à 250 ppm) de Plomb.

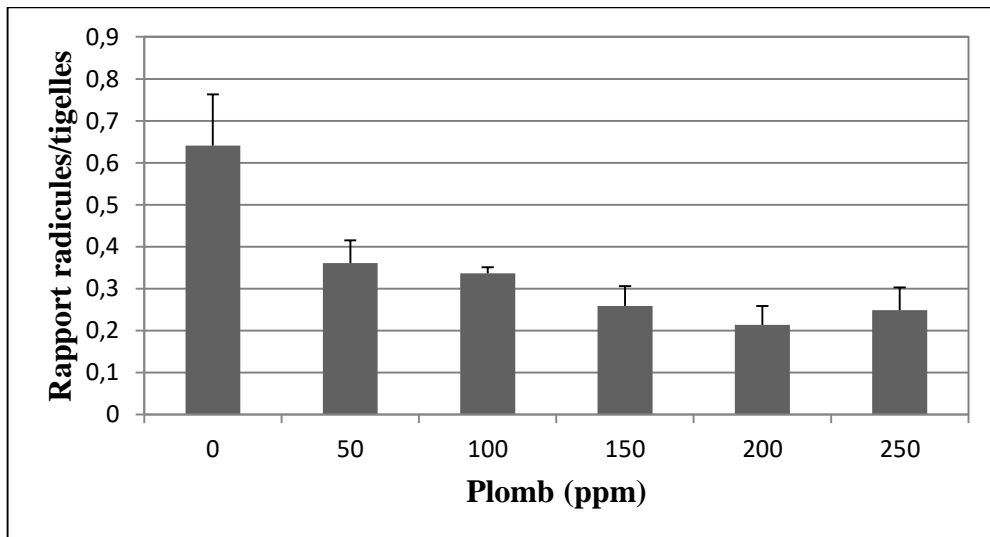


Figure 29 : Effet du plomb sur le rapport racine/tigelle de *Cleome amblyocarpa*

Barr. & Murb.

Tableau 18 : Effet du plomb sur le rapport racine/tigelle de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type

Dose du plomb en (ppm)	Rapport racine/tigelle
0 ppm	0,641±0.122
50 ppm	0,361±0.054
100 ppm	0,337±0.014
150 ppm	0,259±0.047
200 ppm	0,214±0.045
250 ppm	0,249±0.054

VII.1.1.6. Effet du plomb sur l'indice de tolérance (I.T)

L'indice de tolérance le plus élevé de *Cleome amblyocarpa* est obtenu dans les plantules traitées à 50 et 100 ppm avec des valeurs de 42,25, 27,42 % respectivement, et la diminution de ce paramètre est enregistrée dans les plantules stressées par 150, 200 et 250 ppm avec des valeurs de 14,83, 8,95 et 9,23 % respectivement.

Les résultats observés dans la figure (30) montrent que la présence de Pb à différentes concentrations a un impact positif sur l'indice de tolérance (I.T.) de *Cleome amblyocarpa*, entraînant une diminution hautement significative ($P < 0.001^{***}$).

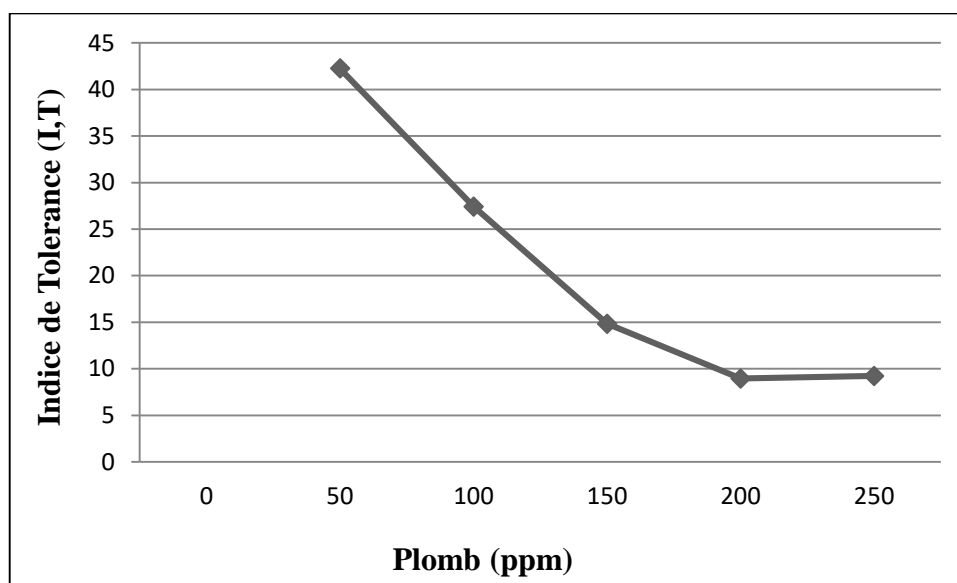


Figure 30 : Effet du plomb sur l'indice de tolérance de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

Tableau 19 : Effet du plomb sur l'indice de tolérance de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb \pm l'écart type.

Dose du plomb en (ppm)	Indice de tolérance (%)
50 ppm	42,25 \pm 7.719
100 ppm	27,42 \pm 12.311
150 ppm	14,83 \pm 5.152
200 ppm	8,95 \pm 2.999
250 ppm	9,23 \pm 3.549

VII.1.7. Effet du plomb sur le pourcentage de phytotoxicité (P.P)

Les résultats de l'effet de différentes concentrations de plomb (50 à 250 ppm) sur la phytotoxicité sur le développement des racicules de *Cleome amblyocarpa*, (figure 31) montrent une augmentation hautement significative du pourcentage de phytotoxicité sur la longueur des racicules par incrément de niveaux de Pb ($P < 0.001^{***}$). Les valeurs observées sont respectivement (57,75, 72,58, 85,17, 91,05 et 90,77 %).

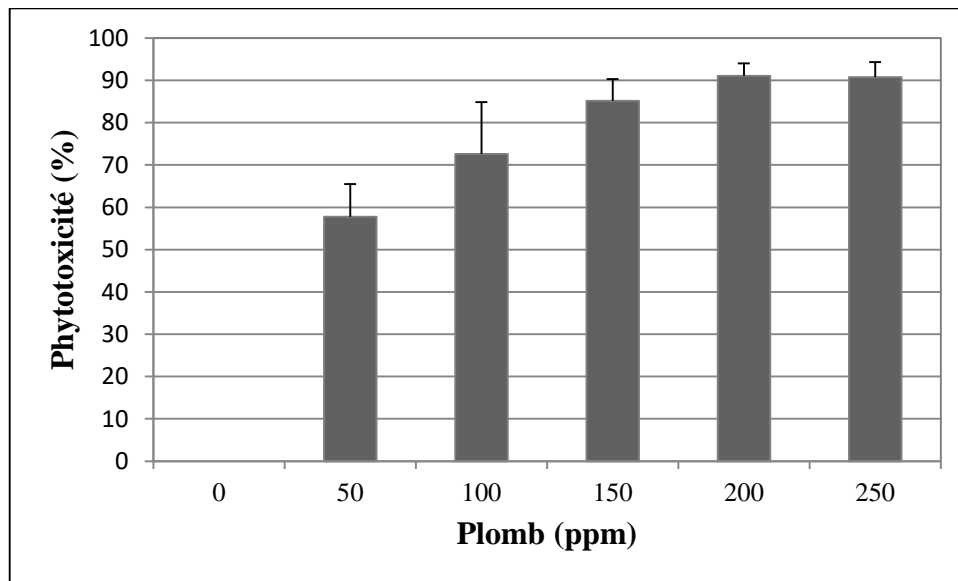


Figure 31 : Effet du plomb sur le pourcentage de phytotoxicité de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

Tableau 20 : Effet du plomb sur le pourcentage de phytotoxicité de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb \pm l'écart type.

Dose du plomb en (ppm)	Pourcentage de phytotoxicité (%)
50 ppm	57,753 \pm 7.719
100 ppm	72,577 \pm 12.311
150 ppm	85,171 \pm 5.152
200 ppm	91,05 \pm 2.999
250 ppm	90,768 \pm 3.549

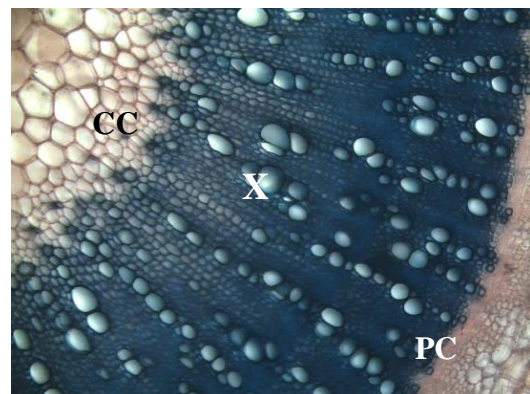
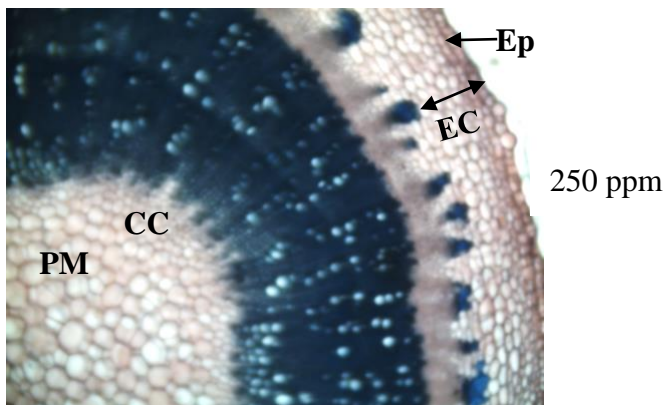
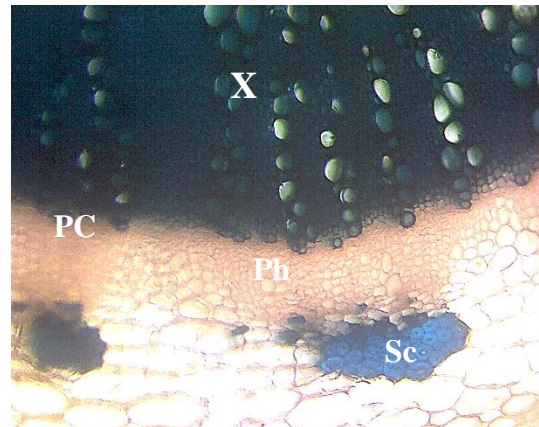
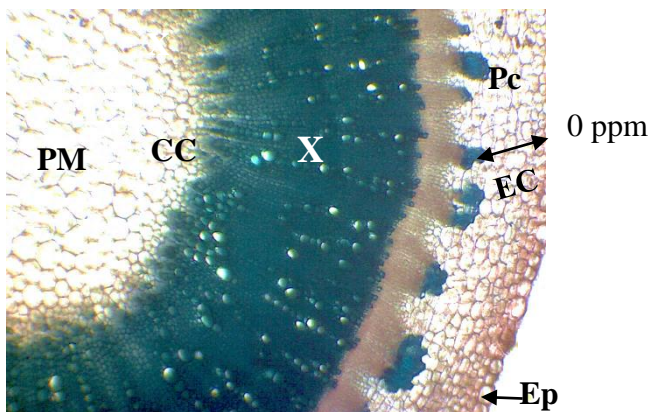
VII.1.2. Effet du plomb sur les paramètres anatomiques de *Cleome amblyocar*

VII.1.2. 1.Effet du plomb sur l'anatomie de la tige

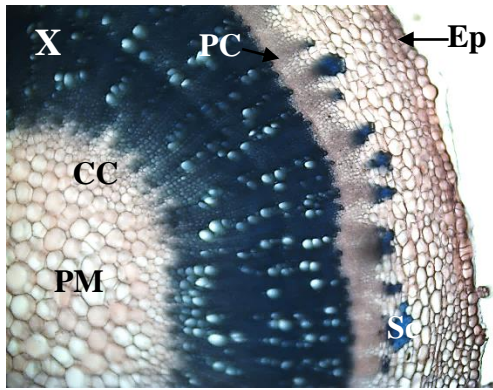
L'observation microscopique des coupes transversales (figure 32) des tiges de *Cleome amblyocarpa* soumises à des concentrations croissantes de Pb (0, 250, 500,1000, 1500, 2000,2500 et 3000 ppm) montre des caractéristiques dicotylédones régulières et des structures anatomiques altérées comparativement aux tiges témoins. De nombreux trichomes glandulaires de tiges multicellulaires et de têtes multicellulaires sont observés à la surface de l'épiderme des tiges, dont le nombre de ces trichomes augmente proportionnellement avec les doses appliquées du plomb. Une réduction du diamètre de la tige des plantes stressées au plomb est observée, en raison de la diminution de l'épaisseur de l'écorce et du cylindre central particulièrement chez les plantes traitées avec 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm de Pb. Les tissus du cortex et de sclérenchyme sont également réduits ainsi une réduction du nombre et de dimensions des vaisseaux du xylème, en particulier le diamètre du métaxylème chez les plantes stressées avec 2500 et 3000 ppm de Pb, le tissu du phloème est altéré, sa morphologie est déformée comparativement aux tiges témoins où sa forme est plus homogène.

Tige Gr. X 10

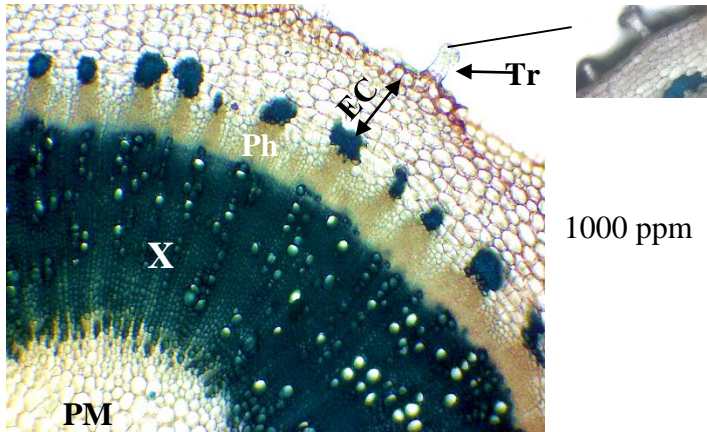
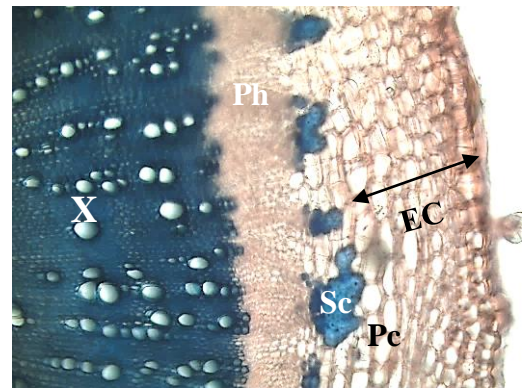
Tige Gr. X 40



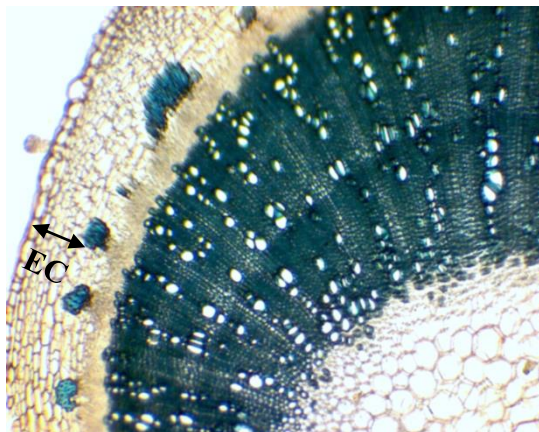
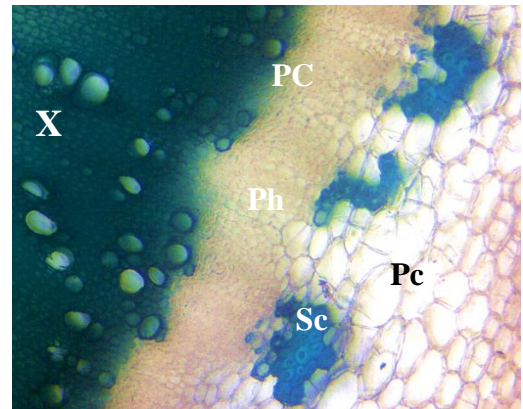
CHAPITRE VII : Résultats et discussion



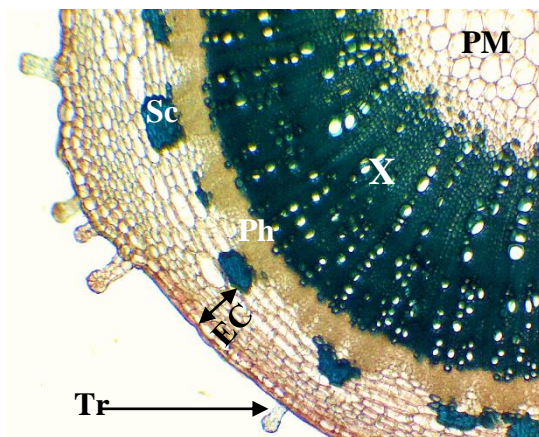
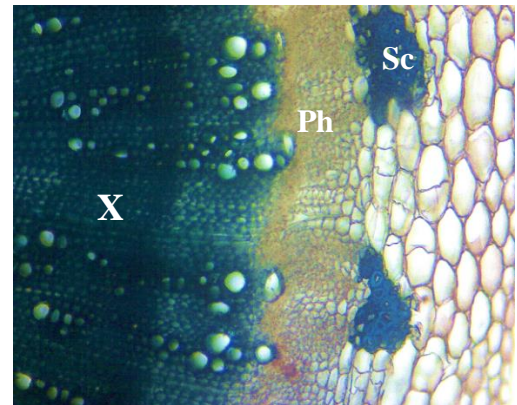
500 ppm



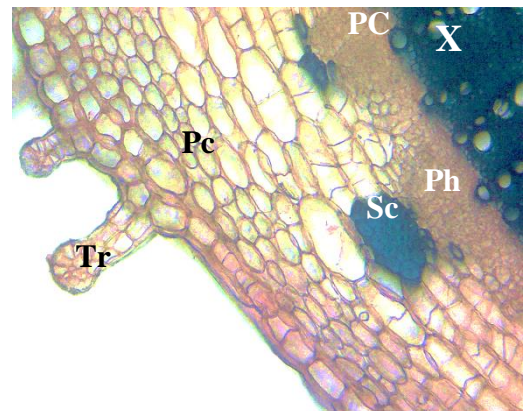
1000 ppm



1500 ppm



2000 ppm



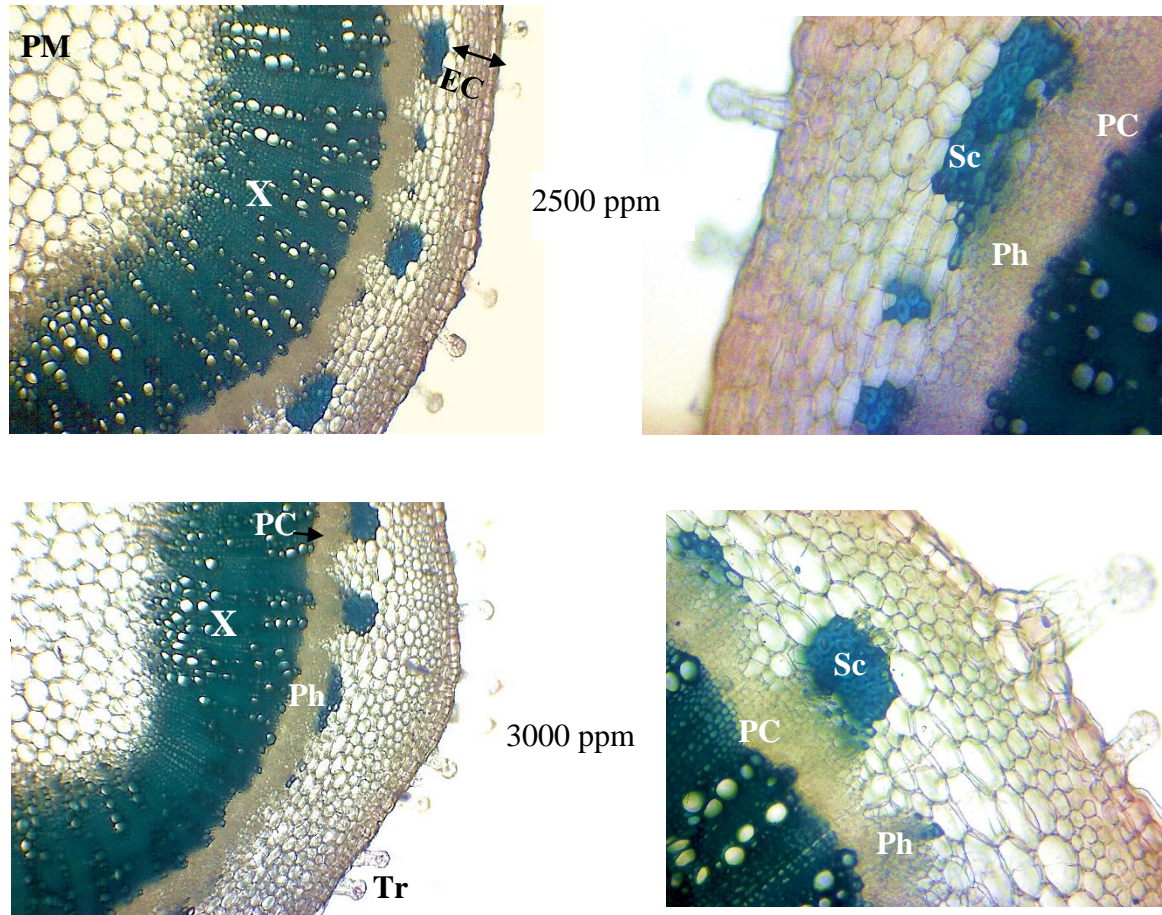


Figure 32 : Coupes transversales des tiges de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

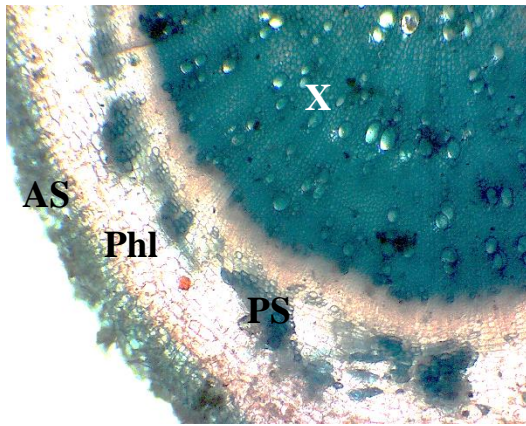
NB : EC : écorce, EP : épiderme Pc : parenchyme cortical, Sc : sclérenchyme, CC : cylindre central ; X : xylème, Ph : phloème, PM : parenchyme médullaire, TR : trichomes, PC : Pro-cambium.

VII.1.2. 2.Effet du plomb sur l'anatomie de la racine

L'observation anatomique des coupes transversales des racines de *Cleome amblyocarpa* soumises à des concentrations croissantes de Pb (0, 250, 500,1000, 1500, 2000,2500 et 3000 ppm) montre une perturbation des faisceaux cribro-vasculaires en diminuant le nombre et le diamètre des vaisseaux de xylème, de métaxylème et des cellules parenchymateuses. Les résultats obtenus montrent une fluctuation dans le nombre et le diamètre des cellules du phloème et une réduction de l'espace intercellulaire du cortex par dégradation des cellules du parenchyme cortical entraînant un rétrécissement du diamètre des racines. Dans les tissus racinaires le plomb provoque un épaississement des couches cellulaires de l'épiderme avec l'augmentation des doses appliquées (Figure 33).

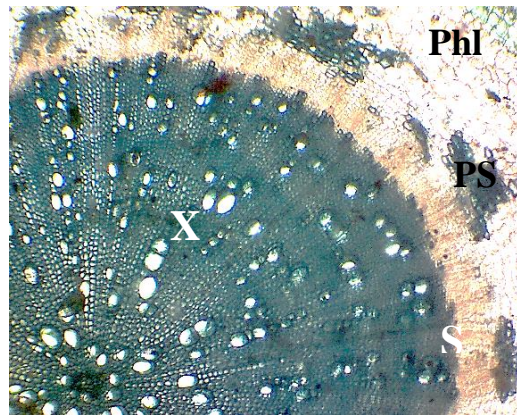
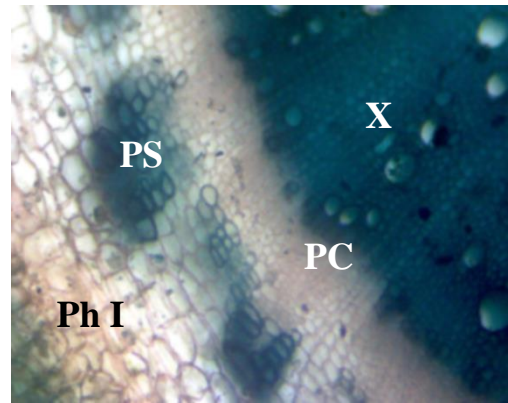
CHAPITRE VII : Résultats et discussion

Racine Gr. X 10

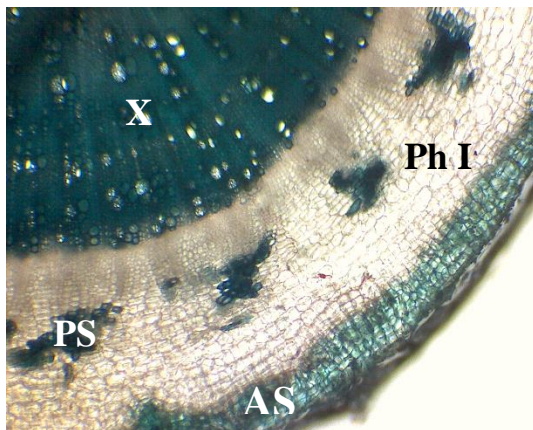
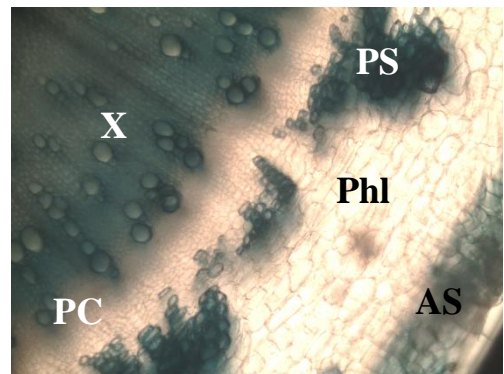


0 ppm

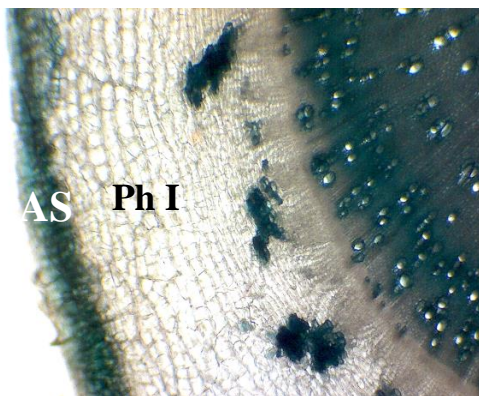
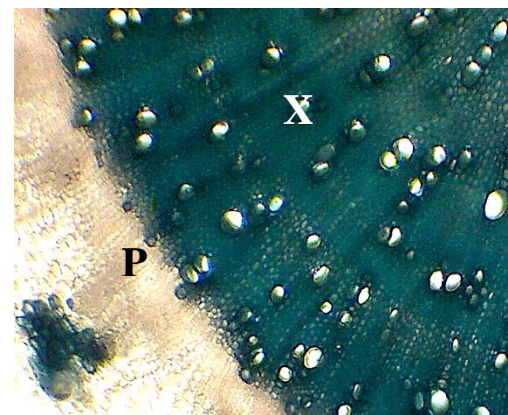
Racine Gr. X 40



250 ppm



500 ppm



1000 ppm



CHAPITRE VII : Résultats et discussion

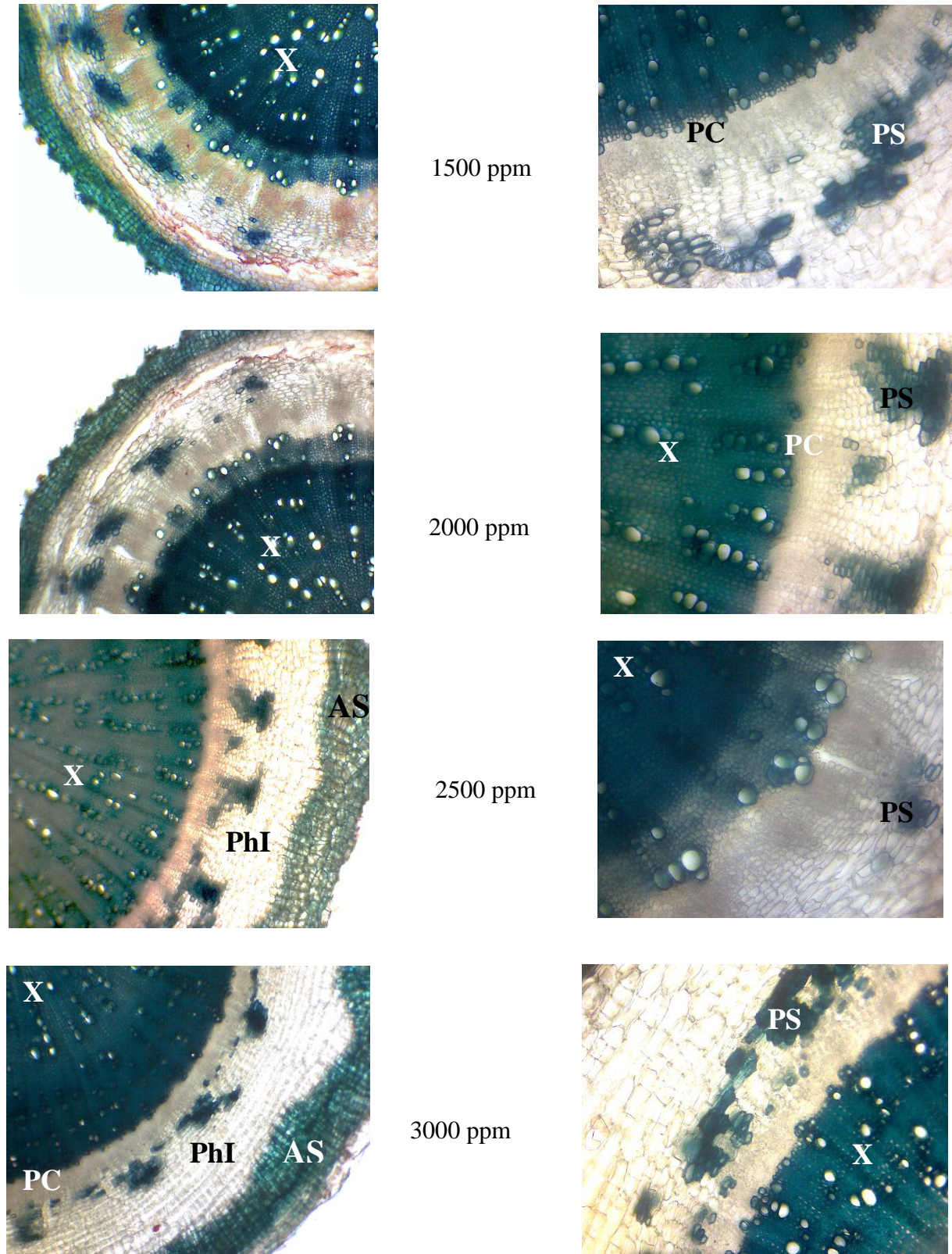


Figure 33 : Coupes transversales des racines de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

AS : Assise Subéreuse, , Ph I : Phloème I, Ps ; plages sclérenchymes, P : parenchyme du xylème, X : xylème, PC : Pro-cambium.

VII.1.3. Effet du plomb sur les paramètres biochimiques

VII.1.3.1. Effet du plomb sur la teneur en pigments photosynthétiques

VII.1.3.1.1. Effet du plomb sur la teneur en chlorophylles a, b et totale

Le plomb provoque une diminution de la teneur en chlorophylle **a**, d'une façon hautement significative (**P < 0.001****) jusqu'à la dose 500 ppm représentée par des valeurs de (5.048, 4.327, 6.636 mg/g MF) respectivement, par rapport aux feuilles témoins qui est de 7.951 mg/g MF, et une légère augmentation de la chlorophylle **a** jusqu'à la dose 2000 ppm après laquelle on remarque une diminution chez les plantes traitées par 2500 et 3000 ppm avec des teneurs de (7.989 et 6.76 mg/g MF) respectivement.

On observe des variations faibles de la teneur en chlorophylle **b** des feuilles de *Cleome amblyocarpa* soumises à des concentrations croissantes de Pb (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) avec des valeurs de (5.46, 4.788, 5.137, 4.66, 4.48, 4.732 et 4.54 mg/g MF) respectivement, par rapport aux feuilles témoins qui est de 4.097 mg/g MF. Le taux de la chlorophylle **b** est largement moins important que la chlorophylle **a**.

Une diminution de la chlorophylle totale est observée chez les plantes intoxiquées de (250, 500, 1000 et 3000 ppm) de Pb respectivement avec des taux de (10.682, 9.265, 11.993 et 11.522 mg/g MF) par rapport au témoin qui est de 12.304 mg/g MF chez les plantes témoins. En revanche, les plantes traitées à (1500, 2000 et 2500 ppm) de Pb enregistrent des teneurs en chlorophylle totale de (14.114, 13.523 et 12.981 mg/g MF) respectivement par rapport au témoin.

L'analyse statistique montre que l'effet du plomb est hautement significatif (**P < 0.001****) sur la teneur en chlorophylle **totale** qui est très importante comparativement à la chlorophylle **a** et **b**.

Tableau 21 : Effet du plomb sur la teneur en chlorophylles a, b et totale de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type.

Dose du plomb en (ppm)	Chlr A**	Chlr B ^{NS}	Chlr Totale**
	(mg/g MF)		
0 ppm	7.951±1.265	4.097±0.429	12.304±1.495
250 ppm	5.048±1.254	5.46±0.657	10.682±1.025
500 ppm	4.327±0.719	4.788±0.788	9.265±0.591
1000 ppm	6.636±0.555	5.137±0.498	11.993±0.6
1500 ppm	9.16±2.053	4.66±0.635	14.114±1.695
2000 ppm	8.761±0.982	4.48±1.176	13.523±1.124
2500 ppm	7.989±1.157	4.732±1.088	12.981±1.08
3000 ppm	6.76±1.708	4.54±0.614	11.522±1.911

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

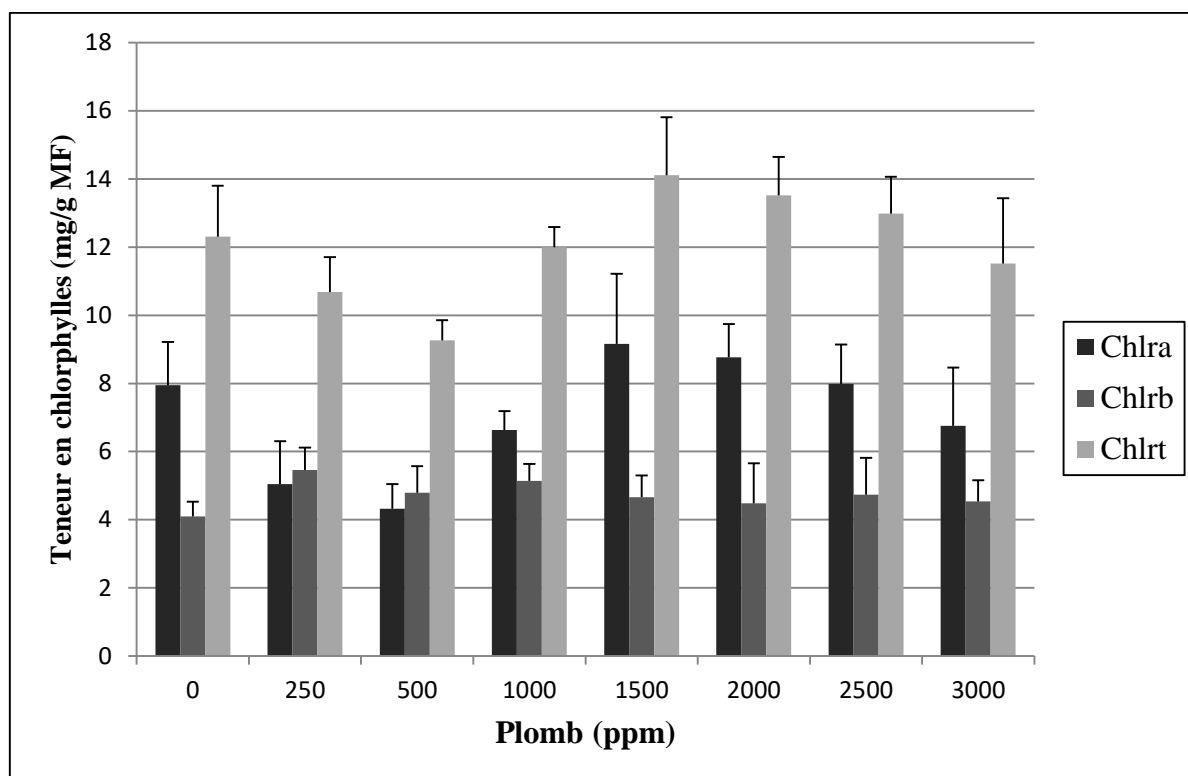


Figure 34 : Effet du plomb sur la teneur en chlorophylles (mg/g MF) des feuilles de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

VII.1.3.2. Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles

Les teneurs en sucres solubles dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* traitées avec des concentrations croissantes de Pb (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) diminuent au fur et à mesure que les doses de Pb augmentent par rapport au témoin avec une teneur minimale observée à la dose 3000 ppm, contrairement dans la partie racinaire une nette augmentation de ces teneurs est enregistrée.

Les taux en sucres solubles dans les parties aériennes sont réduits et représentés par des valeurs de 0.785, 0.703, 0.798, 0.597, 0.701, 0.605, 0.723, 0.556 mg/g MS) sous les traitements (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) de Pb respectivement, par rapport aux parties aériennes du témoin (Figure 35).

L'examen statistique des résultats obtenus montre que le plomb à différentes concentrations a un effet non significatif sur la teneur en sucres solubles dans les parties aériennes ($P = 0.353^{NS}$). Dans la partie racinaire le Pb à différentes concentrations (0, 250, 500, 1000, 1500 et 2000 ppm) fait augmenter les teneurs en sucres solubles avec des valeurs (0.288, 0.442, 0.458, 0.465, 0.470 et 0.524 mg/g MS) respectivement. Au niveau des plantes traitées à (2500 et 3000 ppm) de Pb,

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

on constate une diminution importante des teneurs en sucres solubles par rapport aux racines du témoin, où les valeurs sont estimées à (0.353 et 0.329 mg/g MS).

L'examen statistique de la partie racinaire de la plante (tableau 22), montre que l'effet du plomb est significatif (**P =0.033***) sur la teneur en sucres solubles en entraînant une augmentation en fonction de l'accroissement des doses du plomb appliqué.

Tableau 22 : Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type

Dose du plomb en (ppm)	Sucres solubles (mg/g MS) ^{NS} Partie aérienne	Sucres solubles (mg/g MS) * Partie racinaire
0 ppm	0.785±0.105	0.288±0.122
250 ppm	0.703±0.23	0.442±0.12
500 ppm	0.789±0.13	0.458±0.172
1000 ppm	0.597±0.184	0.465±0.057
1500 ppm	0.701±0.218	0.47±0.133
2000 ppm	0.605±0.201	0.524±0.055
2500 ppm	0.723±0.156	0.353±0.146
3000 ppm	0.556±0.218	0.329±0.051

NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif

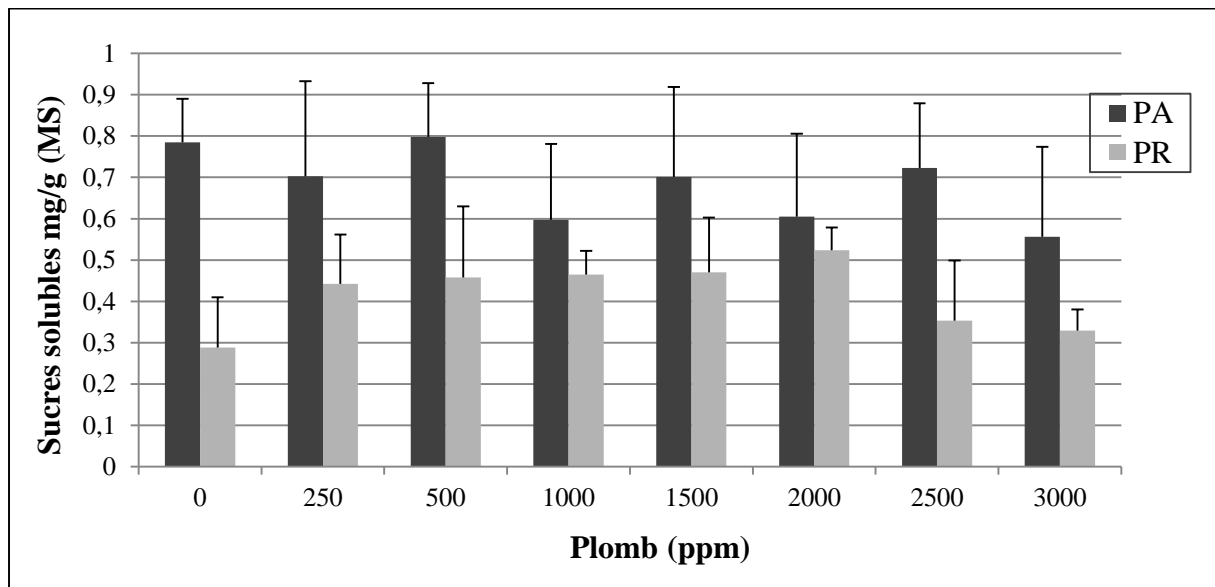


Figure 35 : Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles (mg/g MS) dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

VII.1.3.3. Effet du plomb sur la teneur en protéines totales

Les résultats obtenus révèlent que le plomb provoque des fluctuations dans les teneurs en protéines dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante à des concentrations croissantes (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm).

Le taux des protéines dans les parties aériennes n'est pas proportionnel aux doses (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000 et 3000 ppm) de Pb appliquées à la plante, on note une augmentation des protéines chez les plantes traitées à (0, 250 et 500 ppm) avec des valeurs (0.153, 0.189, 0.192 mg/g MF) respectivement, à partir de la dose 500 ppm une diminution est observée au niveau des plantes issues des traitements (1000 et 1500 ppm) jusqu'à la dose 2000 ppm après laquelle on observe une diminution importante des teneurs en protéines par rapport aux témoins chez les plantes stressées de (2000, 2500 et 3000 ppm) avec des teneurs de (0.163, 0.064 et 0.011 mg/g MF) respectivement.

Dans la partie racinaire on note une diminution des protéines jusqu'à 1000 ppm en fonction de l'accroissement des concentrations (0, 250, 500 et 1000 ppm) de Pb où les teneurs en protéines sont évaluées respectivement (0.062, 0.043, 0.021 et 0.022 mg/g MF). Au-delà de la dose 1000 ppm une augmentation est observée avec une teneur de 0,069 mg/g MF à la dose 1500 ppm, après laquelle une diminution importante des teneurs en protéines est constatée chez les plantes traitées à (2000, 2500 et 3000 ppm) rapport aux témoins, où les valeurs sont estimées à (0.06, 0,032 et 0.019 mg/g MF).

L'examen statistique des résultats obtenus (tableau 23), montrent que l'effet du plomb est très significatif (**P < 0.001****) sur la teneur en protéines dans les parties aériennes et racinaire de la plante.

Tableau 23 : Effet du plomb sur la teneur en protéines de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type

Dose du plomb en (ppm)	Protéines (mg/g MF) ** Partie aérienne	Protéines (mg/g MF) ** Partie racinaire
0 ppm	<i>0.153±0.024</i>	<i>0.062±0.027</i>
250 ppm	<i>0.189±0.043</i>	<i>0.043±0.011</i>
500 ppm	<i>0.192±0.032</i>	<i>0.021±0.011</i>
1000 ppm	<i>0.14±0.067</i>	<i>0.022±0.012</i>
1500 ppm	<i>0.153±0.037</i>	<i>0.069±0.024</i>
2000 ppm	<i>0.163±0.068</i>	<i>0.06±0.012</i>
2500 ppm	<i>0.064±0.039</i>	<i>0.032±0.014</i>
3000 ppm	<i>0.022±0.011</i>	<i>0.019±0.014</i>

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

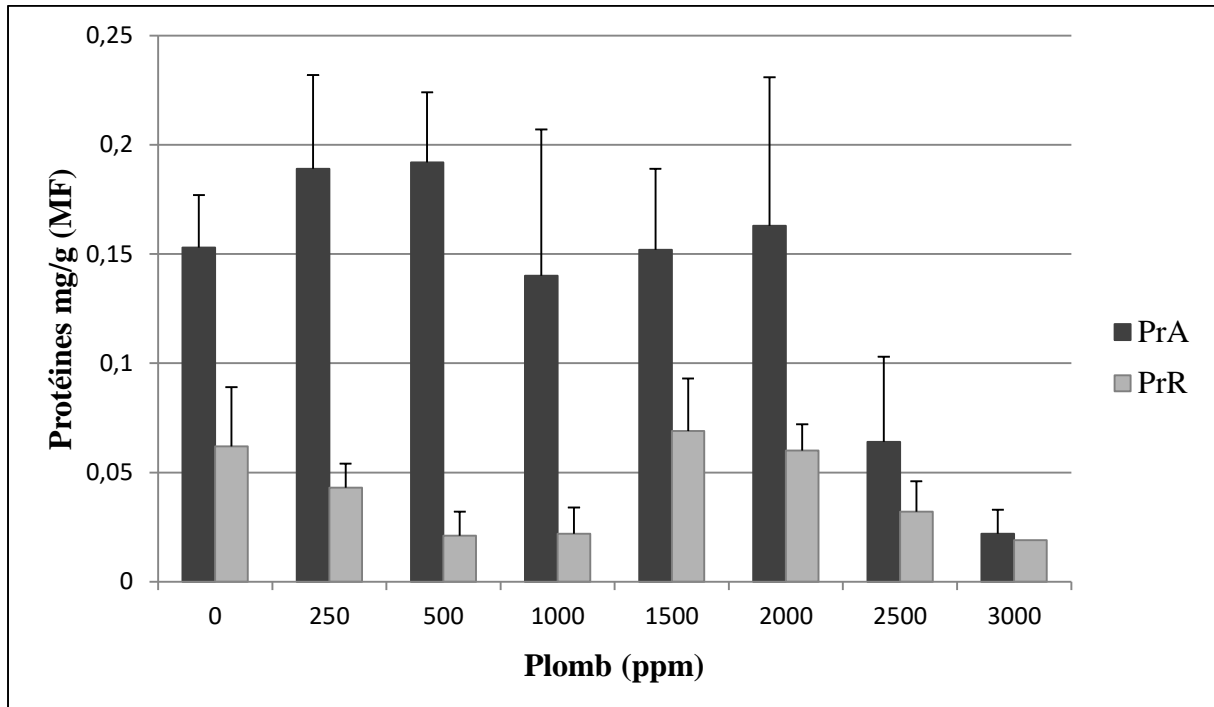


Figure 36 : Effet du plomb sur la teneur en protéines (mg/g MF) dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

VII.1.3.4. Effet du plomb sur la teneur en proline

La teneur en proline dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante est proportionnelle aux doses appliquées du Pb (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm), cette augmentation atteint son maximum à la dose 2500 et 3000 ppm pour les deux parties de la plante où la teneur en proline est plus importante dans les parties aériennes comparativement à celle des parties racines pour toutes les doses (figure 37).

L'application du Pb à différentes concentrations entraîne une augmentation de la proline dans les parties aériennes, représentée par des valeurs de 60.682, 57.138, 89.966, 86.034, 71.483, 98.379, 146.517 et 187.897 mg/g MF) sous les traitements (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) de Pb respectivement, par rapport aux plantes témoins (Figure 37).

La teneur en proline dans les parties racinaires de *Cleome amblyocarpa* augmente en fonction de l'accroissement des doses du plomb appliquées, pour les concentrations (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) de Pb avec des valeurs de (20.724, 14.793, 29.414, 71.276, 56.586, 62.586, 95.345 et 98.586 mg/g MF) respectivement.

L'analyse statistique montre une augmentation très significative ($P = 0.003^{**}$) de la proline pour les parties aériennes, et significative ($P = 0.03^{*}$) pour les parties racinaires.

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

Tableau 24 : Effet du plomb sur la teneur en proline de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type

Dose du plomb en (ppm)	Proline (mg/g MF) **	Proline (mg/g MF) *
	Partie aérienne	Partie racinaire
0 ppm	60.682±27.755	20.724±9.2
250 ppm	57.138±20.959	14.793±4.9
500 ppm	89.966±35.496	29.414±9.9
1000 ppm	86.034±27.579	71.276±16.8
1500 ppm	71.483±16.167	56.586±16.7
2000 ppm	98.379±38.925	62.586±13.4
2500 ppm	146.517±52.715	95.345±43.5
3000 ppm	187.897±114.548	98.586±15.1

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

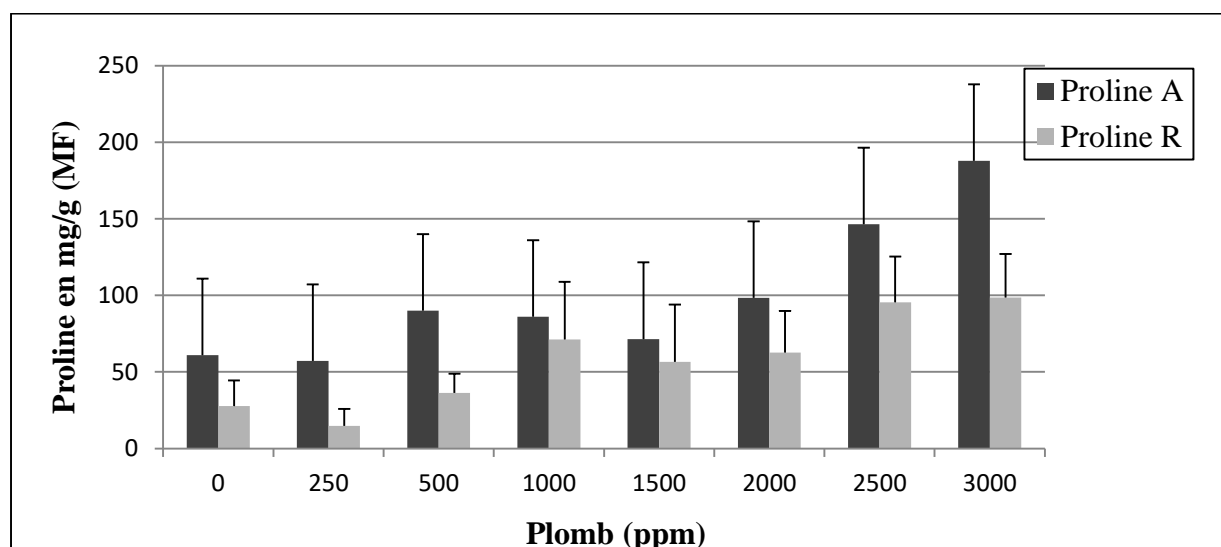


Figure 37 : Effet du plomb sur la teneur en proline (mg/g MF) dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

VII.1.3.5. Effet du plomb sur la teneur en antioxydants

VII.1.3.5.1. Effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux

La teneur en polyphénols dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* accroît avec l'augmentation des concentrations du plomb appliquées (0, 250, 500,1000, 1500, 2000,2500 et 3000 ppm), cette augmentation atteint son maximum à la dose 2500 et 3000 ppm pour les deux parties de la plante où la teneur en polyphénols est plus importante dans les parties aériennes que dans les parties racinaires pour toutes les doses.

Le plomb provoque une augmentation importante des polyphénols totaux dans la partie aérienne de la plante représentée par des valeurs de 0.127, 0.194, 0.191, 0.159, 0.201, 0.224, 0.218 et 0.252 (mg EAG/g MF) sous les traitements (0, 250, 500,1000, 1500, 2000,2500 et 3000 ppm) de Pb respectivement. (Figure 38).

Les parties racinaires présentent une légère augmentation des polyphénols par rapport aux plantes témoins avec des valeurs de 0.164, 0.192, 0.257, 0.233, 0.4, 0.521, 0.723 et 0.691(mg EAG/g MF) sous les traitements (0, 250, 500,1000, 1500, 2000,2500 et 3000 ppm) de Pb respectivement. (Figure 35).

L'analyse statistique montre que l'effet du plomb est significatif (**P = 0.022***) sur la teneur aux polyphénols dans les parties aériennes et une augmentation très significative (**P < 0.001****) dans les parties racinaires.

Tableau 25 : Effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type

Dose du plomb en (ppm)	Polyphénols totaux *	Polyphénols totaux **
	Partie aérienne	Partie racinaire
0 ppm	0.127±0.067	0.164±0.043
250 ppm	0.194±0.054	0.192±0.03
500 ppm	0.191±0.056	0.257±0.049
1000 ppm,	0.159±0.041	0.233±0.03
1500 ppm	0.201±0.058	0.4±0.214
2000 ppm	0.224±0.064	0.521±0.188
2500 ppm	0.218±0.034	0.723±0.215
3000 ppm	0.252±0.03	0.691±0.13

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

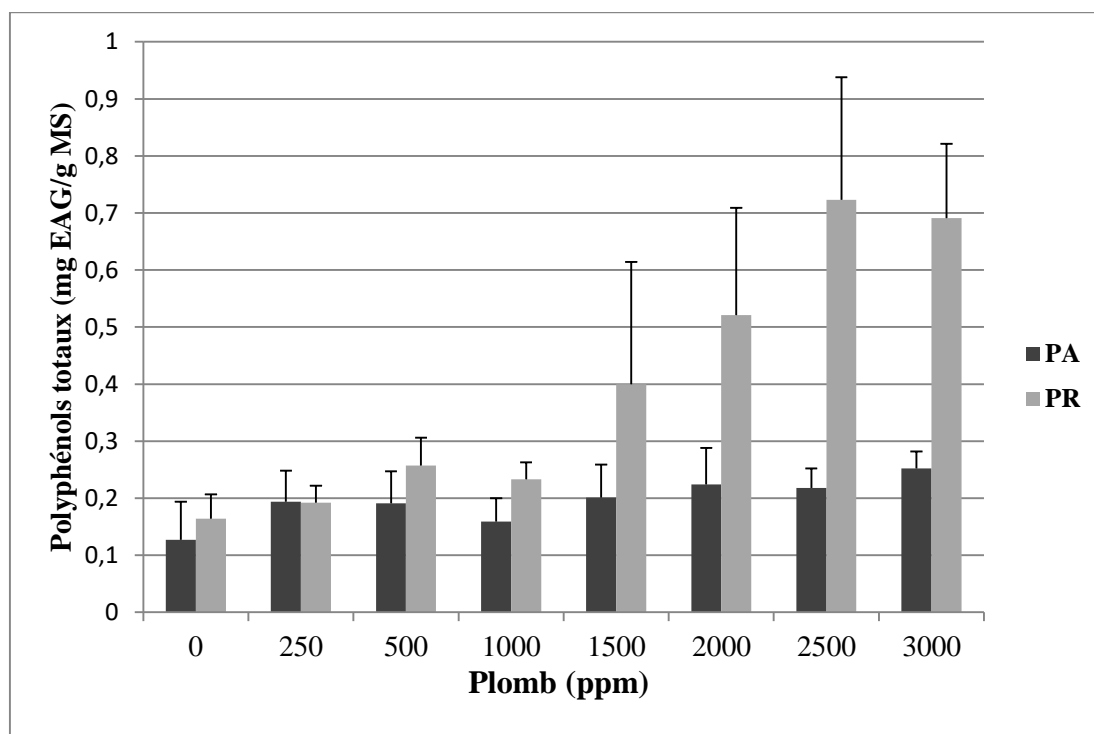


Figure 38 : Effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g MS) dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

VII.1.3.5.2. Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes

Le Pb à différentes concentrations dans les parties aériennes, entraîne une diminution des teneurs en flavonoïdes jusqu'à la dose 1000 ppm représentées par des valeurs de (0.187, 0.184, 0.174 et 0.137 mg EQ/g MF) sous les traitements (0, 250, 500 et 1000 ppm) de Pb respectivement (Figure 39). Pour les doses (1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) une augmentation est enregistrée avec les taux de (0.193, 0.187, 0.216 et 0.21 mg EQ/g MF).

Les parties racinaires présentent une diminution par rapport aux plantes témoins avec des valeurs de (0.105, 0.092, 0.075 mg EQ/g MF) en fonction des doses de plomb appliquées (0, 250 et 500 ppm) respectivement, la dose 1000 ppm fait augmenter le taux des flavonoïdes et après laquelle une diminution est observée avec des teneurs de (0.074, 0.067, 0.08 et 0.086 mg EQ/g MF) respectivement avec (1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) de Pb.

La teneur en flavonoïdes dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* est plus importante comparativement aux parties racinaires.

L'analyse statistique de l'effet du plomb sur la teneur des flavonoïdes de *Cleome amblyocarpa* révèle un effet non significatif dans les parties aériennes ($P = 0.08$), et les parties racinaires ($P = 0.22^*$).

Tableau 26 : Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type

Dose du plomb en (ppm)	Flavonoïdes ^{NS} Partie aérienne	Flavonoïdes ^{NS} Partie racinaire
0 ppm	0.187±0.053	0.105±0.027
250 ppm	0.184±0.041	0.092±0.019
500 ppm	0.174±0.047	0.075±0.016
1000 ppm	0.137±0.049	0.091±0.031
1500 ppm	0.193±0.037	0.074±0.026
2000 ppm	0.187±0.014	0.067±0.002
2500 ppm	0.216±0.025	0.08±0.017
3000 ppm	0.21±0.015	0.086±0.028

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

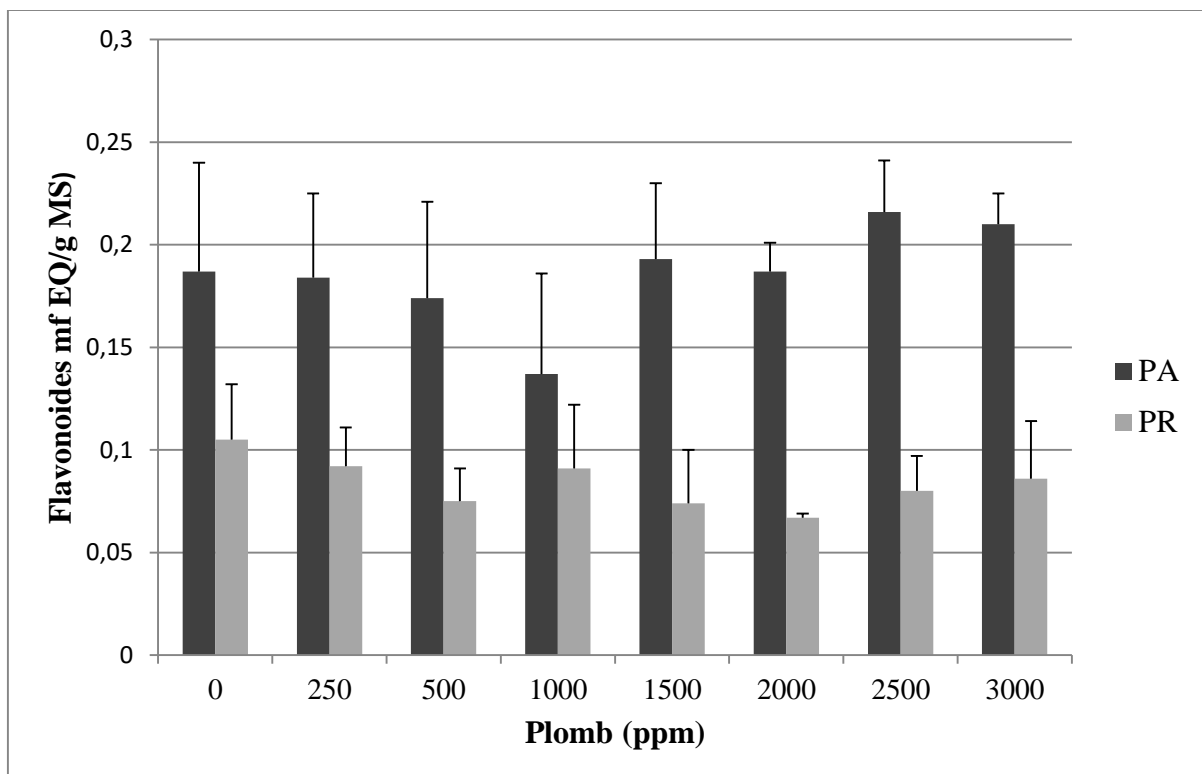


Figure 39 : Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes (mg EQ/g MS) dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

VII.1.3.5.3. Effet du plomb sur l'activité anti-radicalaire (DPPH)

L'activité anti-radicalaire dans la partie aérienne de *Cleome amblyocarpa* est proportionnelle aux doses du plomb appliquées (0, 250, 500,1000, 1500, 2000,2500 et 3000 ppm), cette augmentation atteint son maximum à la dose 2500 et 3000 ppm avec des pourcentages de 67.44 et 70.36 % respectivement. Des variations négligeables sont observées chez les plantes exposées à (0, 250, 500,1000, 1500 et 2000 ppm) de plomb avec des pourcentages (65.44, 60.18, 61.36, 61.74, 64.08 et 66.62%) respectivement.

Les teneurs en DPPH sont supérieures dans la partie aérienne comparativement à la partie racinaire pour toutes les concentrations de stress appliquées.

Les teneurs en DPPH dans la partie racinaire sont inversement proportionnelles aux doses stressantes du Pb par rapport aux témoins, dont les pourcentages enregistrés sont 54.7, 39.9, 38.78, 38.64, 37.26, 37.2, 36.6 et 34.88% sous les traitements (0, 250, 500,1000, 1500, 2000,2500 et 3000 ppm) de Pb respectivement (Figure 37).

Les résultats de l'analyse de variance révèlent que le plomb a un effet significatif sur l'activité anti-radicalaire de la partie aérienne (**P=0.26***) et la partie racinaire (**P=0.47***) de *Cleome amblyocarpa*.

Tableau 27 : Effet du plomb sur l'activité anti-radicalaire de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type

Dose du plomb en (ppm)	DPPH* Partie aérienne	DPPH* Partie racinaire
0 ppm	65.44±5.716	54.7±18.307
250 ppm	60.18±6.919	39.9±10.321
500 ppm	61.36±7.164	38.78±8.586
1000 ppm	61.74±6.661	38.64±20.293
1500 ppm	64.08±7.764	37.26±7.893
2000 ppm	66.62±7.46	37.2±21.187
2500 ppm	67.44±4.176	36.06±10.552
3000 ppm	70.36±7.242	34.88±8.318

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

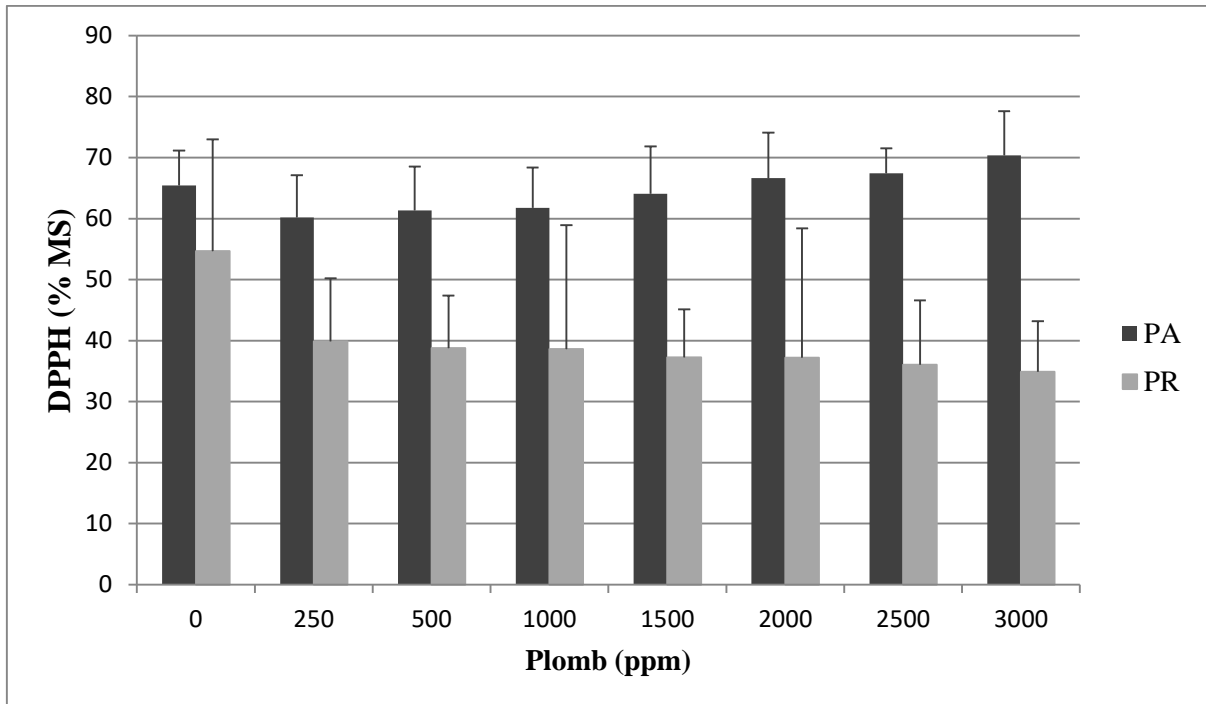


Figure 40 : Effet du plomb sur l'activité anti-radicalaire DPPH (% MS) dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

VII.1.4. Effet du plomb sur les paramètres chimiques de *Cleome amblyocarpa*

VII.1.4.1. Teneur en plomb dans le substrat de culture

Les résultats obtenus montrent une accumulation importante du plomb dans le substrat de culture en fonction de l'augmentation des concentrations de Pb appliquées comparativement aux substrats témoins.

L'augmentation de la teneur en plomb est représentée par des valeurs de (37.87, 91.61, 153.87, 294.10, 368.73, 486.33, 576.97 et 614.00 ppm) sous les traitements (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) de Pb respectivement (Figure 41).

L'analyse statistique montre que les différentes concentrations de plomb exercent un effet hautement significatif ($P < 0.001^{**}$) sur la teneur en plomb dans le substrat de culture.

Tableau 28 : Teneur en plomb (mg/Kg) dans le substrat de culture ± l'écart type

Dose du plomb en (ppm)	Teneur en plomb** Substrat de culture
0 ppm	37.87±8.932
250 ppm	91.61±13.653
500 ppm	153.87±23.292
1000 ppm	294.10±53.228
1500 ppm	368.73±72.134
2000 ppm	486.33±165.572
2500 ppm	576.97±176.079
3000 ppm	614.00±89.32

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

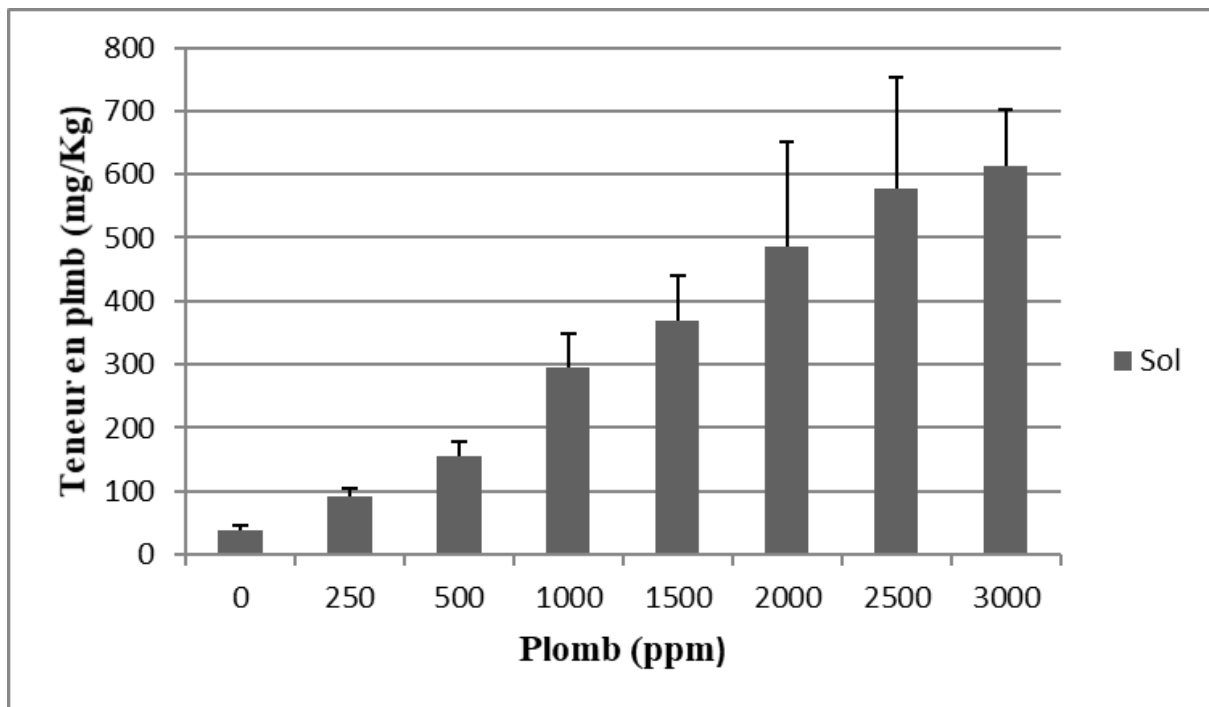


Figure 41 : Teneur en plomb (ppm) dans le substrat de culture.

VII.1.4.2. Teneur en plomb dans les parties racinaires et aériennes de la plante

L'accumulation du plomb est proportionnelle aux concentrations de Pb appliquées à la plante. La teneur en plomb est plus élevée dans la partie racinaire comparativement à la partie aérienne (Figure 42).

Le taux du plomb dans les parties aériennes est proportionnel aux dose du Pb appliquées (0, 250, 500,1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm), dont les valeurs enregistrées sont (16,51, 46,95, 69,4, 88,8, 115,8, 107,66, 147,33 et 174,49 ppm) respectivement.

Dans les parties racinaires une augmentation des teneurs en plomb est représentée par des valeurs de (8,8, 135,08, 163,72, 254,88, 226,54, 518,14, 485,14 et 535,74 ppm) en fonction de l'accroissement des doses du Pb appliquées (0, 250, 500,1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) respectivement.

L'analyse statistique montre un effet hautement significatif ($P < 0.001^{**}$) sur l'accumulation du plomb dans la partie aérienne et racinaire de *Cleome*.

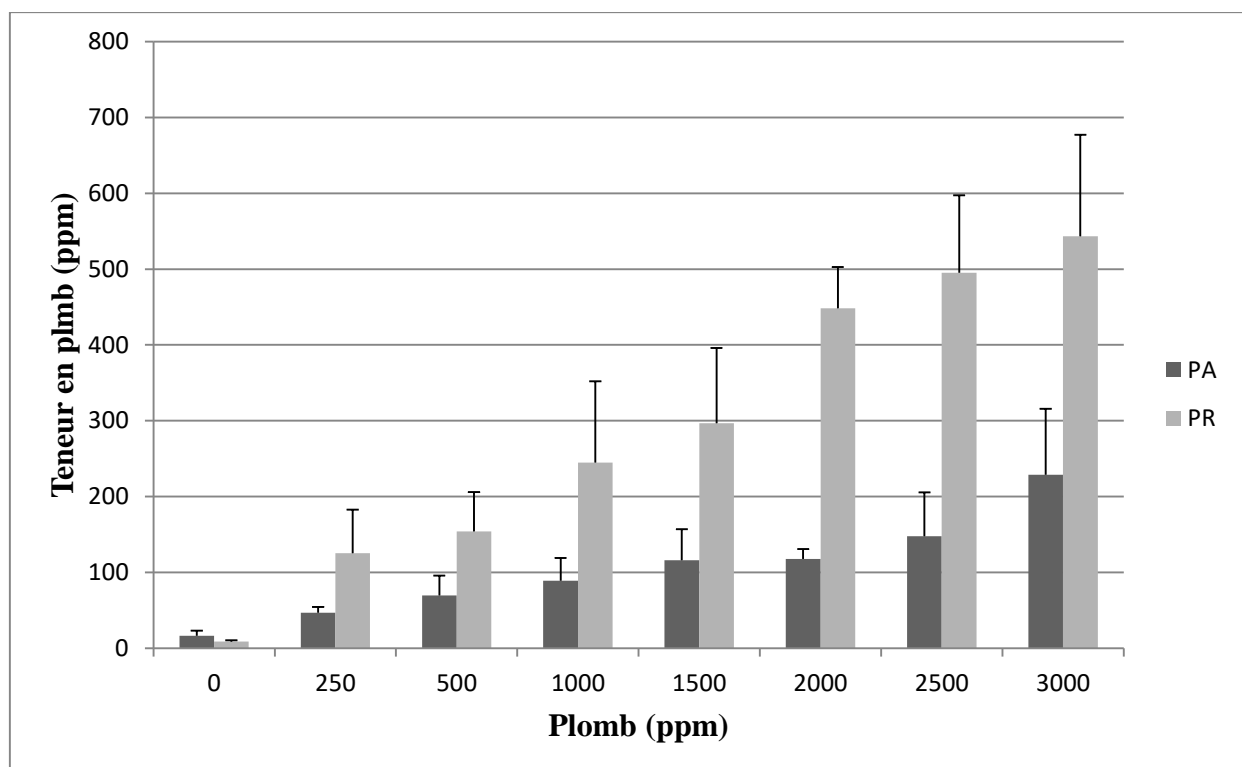


Figure 42 : Teneur en plomb (ppm) dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

Tableau 29 : Teneur en plomb (ppm) dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb ± l'écart type

Dose du plomb en (ppm)	Teneur en Pb** Partie aérienne	Teneur en Pb ** Partie racinaire	Accumulation racinaire (%)
0 ppm	16,51±6,754	8,8±1,602	34,769
250 ppm	46,95 ±7,498	125,18±57,615	72,724
500 ppm	69,4 ±26,142	153,82±52,043	68,909
1000 ppm	88,8 ±30,101	244,98±107,013	73,396
1500 ppm	115,8 ±41,154	296,64±99,538	71,923
2000 ppm	117,66 ±13,183	448,24±54,65	79,208
2500 ppm	147,63 ±57,928	495,24±102,349	77,036
3000 ppm	228,72 ±87,055	543,24±133,892	70,372

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

VII.1.4.2. 1. Bioconcentration (FBC) du plomb dans la plante

La plante a un facteur de bioconcentration du plomb supérieur à 1 pour toutes les concentrations du Pb appliquées comparativement aux plantes témoins, où une valeur inférieure à 1 est observée (Tableau 30).

La capacité d'accumulation du plomb des plantes traitées à différentes doses du Pb (0, 250, 500,1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) est représentée par des valeurs de (0,668, 1,879, 1,451, 1,135, 1,118, 1,164 et 1,114) respectivement.

L'analyse statistique montre que le facteur de bioconcentration du plomb est hautement significatif (**P < 0.001****) chez *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb

Tableau 30 : facteur de bioconcentration (FBC) du plomb chez *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb

Dose du plomb en (ppm)	Plomb dans le sol	Plomb dans la plante	FBC**
0 ppm	37 .87	25,31	0,668
250 ppm	91.61	172,13	1,879
500 ppm	153.87	223,22	1,451
1000 ppm	294.10	333,78	1,135
1500 ppm	368.73	412,44	1,118
2000 ppm	486.33	565,9	1,164
2500 ppm	576.97	642,87	1,114
3000 ppm	614.00	771,96	1,257

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

VII.1.4.2. 2. Translocation (FT) du plomb dans la plante

Le facteur de translocation du *Cleome amblyocarpa* traité par les différentes doses du Pb (250, 500,1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) est inférieur à 1 contrairement aux plantes témoins.

Les valeurs de ce facteur au niveau des lots (0, 250, 500,1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) de Pb sont estimées à 0,375, 0,451, 0,362, 0,390, 0,262, 0,298 et 0.421 respectivement, dont la valeur du témoin est 1,876.

L'analyse statistique montre que le facteur de translocation du plomb des racines vers la partie aérienne est hautement significatif (**P < 0.001****) chez *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

Tableau 31 : facteur de translocation (FT) du plomb chez *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb± l'écart type

<i>Dose du plomb en (ppm)</i>	<i>Teneur en Pb** Partie aérienne</i>	<i>Teneur en Pb ** Partie racinaire</i>	<i>FT**</i>
0 ppm	16,51±6,754	8,8±1,602	1,876
250 ppm	46,95 ±7,498	125,18±57,615	0,375
500 ppm	69,4 ±26,142	153,82±52,043	0,451
1000 ppm	88,8 ±30,101	244,98±107,013	0,362
1500 ppm	115,8 ±41,154	296,64±99,538	0,390
2000 ppm	117,66 ±13,183	448,24±54,65	0,262
2500 ppm	147,63 ±57,928	495,24±102,349	0,298
3000 ppm	228,72 ±87,055	543,24±133,892	0,421

(NS : effet non significatif ; ** : effet hautement significatif, *significatif)

VII.2. DISCUSSION

VII.2. 1.Effet du plomb sur la germination des graines de *Cleome amblyocarpa*

VII.2.1.1. Effet du plomb sur le taux de germination final

Les résultats obtenus révèlent une inhibition non significative du plomb sur le taux de germination final des graines de *Cleome amblyocarpa*, avec un taux de germination supérieur à 45% pour toutes les concentrations du Pb appliquées. Cependant, la germination des graines de la plante semble être plus tolérante au Pb, même à des concentrations élevées de Pb. Un effet négatif sur la germination des graines est rapporté par différents auteurs ([Mathur et al., 1987](#); [Iqbal and Mehmood, 1991](#); [Athar and Masood, 2002](#); [Li et al., 2005](#); [Datta et al., 2011](#)). Le plomb a un effet inhibiteur sur la germination des graines de nombreuses espèces végétales ([Pandey et al., 2007](#)). Il a des effets négatifs sur la germination et la maturation, même à un niveau micromolaire ([Kopittke et al., 2007](#)). Muhammad et al, (2008) ont enregistré un effet toxique sur la germination des graines chez *L. leucocephala* à différents traitements de plomb (25, 50, 75 et 100 ppm). Un traitement du blé avec du plomb à 1, 2, 5, 10 et 20 mM a réduit le processus de germination montrant une réduction graduelle de la germination avec l'augmentation de la concentration ([Hasnain et al., 1995](#)). [Kalimuthu et Siva \(1990\)](#) ont trouvé une diminution de la germination des graines chez le maïs traité avec 20, 50, 100 et 200 $\mu\text{g mL}^{-1}$ d'acétate de plomb. *Brassica juncea* a montré une réduction de la germination des graines et de la croissance des plantules dans un sol contaminé par le Pb et le Ni ([Kaur, 2018](#)). La toxicité des métaux lourds sur *Arabidopsis*, se manifeste par une diminution du taux de germination des graines, est signalée dans l'ordre suivant Hg>Cd>Pb>Cu ([Li et al., 2005](#)).

L'effet principal du plomb est l'inhibition des enzymes de germination comme la protéase et l'amylase qui sont synthétisées pendant la germination ([Pandey et al., 2007](#)). Pandey et al. (2007) ont rapporté que les activités amylase et protéase diminuaient la germination des graines de *Catharanthus roseus* sous une forte concentration de Pb. [Lamhamdi et al. \(2011\)](#) ont observé que l'activité α -amylase des graines de blé est réduite avec l'augmentation des concentrations du Pb. Cette inhibition peut montrer que les ions Pb^{2+} remplacent les ions Ca^{2+} qui sont essentiels pour les activités de ces enzymes ([Hong, 2003](#)).

Le plomb affecte fortement la morphologie et la physiologie des graines. Il inhibe la germination, l'élongation des racines, le développement des semis, la croissance des plantes, la transpiration, la production de chlorophylle et la teneur en eau et en protéines, provoquant des altérations dans le chloroplaste, une obstruction de la chaîne de transport des électrons, une inhibition des enzymes du cycle de Calvin, une altération de l'assimilation des éléments

essentiels, Mg et Fe, et une carence induite en CO₂ en raison de la fermeture des stomates (Pourrut *et al.*, 2011).

Le tégument joue un rôle essentiel dans le cycle de vie de plusieurs plantes en contrôlant le développement de l'embryon et en déterminant la dormance et la germination des graines. Il a développé des processus très sophistiqués pour la protection des embryons et des plantules en germination contre les stress biotiques et abiotiques (Moise *et al.*, 2005). La présence des ions Pb²⁺ même à faibles concentrations inhibe la germination des graines qui ont des enveloppes perméables comme le *Pisum sativum* (Seregin et Ivanov, 2001). La variation de la perméabilité des téguments entraîne des différences du degré d'inhibition de la germination des graines (Ilić *et al.*, 2015), ce qui explique le taux de germination maximal de 57 % des graines de *Cleome amblyocarpa* traitées par le Pb et le taux élevé de la germination de 92 % des graines du *Moringa oleifera* Lam. traitées par le plomb.

VII.2 .1.2. Effet du plomb sur la longueur des racicules

Le plomb a un effet très significatif sur la croissance des plantules de *Cleome amblyocarpa* en entraînant une diminution de la longueur des racicules avec l'augmentation des concentrations du plomb appliquées (0, 50, 100, 150, 200 et 250 ppm). Ces résultats confirment les observations rapportées par d'autres auteurs sur l'effet de différents métaux sur la germination des graines. Le traitement au plomb et au cadmium à 10, 30, 50 et 70 μmol/L a diminué de façon significative le pourcentage de germination des graines, la longueur et le poids sec des semis et la longueur des racines (Kabir *et al.*, 2008).

Le plomb limite la croissance des parties souterraines et aériennes des végétaux à faible niveau (Islam *et al.*, 2007 ; Kopittke *et al.*, 2007 ; Gupta *et al.*, 2010), mais les racines sont plus affectées lorsqu'elles accumulent des quantités plus élevées de plomb (Liu *et al.*, 2008). L'inhibition de la croissance due au stress au Pb est plus forte dans les racines des plantes, puisque le Pb absorbé par les plantes est accumulé dans les racines (95 %) et que seule une petite quantité (5 %) est transportée vers les parties aériennes (Zhou *et al.*, 2016). Kranner et Colville (2011) ont confirmé l'inhibition de la croissance des racines de plus de 15 espèces végétales en présence de concentrations croissantes de plomb. Une inhibition de 50% de la croissance des racines du radis traité au plomb a été révélée (Aoumeur, 2012). L'élongation racinaire a diminué chez *Raphanus sativus* stressé à (500,1000 et 2000 ppm) de plomb (Neggaz, 2018). Chez *Triticum aestivum* exposé à différentes concentrations de Pb (500, 1000, 2500 μM)

pendant 7 jours, la longueur des racines a diminué de 23 à 51 % entre 500 et 2500 μM de Pb, alors que la longueur des parties aériennes a été diminuée de ~17 %, 31 % et 44 % (Kaur *et al.*, 2012a). De même, le traitement au Pb entraîne une réduction de ~67 % de la croissance des racines de deux variétés de maïs, bien que la longueur des parties aériennes reste moins affectée (Ghani *et al.*, 2010).

L'effet morphologique de la toxicité du Pb montre des racines distendues, inclinées et courtes des racines secondaires profuses par unité de longueur de racine et l'arrêt de l'élongation des racines (Kopittke *et al.*, 2007 ; Arias *et al.*, 2010).

Les perturbations de la division et de l'élongation cellulaire dans les extrémités des racines sont les phénomènes les plus souvent reportés pour expliquer les effets du plomb sur l'élongation racinaire (Seregin et Ivanov, 2001 ; Malkowski *et al.*, 2002 ; Patra *et al.*, 2004 ; Kopittke *et al.*, 2007). Samardakiewicz et Wozny (2005) ont signalé que le Pb provoque une inhibition de la division cellulaire dans les racines de *Lemna minor*. Le Pb provoque une inhibition de la croissance des racines causée par une carence de certains éléments essentiels (Fahr, 2014) qui interviennent dans les mécanismes d'élongation cellulaire (Reymond *et al.*, 2006) et dans l'activité du méristème (Jain *et al.*, 2007).

Le plomb inhibe la croissance des semis en augmentant la peroxydation des lipides et en activant les enzymes superoxyde dismutase (SOD), guaiacol peroxydase (POD) et ascorbate peroxydase (APX), et le cycle glutathion (GSH)-ascorbate, jouant un rôle dominant dans l'élimination de H_2O_2 . (Wang *et al.*, 2010).

VII.2 .1.3. Effet du plomb sur la longueur des tiges

Le Pb exerce un effet inhibiteur sur la croissance des plantules de *Cleome amblyocarpa*, pendant 15 jours, entraînant une diminution hautement significative de la longueur de la partie aérienne en fonction de l'augmentation des concentrations du Pb appliquées. L'accroissement de la biomasse végétale est diminué par de fortes doses de plomb (Xiong *et al.* 2006). Sur de longues durées, les traitements au plomb, même à des doses non-létales, peuvent conduire à l'apparition de nécroses au niveau des apex racinaires et des feuilles, ainsi que des chloroses foliaires (Liu *et al.*, 2000). Un effet négatif du plomb est signalé à différentes concentrations (0, 100, 200, 300, 400 et 500 mg L^{-1}) pendant 12 jours sur l'indice de croissance chez l'*Acalypha indica* en réduisant la longueur et la biomasse fraîche et sèche des racines et des parties aériennes (Venkatachalam *et al.*, 2017).

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

La croissance des parties aériennes et des feuilles, ainsi que la biomasse fraîche et sèche ont été sévèrement diminuées par le stress au Pb chez *Triticum aestivum* (Kaur et al., 2012a), *Zea mays* L. (Hussain et al., 2013), le coton (Bharwana et al., 2013), *Sesbania grandiflora* (Malar et al., 2014a), *Brassica napus* L. (Shakoor et al., 2014), *Brassica juncea* L. (Kohli et al., 2018), et *Ricinus communis* L. et *Brachiaria mutica* (Khan et al., 2018b).

En outre, les effets du stress au Pb sur la croissance des plantes pourraient être modifiés selon la durée d'exposition, la concentration en métal et les stades de croissance des plantes (Dalyan et al., 2020).

La diminution de l'absorption et la distribution d'éléments essentiels provoquent une réduction de la croissance des parties aériennes chez les plantes (Ahmad et al., 2011 ; Hediji et al., 2015), et /ou la perturbation de la division et de l'élongation cellulaire (Seregin et Ivanov, 2001 ; Malkowski et al., 2002 ; Patra et al., 2004 ; Kopittke et al., 2007).

VII.2 .1.5. Effet du plomb sur le rapport racine/tigelle

Les résultats montrent que le plomb à différentes concentrations (0, 50, 100, 150, 200 et 250 ppm) provoque une diminution très significative du rapport racine/tigelle chez les plantules de *Cleome amblyocarpa*, au fur et à mesure que les concentrations du Pb s'accroissent comparativement aux plantules témoins. Ces résultats sont similaires à ceux rapportés dans plusieurs études. Une réduction dans le développement de plusieurs espèces soumises au stress de Pb est observée chez *Pisum sativum* (Kopittke et al., 2007), *Raphanus sativus* (Gopal et Rizvi, 2008), et *Glumus etunicatum* et *Calopogonium mucunoides* (Souza et al., 2012).

Les racines sont les premières cibles de passage et d'accumulation des métaux (Seregin et Ivanov, 2001), ce qui les rendent plus sensibles au Plomb par rapport aux parties aériennes (Kopittke et al., 2007).

Nos résultats montrent que la longueur des tigelles est largement supérieure à celle de la longueur des racelles, des résultats similaires sont obtenus par de nombreuses études sur l'effet du plomb sur la croissance de plusieurs espèces végétales : *Atriplex canescens* (Khedim, 2019) ; *Raphanus sativus* L. (Biteur, 2012) ; *Brassica rapa* var. (Siddiqui et al., 2014), *Oryza sativa* L. (Mishra et al., 1998).

Le plomb absorbé par le système racinaire présent dans le milieu de culture de certaines plantes, est bloqué au niveau des racines par une barrière formée par l'endoderme, ce qui limite fortement son translocation vers les parties aériennes (Cecchi, 2008).

L'inhibition de la croissance des végétaux, dépend de la concentration de stress métallique et de la capacité des plantes à tolérer les métaux lourds (Ovečka et Takáč, 2014 ; Baldantoni et al., 2014).

VII.2.1.6. Effet du plomb sur l'indice de tolérance de la plantule

L'indice de tolérance le plus élevé de *Cleome amblyocarpa* est obtenu dans les plantules traitées à faibles doses de Pb (50 et 100 ppm), et la diminution de ce paramètre est enregistrée dans les plantules stressées par (150, 200 et 250 ppm). Les résultats obtenus montrent une diminution très significative sur l'indice de tolérance (I.T.) de *Cleome amblyocarpa*, exposée à différentes concentrations du Pb. Ce test peut être considéré comme une étape contribuant à l'exploration et à la découverte de la limite de tolérance de *Cleome amblyocarpa* à différentes concentrations de Pb. L'indice de tolérance est considéré comme un bon indicateur de la sensibilité au plomb, et c'est un paramètre pertinent à prendre en compte dans les approches de phytoremédiation (Soares et al., 2020).

Des études récentes ont utilisé cet indice pour caractériser la tolérance des plantes aux métaux lourds, chez les trois variétés de *S. integra* testées par 47, 123, 178 et 196 μM de Pb peuvent être définies comme hautement tolérantes (IT>60) au Pb (Wang et al., 2014).

Selon Lux et al., (2004), les plantes dont l'indice de tolérance est supérieur à 0,60 ont une tolérance élevée, de 0,60 à 0,35 ont une tolérance moyenne, et moins de 0,35 une sensibilité aux métaux lourds. Ce qui est observé chez les plantules de *Cleome amblyocarpa* traitées à 50 ppm avec un taux de 42,25%, et les plantules stressées par 100,150, 200 et 250 ppm sont plus sensibles au Pb avec des indices de 27,42, 14,83, 8,95 et 9,23 % respectivement.

Ces résultats sont en accord avec les travaux de plusieurs chercheurs, ou la tolérance au Pb et au Cd chez *L. leucocephala* traitée à (20, 50, 75 et 100 ppm) de Pb et Cd est faible à 100 ppm par rapport au contrôle (Shafik et al., 2008).

Shafiq et Iqbal (2005) ont rapporté des résultats similaires pour la faible tolérance des plantules de *Cassia siamea* à 100 ppm de traitement au plomb par rapport au contrôle. Les traitements au plomb à 10, 30, 50, 70 et 90 $\mu\text{mol/L}$ ont produit 94,12, 82,35, 74,51, 72,56 et 27,45 % de tolérance chez *A. lebbeck*, respectivement (Farooqi et al., 2009).

L'augmentation des concentrations de Cd et Zn de (10, 50, 100, 250, 500, 750 and 1000 mg/L) entraîne une diminution significative de la tolérance à la toxicité des métaux des plantules de *Phaseolus vulgaris L.* et de *Triticum aestivum L.* (El rasafi et al., 2016). L'indice de tolérance est réduit de 52,3 %, en réponse au traitement au Pb chez les plantules de *Brassica juncea* traitée

avec (0.25, 0.50 et 0.75 mM) (Kohli *et al.*, 2018). Les plantules de *Althaea rosea* et *Malva crispa* exposées à (50, 100, 200 and 500 mg·kg⁻¹) de Pb ont montré une diminution de l'indice de tolérance (Huang *et al.*, 2018).

La raison de la faible tolérance au plomb peut être due à des changements dans les mécanismes physiologiques de la germination des graines et de la croissance des semis de la plante (Shafik *et al.*, 2008). La différence de l'effet des métaux sur l'indice de tolérance peut être liée à la régulation de l'absorption des métaux en raison de la structure du tégument des graines (Tariq Mahmood *et al.*, 2007).

Plusieurs études ont montré que la toxicité des métaux est souvent associée à une croissance racinaire restreinte qui affecte l'absorption des nutriments et entraîne une chlorose et un retard de croissance (Rashid *et al.*, 2016 ; Shweti *et al.*, 2016).

VII.2.1.7. Effet du plomb sur le pourcentage de phytotoxicité

Les résultats de phytotoxicité du plomb indiquent que les plus faibles concentrations de Pb induisent une diminution de la phytotoxicité, tandis que les concentrations élevées de Pb ont augmenté la phytotoxicité des racicules de *Cleome amblyocarpa*. El rasafi *et al.*, (2016) ont rapporté que l'accroissement des concentrations de Cd a augmenté significativement le pourcentage de phytotoxicité sur la longueur des racines des deux espèces, le plus faible pourcentage de phytotoxicité est observé à la plus faible concentration (14,92 et 44,58% chez *Triticum aestivum L.* et *Phaseolus vulgaris L.*, respectivement). En ce qui concerne le Zn, les faibles doses (de 10 à 100 mg/l) étaient plus bénéfiques pour la croissance du blé, tandis que les plus fortes concentrations étaient hautement toxiques pour les racines. Ces résultats sont en concordance avec ceux obtenus par Gang *et al.*, (2013), Habtamu *et al.*, (2013) et Shaikh *et al.*, (2013) qui ont rapporté que la phytotoxicité des métaux lourds sur les racines diminuait à des concentrations plus faibles et augmentait à des concentrations plus élevées.

VII.2.2. Effet du plomb sur les paramètres anatomiques de *Cleome amblyocarpa*

VII.2.2. 1. Effet du plomb sur l'anatomie de la tige

Les résultats obtenus montrent que le Pb à des concentrations élevées provoque des structures anatomiques altérées des tiges de *Cleome amblyocarpa* comparativement aux tiges témoins. De nombreux trichomes glandulaires sont observés à la surface de l'épiderme des tiges, dont le nombre de ces trichomes augmente proportionnellement avec les doses appliquées du plomb. Une diminution de l'épaisseur de l'écorce et du cylindre central est observée chez les plantes stressées. Une réduction du nombre et de dimensions des tissus du cortex et de sclérenchyme et des vaisseaux du phloème et du xylème, en particulier le diamètre du métaxylème. Nos résultats sont étayés avec ceux obtenus par [Akcin et al. \(2018\)](#), qui ont montré que le stress dû aux métaux lourds a un effet négatif sur les structures anatomiques des tiges chez plusieurs espèces végétales. Une étude similaire sur les caractéristiques anatomiques chez *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb poussant dans le désert aride des Émirats arabes unis (EAU), a montré la présence de nombreux trichomes glandulaires de tiges multicellulaires multisériées et de têtes multicellulaires similaires aux trichomes hirsutes qui ont été répartis dans les feuilles, les tiges et les fruits de la plante en réponse aux conditions de sécheresse ([Soliman et al., 2019](#)). Les plantes s'adaptent à différentes conditions environnementales en développant des mécanismes structurels et métaboliques ([Soliman et al., 2019](#)). Il est bien connu que les trichomes protègent les organes des plantes, et plusieurs études ont étudié leur rôle dans l'adaptation des plantes aux différentes conditions environnementales ([Werker, 2000](#)). Plusieurs études ont étudié le rôle des trichomes dans l'adaptation des plantes aux environnements difficiles. Chez *Lychnophora diamantinana*, des trichomes sont observés sur les apex de la tige. Les trichomes végétaux peuvent également fournir à la plante des barrières supplémentaires pour la protéger de l'invasion d'agents pathogènes et de la perte d'eau ([Lusa et al., 2015](#)) en sécrétant divers métabolites, y compris des métabolites lipophiles ([Choi et al., 2012](#)).

l'application des doses élevées de plomb entraîne une réduction de la taille des cellules, spécialement dans les tissus vasculaires des tiges de *Catharanthus roseus* L. ([Wafee et al., 2018](#)). Des altérations similaires ont été déjà observées chez *Trigonella foenum graecum* L. sous les contraintes de Cd et de Pb ([Ahmad et al., 2005](#)). [Zarinkamar et al. \(2013\)](#) ont remarqué une réduction du diamètre de la tige de *Matricaria chamomilla* traité au Pb, due à une réduction des tissus du xylème et du phloème, cependant, une augmentation considérable dans le parenchyme cortical, bien qu'elle ne compense pas la diminution mentionnée. Les

changements structurels au niveau des tiges chez les plantes poussant dans des milieux contenant du plomb ont été signalé également chez le radis (Pourrut, 2008; Aoumeur, 2012), et chez l'*Oxycaryum cubense* (Alves et al., 2014). Une réduction de la taille de cellules des tissus et du métaxylème est observée dans la tige de *Cenchrus ciliaris* L. sous l'effet des métaux lourds (F, Mg, Pb, Cd, Ni, Zn, Cu, Fe, Mn et Be) (Al faifi et El-Shabasy, 2020).

Les paramètres anatomiques ont été étudiés chez plusieurs espèces végétales traitées avec des concentrations élevées de Pb, pour montrer que les plantes développent des mécanismes anatomiques afin de tolérer les conditions de stress. La diminution du diamètre des faisceaux vasculaires dans les tiges est la variation anatomique la plus observée afin de limiter la translocation du Pb et empêcher son transport vers les tissus photosynthétiques (Saadi et al., 2013, Gomes et al., 2011).

Nos résultats montrent que l'accumulation du Pb chez les plantes de *Cleome amblyocarpa* intoxiquées entraîne des altérations anatomiques dans les tissus caulinaires.

VII.2.2.2. Effet du plomb sur l'anatomie de la racine

L'effet du plomb sur les racines de *Cleome amblyocarpa* traitées par les différentes concentrations de Pb (0, 250, 500,1000, 1500, 2000,2500 et 3000 ppm) entraîne une perturbation des faisceaux cribro-vasculaires par rapport aux témoins. Cette modification anatomique augmente avec l'augmentation des doses du Pb appliquées. La plante développe des mécanismes anatomiques afin de tolérer le stress au plomb. Ces caractéristiques adaptatives peuvent être associées à la capacité d'accumuler des métaux lourds en bloquant le reflux ionique (Gomes et al., 2011).

Les racines de *Cleome amblyocarpa* montrent une perturbation des faisceaux cribro-vasculaires en diminuant le nombre et le diamètre des vaisseaux de xylème, de métaxylème et des cellules parenchymateuses. Un changement dans taille et la forme des cellules du phloème et une réduction de l'espace intercellulaire du cortex sont observés. Dans les tissus racinaires le plomb affecte le tissu de l'épiderme. Des résultats similaires sont obtenus par de nombreuses études sur l'effet du plomb sur l'anatomie de plusieurs espèces végétales, Belarbi (2018), qui a trouvé une diminution des cellules des faisceaux cribro-vasculaires dans les racines de *Atriplex halimus* traitées au Cr et au Pb. Bouziani (2012) a montré que le plomb à la dose de 1000 ppm réduit le nombre des faisceaux cribro-vasculaires, mais il a fait augmenter le diamètre du métaxyleme et l'épaisseur de la paroi externe des cellules épidermique dans les racines de la fève. La diminution du diamètre des vaisseaux du xylème sous l'effet du plomb est observée

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

chez le radis (Aoumeur, 2012), le maïs (Singh *et al.*, 2015), *Trigonella foenum graecum* Linn. (Ahmad *et al.*, 2005), chez *Catharanthus roseus* L. (Wafee *et al.*, 2018) et chez *Moringa oleifera* Lam (Hamad, 2022).

Un changement dans la taille et la forme des cellules du phloème et une réduction de l'espace intercellulaire du cortex par dégradation des cellules du parenchyme cortical entraîne une réduction du diamètre des racines de *Cleome amblyocarpa*. L'épaississement de la paroi des éléments du xylème et des racines du parenchyme cortical est une autre adaptation anatomique à la toxicité des métaux lourds, et la plasticité phénotypique est la clé de processus d'adaptation aux conditions environnementales, chaque espèce ayant des caractéristiques distinctes (Gomes *et al.*, 2011), et la réduction de taille de cellules peut être le résultat d'une diminution de la plasticité des parois cellulaires après la liaison aux métaux lourds (Seregin *et al.*, 2004).

Nos résultats sont similaires avec ceux de Gowayed et Almaghrabi (2013), qui ont rapporté une réduction du diamètre de la racine, du cylindre central, l'épaisseur du cortex, la surface de section transversale de la racine et la surface de section transversale du cylindre central, à la suite d'un stress dû aux métaux lourds. Des concentrations élevées de métaux lourds dans la rhizosphère des racines peuvent considérablement modifier les paramètres anatomiques des racines (Seregin et Kozhevnikova 2008). Al faifi et El-Shabasy, (2020) ont également montré que les métaux lourds provoquent un rétrécissement de l'épiderme, ainsi une réduction du diamètre et le nombre de cellules de la stèle des racines de *Cenchrus ciliaris*. Ahmad *et al.* (2005) ont également enregistré une diminution de l'épaisseur du cortex, mais une augmentation dans la moelle des racines de *Trigonella foenum graecum* L. en réponse aux contraintes de Pb.

Plusieurs études ont rapporté que le plomb a un effet négatif sur le diamètre des racines et de l'épaisseur du cortex chez le *Sorghum bicolor* (Kasim, 2006), *Pelargonium* (Pourrut, 2008), *Oxycaryum cubense* (Alves *et al.*, 2014), *Brachiaria decumbens* (Gomes *et al.*, 2011) et *Acer rubrum* (Silva *et al.*, 2012). Des résultats similaires ont été rapportés par Gowayed et Almaghrabi (2013), qui ont signalé que les racines de *Zea mays* L. présente une réduction dans leur diamètre, une diminution du diamètre du cylindre central et de l'épaisseur du cortex à la présence de Cu et Cd ainsi le Pb et le Cr (Singh *et al.*, 2015).

Nos résultats montrent que les plantes de *Cleome amblyocarpa* intoxiquées par le plomb présentent des différents changements dans les structures anatomiques selon les parties de la plante et le niveau de concentration du Pb, comme l'épaississement des cellules épidermiques dans les tissus racinaires, l'abondance des trichomes dans les tiges qui sont des mécanismes pour la tolérance et la survie sur les sites contaminés par les métaux lourds.

VII. 3. 1.Effet du plomb sur les paramètres biochimiques de *Cleome amblyocarpa*

VII.1.3.1. Effet du plomb sur la teneur en pigments photosynthétiques

VII.1.3.2 Effet du plomb sur la teneur en chlorophylle a, b et totale

L'exposition de la plante à des doses croissantes de Pb (0, 250, 500,1000, 1500, 2000,2500 et 3000 ppm) entraîne une diminution de la teneur en chlorophylle **a** et **totale** des feuilles de la plante et des variations faibles de la teneur en chlorophylle **b**. Des résultats similaires ont été observés chez *Cleome rutidosperma* exposé au stress du plomb où la teneur en chlorophylle **totale** a diminué de manière significative par rapport au témoin (**Bhattacharya and Mandal Biswas, 2022**).

Des études antérieures ont rapporté que le plomb provoque une phytotoxicité importante sur la photosynthèse (**Singh et al., 2010 ; Cenkci et al., 2010**). Dans des conditions normales de croissance, les chlorophylles contribuent à la nutrition et à l'acquisition d'énergie pour que les plantes complètent leur cycle de vie (**Khan et al., 2021**). De nombreuses études ont rapporté un changement des pigments photosynthétiques, comme la chlorophylle, en réponse à des stress abiotiques (**Rolly et al., 2020**)

L'un des signes visibles des effets toxiques des ions Pb sur l'appareil photosynthétique est la chlorose (**Ghori et al., 2019**).

La toxicité du Pb entraîne une activité modérée de deux métallo-enzymes essentielles à la synthèse de la chlorophylle, l' δ -aminolevulinatase déshydratase (ALAD) et la ferrédoxine NADP⁺ réductase, sous la toxicité du Pb, l'ion Zn²⁺ de l'enzyme ALAD est remplacé par Pb²⁺ (**Cenkci et al., 2010 ; Gupta et al., 2009**), une inhibition de l'activité de l'enzyme du cycle de Calvin (**Pant et al., 2020**), une inhibition de la production des caroténoïdes et des plastoquinones (**Cenkci et al., 2010**), une concentration insuffisante de dioxyde de carbone due à la fermeture des stomates (**Romanowska et al., 2006; Chen et al., 2017**), une absorption réduite des éléments essentiels dans la structure de la chlorophylle (Mn, Fe, Ca et K) (**Piotrowska et al., 2009**) ce qui perturbe la formation de molécules de chlorophylle (**Ashraf et al., 2021**) et une augmentation de l'activité de la chlorophyllase dans les feuilles (**Liu et al., 2008; Jayasri and Suthindhiran, 2017**).

Perturbation des grana (**Zheng et al., 2012**) et l'ultra-structure des chloroplastes due au Pb (**Qiao et al., 2013**), et les ROS induits par le plomb entraînent une inactivation fonctionnelle en altérant le système de transport d'électrons (ETS) et les centres générateurs d'oxygène (**Meitei et al., 2014**).

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

Des concentrations de 0,5 à 5 mM de nitrate de plomb diminuaient la teneur en pigments photosynthétiques en raison de l'inhibition de l'activité de l'ALAD dans des plantules de *Brassica rapa* âgées de 20 jours (Cenkci et al., 2010).

Le stress au Pb entraînait une perte des pigments photosynthétiques, la chlorophylle **a**, la chlorophylle **b** et les caroténoïdes totaux chez *Raphanus sativus* L. (Neggaz, 2019 ; El-Beltagi et Mohamed, 2010), *Brassica rapa* (Cenkci et al., 2010), *Triticum aestivum* (Lamhamdi et al., 2013), le *Jatropha curcas* (Shu et al., 2012), *Zea mays* L (Zhang et al., 2018), *Pogonatherum crinitum* (Hou et al., 2018). Une chlorose a été observé chez *Anthyllis vulneraria* (Piwowarczyk et al., 2018), *Rhus chinensis* (Shi et al., 2019), *Helianthus annuus* (Doncheva et al., 2018), *Eichhornia crassipes* (Mart.) (Malar et al., 2014), *Atriplex canescens* (Khedim, 2019), *Plumbago zeylanica* L. (Tokarz et al., 2020) et chez *Tetraena qataranse* (Usman et al., 2020), *Cordyline frucosa* (Herlina et al., 2021).

Le Pb affecte généralement la chlorophylle **a** plus que la chlorophylle **b** (Hou et al., 2018). Ceci s'accorde avec nos résultats signalant le taux de la chlorophylle **b** est largement moins important que la chlorophylle **a** dans les feuilles de *Cleome amblyocarpa*.

Des études comparatives montrent que nos résultats sont plus proches chez *Raphanus sativus* L. traitée à (500, 1000, et 2000 ppm) de Pb (Neggaz, 2019), une grande partie de la chlorophylle **b** est réduite chez *Eichhornia crassipes* exposée à (0, 100, 200, 400, 600, 800 et 1000 mg L⁻¹) de Pb (Malar et al., 2014b), similairement une diminution de la chlorophylle **a**, **b** et les caroténoïdes, a été observée dans de nombreuses espèces végétales telles que le ray-grass, le coton et le riz (Bai et al., 2015 ; Khan et al., 2016 ; Chen et al., 2017). Une diminution significative des pigments chlorophylliens est constatée chez *Vicia faba* L. (Mroczek-Zdyrska et al., 2017). Les feuilles des plantes de *Zea mays* stressées par le Pb ont montré une réduction significative de la chlorophylle **a**, **b** et des caroténoïdes (Sofy et al., 2020). Une concentration élevée de Pb (1,2 mM) appliquée chez *Oryza sativa* L. fait réduire la chlorophylle totale (Khan et al., 2021).

VII.1.3.3. Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles

Une diminution est observée dans les teneurs en sucres solubles dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* traitées avec des concentrations croissantes de Pb (0, 250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) par rapport au témoin avec une teneur minimale observée à la dose 3000 ppm, contrairement dans la partie racinaire une nette augmentation de ces teneurs est enregistrée. Nos résultats sont concordants avec ceux obtenus par (Hirsch, 2006) où les teneurs en sucres solubles des feuilles ont été plus affectées que celles des tiges et des racines, ce qui suggère que les feuilles sont plus sensibles au stress que les tiges et les racines. Ces

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

mêmes résultats ont été observé chez *Tagetes erecta* L. à des faibles concentrations (500, 1000, 1500, 2000 mg/kg) le Pb entraîne une augmentation de la teneur en sucre, tandis qu'à la dose 2500 mg/kg une diminution est observée (Shah *et al.*, 2017), similairement des concentrations élevées de Pb provoquent une diminution des sucres solubles chez *Trigonella foenum-graceum* L. traitée à (100, 200, 400 et 800 mg/l) de Pb (Kaur, 2016).

L'accumulation et le transport des sucres solubles résultant de l'hydrolyse de l'amidon et le transport entre les organismes sont des facteurs essentiels de la tolérance des plantes aux stress biotiques et abiotiques (Kumar *et al.*, 2017 et Haibo *et al.*, 2018).

Les sucres sont considérés comme des osmorégulateurs potentiels (Kameli et Losel, 1995 ; Sanchez *et al.*, 1999). Ils jouent un rôle important dans l'ajustement osmotique, lequel est considéré comme une réponse adaptative des plantes aux conditions de stress (Zhang *et al.*, 1999 ; Abdul, 2004) et ils ont un rôle dans le maintien de la turgescence cellulaire et à protéger les membranes cellulaires contre le stress oxydatif (Rodriguez *et al.*, 2015)

L'accumulation des sucres solubles est due à la présence des métaux lourds dans le milieu de culture et à l'altération des activités enzymatiques notamment l'invertase acide, le saccharose synthase et l'amidon phosphorylase (Jha et Dubey, 2004.). Udomchalothorn *et al.*, (2009) observent, chez les plantes de riz, une diminution de l'activité du fructose-2-6-biphosphate, conduisant à une accumulation de saccharose et contribuant ainsi à l'augmentation de la tolérance en augmentant l'osmolarité interne des cellules et les réserves disponibles en carbone. La teneur en sucres solubles augmente chez *Atriplex halimus* sous l'action de Pb (Belarbi, 2018), *Atriplex canescens* (Khedim, 2019), *Raphanus sativus* (Neggaz et Reguieg yssaad , 2018), *Phaseolus vulgaris* (Aldoobie et Beltagi, 2013), *Beta vulgaris subsp* (Naderi *et al.*, 2013), *Zea mays* (Sofy *et al.*, 2020).

Chez *Oryza sativa* exposée au Pb, une augmentation significative de la teneur en saccharose est observée (Khan *et al.*, 2021), dans les mêmes conditions, les teneurs de glucose et de fructose ont été réduits de manière significative ce qui suggère un rôle prépondérant du saccharose par rapport au glucose et au fructose dans le mécanisme de réponse adaptative à la tolérance au plomb (Khan *et al.*, 2021). Des études similaires ont révélé une variation de la production d'hydrates de carbone, un changement dans le métabolisme des sucres, et l'agrégation de divers osmolytes en réponse au stress des métaux lourds (Rodriguez *et al.*, 2009. Kumar *et al.*, 2015). La toxicité du plomb a affecté de manière significative la teneur en sucres solubles dans les feuilles de *Triticum aestivum* L et *Avena sativa* L. (Souahi *et al.*, 2021).

VII.1.3.4. Effet du plomb sur la teneur en protéines totales

Le plomb provoque des fluctuations dans les teneurs en protéines dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante à des concentrations croissantes avec une diminution importante chez les plantes stressées de (2000, 2500 et 3000 ppm) pour les deux parties, tandis que les faibles concentrations font augmenter le taux de protéines. Nos résultats sont corroborés par les résultats obtenus par (Kaur, 2016), qui a trouvé chez *Trigonella foenum-graceum* L. une teneur plus élevée de protéines dans les plantes traitées à 100 mg/l Pb et une faible teneur de protéines dans les plantes traitées à 800 mg/l de Pb. Une réduction significative de la teneur en protéines totales dans tous chez *Oryza sativa* L. sous les traitements de 0,6 et 1,2 Mm de Pb (Khan et al., 2021). Une augmentation de la teneur en protéines totales dans les feuilles et les racines de *Triticum durum* Desf (Souahi et al., 2021).

Pour résister aux stress abiotiques, les plantes activent divers mécanismes de réponse adaptative qui comprennent l'accumulation de solutés et de protéines, en plus du système enzymatique antioxydant (Khan et al., 2021).

Sous le stress du Pb, une diminution des protéines solubles est observée, ce qui pourrait résulter de la fragmentation des protéines en réaction aux effets toxiques des ROS (John et al., 2008; Singh et al., 2010).

Des études ont montré que le stress dû au plomb régule l'accumulation de protéines et de sucres solubles. L'accumulation de ces osmolytes pourrait être l'une des stratégies que les plantes utilisent contre le stress oxydatif pour leur survie sous la toxicité du plomb à une faible concentration (Umair et Xiangru, 2017). Par conséquent, une concentration plus élevée de Pb ou un traitement plus long inhibent le métabolisme cellulaire et la production de H₂O₂, ce qui a entraîné une diminution de l'activité de certaines enzymes antioxydantes (Verma et Dubey, 2003 ; Malecka et al., 2009).

La diminution de la teneur en protéines observée à des concentrations plus élevées de Pb peut être due à une dégradation accrue des protéines en raison de l'augmentation de l'activité protéasique dans des conditions de stress (Palma et al., 2002).

Une concentration élevée de Pb ne modifie pas seulement l'activité de l'enzyme mais aussi la teneur en protéines solubles des plantes (Mishra et al., 2006; Singh et al., 2010). Une forte concentration d'ions Pb réduisait la teneur en protéines chez *Jatropha curcas* L (Shu et al., 2012). Bien que les faibles concentrations de Pb augmentent la teneur en protéines en stimulant les protéines de stress, les fortes concentrations de Pb déclenchent le catabolisme de

la synthèse des protéines. Cette réduction peut s'expliquer par l'oxydation des protéines (Wang *et al.*, 2008), l'augmentation de l'activité ribonucléasique, et la diminution de l'activité protéasique (Gopal and Rizvi, 2008). Un traitement excessif au Pb a augmenté l'activité de la ribonucléase dans le radis (Gopal and Rizvi, 2008).

Le stress dû aux métaux lourds induit les cellules végétales à générer des espèces oxygénées hautement réactives (ROS) qui peuvent oxyder et dégrader irréversiblement les macromolécules cellulaires telles que l'ADN, les pigments, les protéines, les lipides et d'autres molécules essentielles (Berni *et al.*, 2019; Castro *et al.*, 2021).

VII.1.3.5. Effet du plomb sur la teneur en proline

La teneur en proline dans les deux parties aérienne et racinaire de la plante augmente avec les concentrations du Pb appliquées, cette accumulation très significative atteint son maximum à la dose 2500 et 3000 ppm pour les deux parties de la plante, où l'accumulation de la proline est plus élevée dans les parties aériennes que dans les parties racinaires, ce qui explique la synthèse de la proline au niveau des feuilles, puis sa migration vers les racines (Djerroudi-Zidane *et al.*, 2010). Nos résultats sont étayés avec ceux obtenus par Khan *et al.* (2021) suggérant le rôle possible de la proline dans le mécanisme de réponse adaptative vers la tolérance au stress du Pb chez *Oryza sativa* L. Ainsi, avec le taux de proline élevé observé dans les feuilles de *Philadelphus coronarius* (Kafel *et al.*, 2010), et dans les aiguilles de *Pinus sylvestris* (Kandziora-Ciupa *et al.*, 2016) sous l'action de différents métaux lourds.

La proline est un osmotolérant qui augmente significativement pendant diverses conditions de stress abiotique (Chun *et al.*, 2018)

La biosynthèse de la proline est une stratégie de défense importante de la plante contre le Pb (Rucińska-Sobkowiak *et al.*, 2013). La proline est un osmolyte organique qui joue un rôle important dans le piégeage des ROS et la protection de la structure protéique des plantes dans des conditions de stress (Parys *et al.*, 2014). L'exposition au Pb à des concentrations de 1 à 4 mM chez le blé a conduit à une augmentation de l'accumulation de proline en activant l'ornithine- δ -aminotransférase (OAT) et la r-glutamyl kinase (GK), tandis que dans les feuilles de *Ningchun* seule l'augmentation de l'activité GK a entraîné une accumulation accrue de proline (Yang *et al.*, 2011). Cela reflète également son rôle potentiel dans les systèmes de défense non spécifiques contre la phytotoxicité induite par le plomb (Shi *et al.*, 2016). La proline élimine les ROS et stabilise la structure des protéines pendant un environnement de stress (Lamhamdi *et al.*, 2013). En outre, l'augmentation de la teneur en proline induite par le

Pb a également été signalée dans un certain nombre de plantes, y compris le pois d'Angole (Nautiyal et Sinha, 2012), *T. triangulare* (Kumar et al., 2013), le blé et l'épinard (Lamhamdi et al., 2013) et *Armeria maritima* (Parys et al., 2014).

Nadgórska-Socha et al. (2013) ont montré une augmentation significative de la teneur en proline chez les plantes de la fève exposées au plomb, Chez Glycine max exposées aux chlorures de plomb à 50, 100 et 150µM (Sofi et al., 2014), chez les plantes de blé (*Triticum aestivum*) exposées à 4 mM de nitrate de plomb (Yang et al., 2010) et les plantes de riz exposées à 1200 ppm (Ashraf et al., 2017).

Des études comparatives montrent que nos résultats sont plus proches chez *Raphanus sativus* L. traitée à (500, 1000, et 2000 ppm) de Pb (Neggaz, 2019), chez *Vicia faba* L. traitée à (50, 100, 200, 500, 1000 and 2000 ppm) de Pb(NO₃)₂ (Bouziani et al., 2020),

La proline est considérée comme un stabilisateur de macromolécules (Parys et al., 2014), un chélateur de métaux par l'intermédiaire de groupes thiols (-SH) et un protecteur de la structure subcellulaire (Azooz et al., 2011). L'accumulation de proline dans les tissus peut être due à la protéolyse (Pourrut, 2008 ; Azooz et al., 2011) induite par la présence de la présence d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) résultant de la présence de plomb (Sharma et Dubey, 2005, Wong et al., 2008).

VII.1.3.6. Effet du plomb sur la teneur en antioxydants

VII.1.3.6.1. Effet du plomb sur la teneur en phénols totaux

Le plomb entraîne une augmentation significative dans la teneur en polyphénols dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* avec l'accroissement des concentrations du plomb appliquées où la teneur en polyphénols est plus importante dans les parties aériennes que dans les parties racinaires pour toutes les doses.

Les applications des antioxydants sont de plus en plus nombreuses en raison de leurs rôles multiples dans l'élimination des effets néfastes du stress oxydatif (Aparadh et al., 2012). Une étude sur l'évaluation des propriétés antioxydantes des extraits méthanoliques des feuilles de 5 espèces différentes de *Cleome* (*Cleome viscosa* L., *C. simplicifolia* (Camb.) Hook f. & Thoms, *C. gynandra* L., *C. chelidonii* L.f. et *C. speciosa* Raf.) a montré que les feuilles sénescentes de toutes les espèces de *Cleome* contiennent la plus grande quantité de polyphénols totaux par rapport à ceux des feuilles matures et jeunes (Aparadh et al., 2012).

Les polyphénols sont des composés aromatiques à noyau benzénique avec un ou plusieurs groupes hydroxyles, synthétisés par les plantes principalement pour la protection contre le stress

(Pazoki, 2015). Les phénols, en particulier les flavonoïdes, peuvent être oxydés par la peroxydase, et agissent dans le système de piégeage du H₂O₂, contre la contamination par les métaux lourds (Michalak, 2006). Les composés phénoliques peuvent agir comme des chélateurs de métaux lourds afin de diminuer le stress chez la plante et d'autre part, les composés phénoliques peuvent éliminer directement les espèces réactives d'oxygène (ERO) (Pazoki, 2015). Dans le cas de la contamination par le plomb, les acides phénoliques pourraient améliorer l'accumulation de ce métal par chélation, par l'absorption ou par coagulation (Kuppusamy *et al.*, 2015). La teneur en composés phénoliques augmente en présence d'une concentration croissante en Pb chez plusieurs espèces, le blé (Pazoki, 2015), *Lemna gibba* traitée par 300mg/l de plomb (Sobrinho *et al.*, 2010), *Fagopyrum esculentum* exposée à 0.01mM et 1 mM de Nitrate de Pb (Horbowicz *et al.*, 2013), *Vicia faba* L (Sgherri *et al.*, 2007 ; Bouziani, 2021), *Raphanus sativus* (Neggaz et Reguieg yssaad , 2018), *Atriplex canescens* (Khedim, 2019), *Atriplex halimus* (Belarbi, 2018), *Latuca sativa* (Sofa *et al.*, 2018) et *Citrus aurantium* L. (Giannakoula *et al.*, 2021).

L'accumulation des composés phénoliques est expliquée par la stimulation de la production de la polyphénol-oxydase qui est une enzyme clé de la voie métabolique conduisant à la formation des polyphénols (Levent-Tuna *et al.*, 2008).

VIII.3.6.2. Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes

Les résultats obtenus révèlent que le Pb entraîne une augmentation des teneurs en flavonoïdes dans les parties aériennes et racinaires de la plante à des concentrations élevées (1500, 2000, 2500 et 3000 ppm), tandis que cette augmentation est moins sensible chez les plantes exposées aux faibles doses (250, 500 et 1000 ppm) de Pb. La teneur en flavonoïdes dans les parties aériennes est plus importante comparativement aux parties racinaires. Ces résultats sont étayés avec ceux obtenus chez le lupin jaune traité avec du plomb à une concentration de 150 mg/l augmente la teneur totale en flavonoïdes à 67 % dans les cotylédons par rapport à la racine, qui passe à 54 % de la teneur totale en flavonoïdes (Izbianska *et al.*, 2014). L'augmentation de la teneur en flavonoïdes est constatée aussi chez *Seruvium portolacastrum* (Ines *et al.*, 2016), *Zea maïs* (Lépengué *et al.*, 2012), *Prosopis strombulifera* (Reginato, 2014) et chez *Abelmoschus esculentus* L. (Rahim Guealia, 2019), l'*Atriplex canescens* (Khedim, 2019), l'*Atriplex halimus* (Belarbi, 2018), dans les racines du *Raphanus sativus* L. (Neggaz et Reguieg Yssaad, 2018), le blé (Pazoki, 2015) , lupin jaune (Izbianska *et al.*, 2014), *Fagopyrum esculentum* (Horbowicz *et al.*, 2013), *Moringa oleifera* Lam. (Hamad, 2022).

Cela pourrait être dû par le niveau de stress déclenché dans les différents organes de la plante ; ce qui montre que l'effet des métaux lourds n'est pas seulement dose-dépendant, mais aussi organo-dépendant (Wąskiewicz *et al.*, 2013)

L'accumulation des radicaux libres et des espèces réactives de l'oxygène induite par le stress métallique pourrait être une raison de la production massive des polyphénols et flavonoïdes afin d'assurer la fixation de ces ERO dans les plantes (Shahid *et al.*, 2014). Les conditions défavorables du milieu entraînent la production et l'accumulation de divers espèces réactive d'oxygène (ERO), les plantes combattent ces produits par l'élaboration du système antioxydant (Baskar *et al.*, 2018).

VII.1.3.6.3. Effet du plomb sur l'activité DPPH

L'activité de piégeage du radical DPPH est réalisée pour déterminer le potentiel antioxydant de *Cleome amblyocarpa* exposée au stress par le Pb. L'activité anti-radicalaire a augmenté proportionnellement dans la partie aérienne de *Cleome amblyocarpa*, où le pourcentage le plus élevé de 70.36% est observé à 3000 ppm et le plus faible de 60.18% est obtenu à 250 ppm. Les teneurs en DPPH dans la partie racinaire diminuent avec l'accroissement des doses stressantes du Pb avec un pourcentage de 34.88% à 3000 ppm représentant l'activité la plus faible. L'activité DPPH est supérieure dans la partie aérienne comparativement à la partie racinaire pour toutes les concentrations de stress appliquées.

Les plantes ont adopté un système antioxydant défensif afin de diminuer le stress lié aux métaux lourds et d'atténuer les dommages cellulaires en éliminant les radicaux libres (Banadka and Nagella, 2022, Antony and Nagella, 2020). Les plantes produisent des métabolites secondaires complexes, certains de ces métabolites ont le potentiel de détoxifier les radicaux libres. (Ahmad *et al.*, 2010a, 2011a).

Le test d'oxydation DPPH est utilisé pour quantifier la capacité de piégeage des radicaux libres (Peng *et al.*, 2000). Le radical DPPH• est généralement l'un des composés les plus utilisés pour l'évaluation rapide et directe de l'activité antioxydante en raison de sa stabilité en forme radicale (Athamena, 2020). L'ordre de l'activité antioxydante dans les espèces de *Cleome* est *C. chelidonii* > *C. speciosa* > *C. simplicifolia* > *C. gynandra* > *C. viscosa*. *C. gynandra* > *C. viscosa* (Aparadh *et al.*, 2012).

Nos résultats sont en accord avec ceux obtenus par Ines *et al.*, (2016) où une forte activité antiradicalaire est enregistrée chez *Seruvium portulacastrum*.

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

L'application du stress au Ni et Pb à *Timmiella barbuloïdes* a montré une activité antiradicalaire croissante (Serap *et al.*, 2017). Selon Neggaz (2019), le traitement du radis avec 500, 1000 et 2000 ppm du plomb provoque une augmentation de l'activité antiradicalaire de DPPH .

Chez les graines de *Mucuna pruriens* traitées avec différentes concentrations de Cd (0-250 ppm), Hg (0-250 ppm) et Pb (0-2000 ppm) pendant 21 jours, l'activité DPPH et l'activité de chélation des métaux ont augmenté jusqu'à 125 ppm Cd, 150 ppm Hg et 1200 ppm Pb. L'activité DPPH la plus élevée de 81,76% est enregistrée à 150 ppm de Hg, par contre la plus faible de 65,57% est obtenue à 2000 ppm de Pb (Banadka and Nagella, 2022).

En comparaison avec le Cr et Cd, les plantules de *Brassica rapa var. turnip* traitées au Pb ont présenté une activité antioxydante plus élevée mais inférieure à celle du témoin (Témoin 87,058% > Pb 52,941-75,549%)> Cr 31,862- 59,627% > Cd 37,7451-55,372%) (Siddiqui *et al.*, 2012). Une augmentation significative du DPPH pour les traitements Cu, Pb et Cu+Pb par rapport au contrôle a été observée pour tous les traitements chez *Sargassum cymosum w* (Costa *et al.*, 2015). L'augmentation et la diminution de l'activité antioxydante peuvent être attribuées à l'augmentation et à la diminution de la teneur des composés phénoliques et flavonoïdes (Antony and Nagella, 2020).

VII.2.4. Effet du plomb sur les paramètres chimiques

VII.2.4.1. Teneur en plomb dans le substrat de culture

Une accumulation importante du plomb est observée dans le substrat de culture en fonction de l'augmentation des concentrations de Pb appliquées comparativement aux substrats témoins. Les concentrations en Pb dans les substrats traités à 250 et 3000 ppm sont 91.61 et 614.00 mg/kg respectivement. L'étude de la croissance du *Cleome amblyocarpa* en plein champ dans son milieu naturel a permis d'observer que la biomasse végétale de cette plante est très importante dans un environnement pollué par les métaux lourds, d'où l'intérêt apporté à l'utilisation de cette plante pour biodépolluer les sols contaminés par le Pb.

Les études menées par Abidemi *et al.* (2014) ont montré des capacités d'accumulation de métaux lourds chez *Cleome viscosa*. Chez *Cleome rutidosperma* l'accumulation du Pb et Cd dans le substrat est élevée avec l'accroissement des doses, ce qui en fait un hyperaccumulateur efficace (Bhattacharya and Mandal Biswas, 2022). *Celosia aargentea* L. et *Cleome rutidosperma* D.C. sont des espèces accumulatrices des métaux lourds (Chandra *et al.*, 2018 ; Liu *et al.*, 2018 ; Oguntade *et al.*, 2020), elles peuvent se développer dans des sols très pollués par les métaux lourds (Hayati and Nugroho, 2022).

Les propriétés physicochimiques et biologiques du sol affectent la phyto-disponibilité des métaux lourds (Shah and Daverey, 2020). L'analyse du sol a révélé une valeur de pH alcaline de 8.36 et une faible conductivité électrique. Le niveau de calcaire est élevé, la teneur en matière organique est largement satisfaisante (M.O>3%) avec un rapport C/N normal. La capacité d'échange cationique CEC est moyenne pour une texture sablo-limoneuse. Les facteurs qui déterminent la spéciation du Pb dans le sol comprennent le pH du sol, la taille des particules, le type de sol, les matières organiques et la capacité d'échange de cationique (CEC) (Silveira et al., 2003; Amundson et al., 2015). Pour les cations métalliques, un pH faible (<5,0) reflète une mobilité et une phyto-disponibilité plus élevées. En revanche, à pH élevé, les cations métalliques ont tendance à être adsorbés dans le sol, ce qui diminue leur mobilité et donc leur disponibilité (Kader et al., 2016 ; Shaheen et al., 2013). Le sol avec une quantité faible de matière organique est plus sensible à la contamination par les métaux traces en raison de la faible capacité de rétention de la matière organique, la majorité des métaux lourds sont contenus dans des sols à particules fines (< 100 µm) qui sont plus réactifs (Shah and Daverey, 2020). Nos résultats sont très proches avec ceux de Majumdar et al., (2022) chez *Catharanthus roseus* (vinca), *Cosmos bipinnatus* (cosmos), *Gomphrena globosa* (globosa) et *Impatiens balsamina* (balsamina) utilisées pour assainir un sol stressé avec 600 ppm de Pb avec une accumulation de 139.15 ppm de Pb, comparativement avec *Cleome* qui a accumulé 153,87 ppm dans un sol stressé avec 500 ppm, la teneur en Pb dans le substrat a augmenté chez *Raphanus sativus* stressé à (500,1000 et 2000 ppm) de plomb (Neggaz, 2018). Aussi chez *Atriplex canescens* et *tobacco* exposées aux (300, 1000, 2000 et 3000 ppm) de Pb, une accumulation croissante en fonction de l'augmentation des doses (Topcuoğlu et al., 2019), chez *Mucuna pruriens* traitées avec (200-2000 ppm) de Pb, *Brassica juncea* (Banadka and Nagella, 2022). La plante de tournesol cultivée dans un sol contaminé par des doses élevées de Pb (300, 600 et 900 mg kg⁻¹) présente une accumulation croissante (Saleem et al., 2018).

VII.2.4.2. Teneur en plomb dans les parties racinaires et aériennes de la plante

Les résultats obtenus montrent que les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* accumulent du plomb avec des concentrations élevées en fonction de l'augmentation des doses appliquées par rapport aux plantes témoins, dont la teneur en Pb est plus élevée dans la partie racinaire comparativement à la partie aérienne. Dans plusieurs études, le Pb est signalé comme étant préférentiellement stocké dans les racines (Wang et al., 2014).

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

La plante a accumulé une quantité maximale de Pb de 535,74 ppm trois fois plus dans ses racines à la concentration de 3000 ppm, que dans ses parties aériennes où elle a accumulé 174,49 ppm de Pb au même traitement. En accord avec d'autres résultats, les racines des plantes qui ont été principalement exposées au stress des métaux lourds ont retenu une quantité significative de Cd ainsi que de Pb (**Gavrilescu, 2022**). *Celosia cristata pyramidalis*, une plante ornementale, a accumulé jusqu'à trois fois plus de Pb dans ses racines que dans ses tiges (**Cui et al., 2013**). L'accumulation de Pb dans la racine est environ 2 à 3 fois supérieure à celle de la pousse chez les plantules de *Althaea rosea* et *Malva crispa* exposées à (50, 100, 200 and 500 mg·kg⁻¹) de Pb (**Huang et al., 2018**), dans les racines et les tiges respectivement *Helianthus annuus* à 900 ppm de Pb accumule 410 et 180 ppm (**Saleem et al., 2018**), *Triticum aestivum* à 994 mg L⁻¹ accumule 800 et 200 ppm de Pb (**Lamhamdi et al., 2016**), et *Spinacea oleracea* à 1600 mg L⁻¹ accumule 240 et 110 ppm (**Khan et al., 2016a**).

López-Orenes et al., (2018) ont trouvé que chez *Zygophyllum fabago*, l'augmentation de la teneur totale en Pb reste plus élevée dans les pousses que dans les racines. **Kohli et al., (2018b)** ont rapporté que la teneur en Pb dans les pousses et les racines de *Brassica juncea* L. est progressivement et significativement augmentée avec l'augmentation de la concentration de 0 à 0,75 mM de Pb. De même, une augmentation de l'accumulation en Pb est observée dans la *Neyraudia reynaudiana*, lorsqu'elle est exposée à des concentrations croissantes de Pb (**Zhou et al., 2016**).

Chez *Thalspi rotundifolium* peut accumuler plus de plomb dans les racines que dans les parties aériennes (**Jagetiya and Kumar, 2020**). En outre, **Safari aman et al., (2018)**, ont montré que les espèces *Robinia pseudoacacia*, *Cercis siliquastrum*, et *Caesalpinia gilliesii* cultivées dans un sol irrigué par les eaux usées ont accumulé le Pb et le Zn dans leurs parties aériennes et racinaires. Chez l'*Atriplex canescens* les niveaux de Pb et de Cr sont augmentés en fonction du stress métallique appliqué (**Belarbi, 2018**). Les plantes de *Capsicum annuum* L. dans des sols artificiellement contaminés avec diverses concentrations de Cr et de Pb a entraîné à une accumulation de ces métaux dans les différentes parties de la plante, dont elle est de l'ordre suivant : racines > feuilles > pousses > fruits (**Ahmed et al., 2021**).

Cette accumulation de métaux dans les racines pourrait être attribuée à la compartimentation subcellulaire des métaux dans les vacuoles par la plante qui l'aide à faire face à une éventuelle toxicité imposée par une absorption accrue de métaux lourds (**Riyazuddin et al., 2021**). Nos résultats sont étayés aussi avec ceux trouvés chez *Raphanus sativus* stressé à (500,1000 et 2000

ppm) de plomb (Neggaz, 2018), *Atriplex canescens* et *tobacco* exposées aux (300, 1000, 2000 et 3000 ppm) de (Topcuoğlu *et al.*, 2019),

Les faibles concentrations de Pb dans les parties aériennes des plantes correspondent à une faible absorption et à une faible mobilité (Hladun *et al.*, 2015). Le transport limité des racines vers les feuilles peut être expliqué par la barrière formée par l'endoderme des racines (Cecchi, 2008). Les bandes de Caspary peuvent en effet être un facteur majeur limitant le franchissement de l'endoderme jusqu'au cylindre central (Seregin *et al.*, 2004 ; Sharma et Dubey, 2005).

Généralement, le Pb peut être capturé par les cellules des racines après sa mobilisation dans le sol. L'absorption du Pb par les racines et son transport vers les feuilles augmentent avec l'augmentation de la concentration de Pb externe (Ashraf *et al.*, 2015). L'accumulation de métaux dans la plante dépend de la concentration de métaux et de la biomasse végétale, pour des mesures quantitatives précises (Vymazal, 2016).

VII.2.4.2.1. Translocation (FT) du plomb dans la plante

Le facteur de translocation du *Cleome amblyocarpa* traité par les différentes doses du Pb (250, 500, 1000, 1500, 2000, 2500 et 3000 ppm) est **inférieur à 1** contrairement aux plantes témoins, dont la valeur est **1,876**, ce qui signifie que le Pb ne peut pas être efficacement transloqué des racines aux parties aériennes par rapport aux plantes témoins (**FT>1**) développées dans des conditions sans stress. Le FT est utile pour évaluer le potentiel de phyto-accumulation des plantes cultivées dans des sols contaminés par les métaux lourds (Dotaniya *et al.*, 2017b ; Dotaniya *et al.*, 2019).

De nombreuses études ont été réalisées pour déterminer le potentiel de phytoextraction des métaux lourds par les plantes, en étudiant le facteur de bioconcentration et le facteur de translocation (Yang *et al.*, 2016, Zhou *et al.*, 2016, Hosman *et al.*, 2017, Lee *et al.*, 2017, Tabasi *et al.*, 2018, Tawatchai *et al.*, 2018). Contrairement aux autres métaux traces, le Pb présente le phénomène de restriction de translocation (Dogan *et al.*, 2018). Le degré de translocation du Pb peut être bien expliqué par le facteur de translocation (Bhatti *et al.*, 2018). Il s'agit de l'un des principaux indices clés utilisés pour identifier le niveau de transport d'éléments dans le tissu végétal et il est obtenu en calculant le rapport entre la teneur en Pb dans la partie aérienne et le Pb dans les racines du substrat (Buscaroli, 2017). Habituellement, la valeur numérique est plutôt faible (ou inférieure à 1) pour le Pb (Chandra *et al.*, 2018), ce qui s'explique par le fait que la plupart du Pb se concentre dans les racines (95 %) et que seule une petite quantité (5 %) est transférée aux parties aériennes (Zhou *et al.*, 2018).

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

Après l'absorption racinaire, le plomb est immobilisé dans les racines, sa translocation vers les parties aériennes est faible (Bonnard, 2017). La translocation 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) (Cecchi, 2008). Des facteurs de translocation assez faibles ont été trouvés, avec une valeur moyenne de 0,58, indiquant que les plantes séquestrent le plomb dans les parties racinaires et limitent le transport interne, des racines vers les parties aériennes (Yoon *et al.*, 2006).

Chez le même genre, *Cleome rutidosperma* peut accumuler et transloquer le Pb et Cd dans ses parties aériennes avec un $FT < 1$ (Bhattacharya and Mandal Biswas, 2022), *Cleome viscosa* a montré un comportement similaire en ayant $FT < 1$ (Abidemi *et al.*, 2014).

Azadirachta indica, *Dactyloctenium aegyptium*, *Cynodon dactylon*, *Digitaria horizontalis*, *Andropogon gayanus*, *psidium guajava*, *Imperata cylindrical*, *Cyperus erectus*, *Parquetina nigrescens*, *Amaranthus viridis*, *Agerantum conyzoides*, *Triumfetta cordifolia*, *Capsicum frutescens*, ont montré un $FT < 1$ (Abidemi *et al.*, 2014).

Plusieurs espèces végétales stressée par le Pb ont montré un FT inférieur à 1 : (*H. vulgare* L., *R. communis* L., *P. vulgaris* L., *B. juncea* L., *S. bicolor*, *S. oleracea* L. et *S. lycopersicum* L.) plantées dans des sols pollués par le Pb (Baldi *et al.*, 2021), *Brassica juncea* stressé par le Pb et le Ni (Kaur, 2018), *Capsicum annum* L (Ahmed *et al.*, 2021), *Oriza sativa* (Ashraf *et al.*, 2020) *Vetiveria zizanioides* L., *Helianthus annuus* L., *Alocasia macrorrhiza*, *Cecropia* sp. (Batista *et al.*, 2017), *Coriandrum sativus* L. (Boutchiche, 2017), *Raphanus sativus* (Neggaz, 2018), *tobacco* (Topcuoğlu *et al.*, 2019), *Brassica juncea* (Banadka and Nagella, 2022). Chez la plupart des espèces, le facteur de translocation de Pb est généralement faible < 1 (Kumar et Prasad, 2018), qui peut être lié à un mécanisme régulant et minimisant le transport vers les parties aériennes, en diminuant la toxicité (Cecchi, 2008).

Nos résultats montrent que *Cleome amblyocarpa* accumule 34,77 % de Pb dans les plantes témoins et un pourcentage moyen de 73,37 % de la quantité de Pb appliqué dans le sol (250-3000 ppm). Cette étude a révélé un FT inférieur à 1, une accumulation élevée de Pb dans les racines et une faible translocation dans les parties aériennes, néanmoins elle pourrait être utilisée pour la phytoaccumulation des sols contaminés par le Pb. Ashraf *et al.*, (2017a) ont conclu que les plantes qui présentent un transfert limité des métaux du sol-racine et/ou des racines-pousses, dont le FT est faible, ont des capacités de tolérance par rapport aux d'autres plantes qui ont un FT plus élevé.

VII.2.4.2.2. Bioconcentration (FBC) du plomb dans la plante

La plante a un facteur de bioconcentration du plomb supérieur à 1 pour toutes les concentrations du Pb appliquées comparativement aux plantes témoins, où une valeur inférieure à 1 est obtenue. Le facteur de bioconcentration (BCF) indique la capacité de la plante à absorber le métal du sol contaminé (Hosman *et al.*, 2017). Les plantes excluantes de métaux accumulent les métaux lourds du substrat dans leurs racines mais limitent leur transport et leur entrée dans leurs parties aériennes (Malik *et al.*, 2012). Ces plantes ont un faible potentiel d'extraction des métaux mais peuvent être efficaces pour la phytostabilisation, leur BCF est supérieur à 1 mais leur FT est inférieur à 1,033 (Hosman *et al.*, 2017).

Une confusion concerne les définitions incohérentes des facteurs de bioconcentration (FBC) et de translocation (FT) (Egendorf *et al.*, 2020). Différents auteurs se réfèrent à ces critères en utilisant des termes différents ainsi que différents ratios de concentration pour les plantes et le sol. Van *et al.*, (2013) font référence à [pousse]/[sol] comme facteur de bioconcentration. Cependant, Liang *et al.*, (2017) font référence au ratio [pousse]/[sol] comme coefficient de bioaccumulation (CBA), et font référence au FBC comme [racine]/[sol]. Liang *et al.*, (2017) distinguent quatre catégories d'accumulation en utilisant le CBA. Ces auteurs citent une valeur < 0,01 pour une plante non accumulatrice, 0,01-0,1 pour une plante faiblement accumulatrice, 0,1-1,0 pour une plante modérément accumulatrice, et 1,0-10,0 pour une accumulation élevée. Ces auteurs utilisent les rapports [racine]/[sol] (qu'ils appellent BCF) pour classer les plantes comme suit : excluantes (<1,0), accumulatrices (1,0-10,0), hyperaccumulatrices (>10,0) (Liang *et al.*, 2017).

En général, les indices [racine]/[sol] sont pertinents pour la phytostabilisation, et sont généralement plus élevés pour le Pb que les indices [pousse]/[sol] ou [pousse]/[racine], qui sont requis pour les critères de phytoextraction (Egendorf *et al.*, 2020).

Les plantes avec BCF >1 et le TF > 1 sont plus appropriées pour la phytoextraction car les parties aériennes sont facilement éliminées par la récolte, alors que les plantes avec BCF >1 mais TF < 1, sont classées comme des phytostabilisateurs, qui ont la capacité d'immobiliser le métal lourd dans sa rhizosphère, La phytostabilisation, lorsque les racines des plantes sont capables de réduire la biodisponibilité des contaminants dans le sol (Rigoletto *et al.*, 2020).

Les plantes ayant un facteur de bio-concentration élevé (BF) et un faible facteur de translocation (TF) sont les plus appropriées pour la phytostabilisation (Yoon *et al.*, 2006). Des résultats similaires sont trouvés chez *Cleome rutidosperma* avec un FBC > 1 et FT < 1 (Bhattacharya and Mandal Biswas, 2022). Plusieurs plantes ayant le potentiel de phytoaccumulation et de

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

phytostabilisation du Pb ont été connues : *Arabis paniculata*, *Bras sica juncea*, *Lepidium bipinnatifidum*, *Indian mustard*, *Pisum sativum*, *Thlaspi rotundifolium*, *Zea mays*, *Phaseolus vulgaris*, *Raphanus sativus* (Jagetiya and Kumar, 2020), *Cytisus scoparius*, *Catharanthus scoparius* (Lago-Vila et al., 2019 ; Rigoletto et al., 2020).

La faible mobilité du Pb vers les parties aériennes est due à la capture du Pb par les pectines (composants de la paroi cellulaire chargés négativement), l'accumulation dans le plasma, la précipitation de sels de plomb dans les espaces intercellulaires, et la séquestration vacuolaire dans la racine (Pourrut et al., 2011a).

Nos résultats montrent que les plantes de *Cleome amblyocarpa* stressées avec (250-3000 ppm) de Pb présentent un FBC > 1 (1.0-10.0), et FT < 1, la plante est donc considérée comme accumulatrice du Pb et elle est efficace pour la phytostabilisation et la phyto-immobilisation pour bioremédier les sols contaminés par le Pb. De nombreuses plantes retiennent de grandes quantités de Pb dans les racines sans translocation vers les pousses, ce qui en fait des espèces viables pour la phytostabilisation du Pb (Ebrahimi, 2014).

Ces espèces avec un potentiel plus élevé d'accumuler le Pb sans affecter le rendement de la culture, sont impliquées pour l'évitement, la détoxification et la tolérance biochimique pour minimiser le stress abiotique (Dotaniya et al., 2018d). La plante met en place des mécanismes de tolérance/défense basés sur des processus moléculaires et physiologiques interdépendants, conduisant à une détoxification efficace et/ou à la réparation des dommages causés par les ions Pb (Krzesłowska et al., 2016; Dresler et al., 2017). La détoxification est basée sur la liaison du Pb avec différents ligands : phytochélatines, acides organiques, acides aminés, métallothionéines, phénols et leur transport dans différentes parties de la cellule, notamment vers les vacuoles (Krzesłowska et al., 2016). Par ailleurs, le stress oxydatif résultant de la présence d'ions Pb stimule l'activité du système antioxydant des plantes, y compris les enzymes (superoxyde dismutase, ascorbate peroxydase, glutathion peroxydase, glutathion réductase, catalase) et les petites molécules (glutathion, cystéines, composés phénoliques) qui piègent les ROS (Dresler et al., 2017 ; Shahid et al., 2017 ; Zhong et al., 2017).

La phytoextraction du Pb n'est pas un traitement viable pour l'assainissement ; la phytostabilisation du Pb, d'autre part, est une méthode d'assainissement qui doit être considérée et priorisée. Il existe de nombreuses plantes qui peuvent tolérer et phytostabiliser efficacement le Pb in situ, avec beaucoup moins de risques associés (Egendorf et al., 2020).

CHAPITRE VII : Résultats et discussion

La stabilisation, la séquestration ou le confinement in situ deviennent une pratique d'assainissement de plus en plus adoptée pour le Pb dans le sol ([Henry et al., 2015](#); [Laidlaw et al., 2017](#)).

Selon la base de données de phytoremédiation de l'USDA en respectant strictement les critères d'évaluation actualisés pour la phytoextraction du plomb (Seuil nominal de concentration dans les pousses est 1000 mg Pb/kg de poids sec), un nombre limité de plantes peuvent être utilisées pour la phytoextraction (13 espèces sur 287) et aucune d'entre elles n'est une hyperaccumulatrice confirmée, selon les critères exigeant un FBC et un TF > 1. et de nombreuses espèces sont efficaces pour la phytostabilisation.

CONCLUSION ET PERSPECTIVES

Les effets de la contamination des sols par les métaux lourds pèsent toujours sur la santé humaine et l'environnement. Les plantes sont particulièrement vulnérables à l'effet délétère du plomb, un contaminant qui constitue des menaces importantes sur les différents services écosystémiques des sols dans le monde. Ces dernières années, le développement de techniques biologiques idoines basé sur les enjeux du développement durable de dépollution des sites contaminés est devenu indispensable. L'une de ces techniques est la phyto-remédiation qui exploite les propriétés de certaines plantes à tolérer et accumuler des quantités considérables de métaux lourds. Ce travail portait sur l'étude des effets du plomb sur les paramètres de germination, biochimiques et chimiques, et sur l'évaluation des capacités de tolérance et d'accumulation du Pb par *Cleome amblyocarpa*.

Les résultats obtenus sont étayés et confirmés par ceux d'autres études, principalement avec celles des plantes du même ordre (*Brassicales*), qui indiquent que l'exposition au plomb provoque une perturbation qui affecte les processus physiologiques, biochimiques et anatomiques de la plante sur :

❖ La germination :

- ✓ Un effet négatif du Pb sur la germination des graines est observé, entraînant une inhibition non significative sur le taux de germination final des graines de *Cleome amblyocarpa*, avec un taux de germination supérieur à 45% pour toutes les concentrations du Pb appliquées. Cependant, la germination des graines de la plante semble être plus tolérante au Pb, même à des concentrations élevées de Pb. La germination des graines est un indicateur physiologique pertinent au stade précoce de la croissance des plantes pour évaluer la tolérance au plomb.
- ✓ Le plomb a un effet très significatif sur la croissance des plantules de *Cleome amblyocarpa* en entraînant une diminution de la longueur des racines et des tiges avec l'augmentation des concentrations du plomb appliquées. Les racines sont plus affectées par une inhibition de croissance, une réduction de la biomasse, des racines inclinées et courtes et une croissance restreinte des racines secondaires.
- ✓ L'augmentation des concentrations de Pb entraîne une diminution très significative de l'indice de tolérance (I.T.) de *Cleome amblyocarpa*. Ce test est considéré comme un bon indicateur de la sensibilité au plomb, et à l'exploration de la limite de tolérance de *Cleome amblyocarpa* à la toxicité à ce métal.

- ✓ Les concentrations élevées de Pb ont augmenté significativement le pourcentage de phytotoxicité sur la longueur des racines de *Cleome amblyocarpa*.
- ❖ **La plante :**
- ✓ L'observation microscopique des coupes transversales des tiges montre de nombreux trichomes glandulaires de tiges multicellulaires et de têtes multicellulaires, dont le nombre de ces trichomes augmente proportionnellement avec les doses appliquées du Pb. Le plomb modifie les caractères anatomiques des tiges et des racines en perturbant les différents tissus des faisceaux cribro-vasculaires.
- ✓ Des concentrations élevées du plomb provoquent une phytotoxicité importante sur la photosynthèse, entraînant une diminution de la teneur en pigments photosynthétiques de la chlorophylle **a** et **b** des feuilles de *Cleome amblyocarpa* en raison de l'inhibition de la synthèse de la chlorophylle.
- ✓ L'accumulation des sucres solubles dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* est plus importante que celle des racines, donc les parties aériennes sont plus sensibles au stress que les racines. Les sucres sont des osmorégulateurs qui ont un rôle important dans la tolérance des plantes à la toxicité du Pb.
- ✓ Des concentrations élevées de Pb réduisent la teneur en protéines dans les parties aériennes et racinaires de la plante, tandis que les faibles concentrations de Pb augmentent la teneur en protéines en les stimulant par stress. Une accumulation de ces osmolytes est plus importante dans les parties aériennes comparativement avec les racines.
- ✓ La proline est un osmotolérant qui augmente significativement dans les deux parties aériennes et racinaires de la plante exposée au Pb. L'accumulation de la proline est plus élevée dans les parties aériennes que dans les parties racinaires.
- ✓ Le plomb entraîne une augmentation significative dans la teneur des antioxydants (polyphénols, flavonoïdes et DPPH) dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa*, où il est constaté que la teneur est plus importante dans les parties aériennes que dans les parties racinaires. Les antioxydants sont synthétisés par la plante principalement pour atténuer la toxicité du Pb.

Conclusion et perspectives

- ✓ Une capacité d'accumulation importante du plomb chez *Cleome amblyocarpa* dans le substrat de culture avec l'accroissement des concentrations de Pb comparativement aux substrats témoins.
- ✓ Une accumulation croissante du Pb dans les parties aériennes et racinaires de *Cleome amblyocarpa* dont la teneur en Pb est plus élevée dans la partie racinaire comparativement à la partie aérienne. *Cleome amblyocarpa* accumule un pourcentage moyen de **73,37 %** de la quantité de Pb appliqué dans le sol et ne peut pas transloquer efficacement le Pb dans ses parties aériennes avec un $FT < 1$.
- ✓ Les plantes de *Cleome amblyocarpa* présentent un facteur de bioconcentration du plomb supérieur à 1 ($FBC > 1$), la plante est donc considérée comme accumulatrice du Pb et elle est efficace pour la phyto-stabilisation et la phyto-immobilisation pour biore médier les sols contaminés par le Pb.
- ✓ En conclusion, le choix et la sélection des plantes pour la phytoremédiation dépendent du métal, du taux d'accumulation racinaire, des valeurs du BCF et du FT, par conséquent dans notre étude, *Cleome amblyocarpa* présente des fortes capacités d'accumulation et d'immobilisation du Pb dans leurs racines. Cette plante est donc performante pour la phytoremédiation, en activant un système défensif et une tolérance importante contre l'uni-pollution par le plomb.
- ✓ Il est apparu clairement que la phytostabilisation du Pb pouvait être un moyen efficace de gérer les sols modérément contaminés par le Pb (Chaney & Mahoney, 2014).

Tableau 32 : Tableau récapitulatif des principaux résultats de l'effet du plomb sur les paramètres de germination, biochimiques et chimiques du *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

Paramètres étudiés		0 ppm	50 ppm	100 ppm	150 ppm	200 ppm	250 ppm			P	Observations	
Germination	taux de germination		↘	↘	↗	↗	↘			NS		
	cinétique de germination		↘	↘	↘	↘	↘			*		
	longueur des racicules		↘	↘	↘	↘	↘			**	LR < LT	
	longueur des tiges		↘	↘	↘	↘	↘			**		
	rapport racicule/tigelle		↘	↘	↘	↘	↘			**		
	Indice de tolérance		↘	↘	↘	↘	↘			**		
	Pourcentage de phytotoxicité		↗	↗	↗	↗	↗			**		
Paramètres étudiés		0 ppm	250 ppm	500 ppm	1000 ppm	1500 ppm	2000 ppm	2500 ppm	3000 ppm	P		
Biochimiques	chlorophylle	Chl a		↘	↘	↗	↗	↘	↘	↘	**	Chl t > chl a > chl b
		Chl b		↗	↘	↗	↘	↘	↘	↘		
		Chl t		↘	↘	↘	↗	↘	↘	↘	**	
	sucres solubles	PA		↘	↗	↘	↗	↘	↗	↘	*	PA > PR
		PR		↗	↗	↗	↗	↗	↘	↘	*	
	protéines	PA		↗	↗	↘	↗	↗	↘	↘	**	PA > PR
		PR		↘	↘	↘	↗	↘	↘	↘	**	
	proline	PA		↗	↗	↗	↘	↗	↗	↗	**	PA > PR
		PR			↗	↗	↘	↗	↗	↗	*	
	polyphénols	PA		↗	↗	↘	↗	↗	↗	↘	*	PR > PA
		PR		↗	↗	↗	↗	↗	↗	↘	**	
	flavonoïdes	PA		↘	↘	↗	↘	↘	↗	↘	NS	PA > PR
		PR		↘	↗	↘	↘	↘	↗	↗	*	
	DPPH	PA		↗	↗	↗	↗	↗	↗	↗	*	PA > PR
		PR		↘	↘	↘	↘	↘	↘	↘	*	
Chimiques	Accumulation de Pb	Substrat		↗	↗	↗	↗	↗	↗	**		
		PA		↗	↗	↗	↗	↗	↗	**		
		PR		↗	↗	↗	↗	↗	↗	**		
		P En										
	FT	>1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	**		
FBC	<1	>1	>1	>1	>1	>1	>1	>1	**			

NB: Pb : plomb, LR : Longueur des racicules, LT : Longueur des tiges, PA : partie aérienne, PR : partie racinaire, Pt En : plante entière, ** : hautement significatif, * : significatif, NS : non significatif, A, B, C et D : Groupes homogènes, **Chl t**: chlorophylle totale, **chl a, b** : chlorophylle a, b

Perspectives

- ❖ Les caractéristiques de *Cleome amblyocarpa* (croissance rapide, biomasse importante et capacité d'accumulation importante) permettent à la plante de s'adapter à une utilisation en phytostabilisation. Dans des conditions optimales nous avons montré que cette technique est efficace pour dépolluer un milieu contenant jusqu'à 3000 ppm. Mais, il serait important de tester ce procédé sur des sols naturellement contaminés.
- ❖ Nos résultats confirment l'efficacité du *Cleome amblyocarpa* dans la dépollution du Pb par phytostabilisation, que **Bhattacharya and Mandal Biswas (2022)** avaient montré chez *Cleome rutidosperma*.
- ❖ Il serait nécessaire aussi de tester les capacités de tolérance du *Cleome amblyocarpa* à d'autres métaux (Cd, Zn, Ni, Cu, etc.) car il est rare qu'un milieu soit pollué par un seul métal. Ceci permettrait d'étudier les réponses de la plante aux effets combinés des métaux. En prime, le phénomène de compétition entre les différents métaux permettrait de déterminer les « préférences » de la plante en termes d'accumulation.
- ❖ Etudier les effets de la radioactivité résiduelle et déterminer le pouvoir phytoremédiateur du *Cleome amblyocarpa* aux métaux lourds les plus toxiques tels que: l'uranium qui soulève une attention particulière.
- ❖ Etudier la spéciation et la chélation des métaux lourds dans la solution sol,
- ❖ Localiser le plomb au niveau tissulaire de la plante par utilisation du microscope électronique à balayage.
- ❖ Etudier l'effets du Pb sur les paramètres enzymatiques et génétiques, de différentes espèces de *Cleome*. Le plomb est un agent génotoxique puissant capable de provoquer des dommages à l'ADN, dans les cellules des racines de plusieurs espèces en fonction de la concentration et du temps d'exposition.
- ❖ L'état de la pollution des sols dans le monde n'est pas encore connu. La pollution des sols peut être localisée ou diffuse, dont l'ampleur et les conséquences sur la santé humaine et l'environnement restent méconnues. Il est donc opportun de :
 - Etablir un document pratique sur les perspectives d'introduction de la phytotechnologie en Algérie pour contribuer à dépolluer l'environnement sol.

Conclusion et perspectives

- Caractériser les sites comme pollués et les identifier (décharges, site industriel, pesticides, station d'épuration, etc.)
 - Réglementer les sites contaminés (recensement, identification, caractérisation et délimitation).
 - Classer les sites en fonction de priorité, de l'espace et des impacts des polluants (impacts socio-économiques).
 - Le ministère de l'environnement pourra initier une opération d'élaboration du cadastre national des sites contaminés.
- ❖ Actuellement en Algérie, la phytoremédiation est toujours à l'étape expérimentale. Aussi, l'université avec l'appui des départements ministériels concernés (environnement, l'industrie et l'agriculture doivent initier conjointement des projets pilotes pour une application sur terrain et à grande échelle des résultats de recherche.
 - ❖ Étendre la recherche appliquée à tous les types de polluants des sols avec des cas pratiques de sols contaminés existants en Algérie ;
 - ❖ A la fin de l'expérimentation, les plantes du Cleome (*Cleome ambryocarpa*), doivent être récoltées et éliminées comme déchets spéciaux (déchets contaminés), qui seront entreposées dans un lieu réservé, et ne peuvent pas être collectés, transportés et traités dans les mêmes conditions que les déchets ménagers et assimilés. Aucun rejet direct.
 - ❖ Explorer les voies de valorisation de l'incinération de la biomasse végétale produite par la technique de la phytomine.

REFERENCES
BIBLIOGRAPHIQUES

A

- Abdel-Kader M.S, Alqasoumi S.I, Al-Taweel A.M. (2009) Hepatoprotective constituents from *Cleome droserifolia*. Chemical and Pharmaceutical Bulletin, 57(6), 620-624.
- Abdel-Kawy M.A, El-Deib S, ElKhyat Z, Mikhail Y.A. (2000) Chemical and biological studies of *Cleome droserifolia* (Forssk.) Del. Part-I. Egypt Journal Biomedicine Science, 6, 204.
- Abdel-Monem AR. (2012) A new alkaloid and a new diterpene from *Cleome paradoxa* B.Br. (*Cleomaceae*). Natural Product Research, 26(3), pp 264-269
- Abdel-Sattar E, Abdel-Monem AR, & Sleem AA (2009). Biological and chemical study of *Cleome paradoxa* B.Br. Pharmacognosy Research, 1, 175–178
- Abdul W (2004) Analysis of toxic and osmotic effects of sodium chloride on leaf growth and economic yield of sugarcane. *Botanical bulletin of Academia Sinica*, Vol. 45: 133-141
- Adesodun JK, Atayese MO, Agbaje TA, Osadiaye BA, Mafe OF, Soretire AA (2010) Phytoremediation potentials of sunflowers (*Tithonia diversifolia* and *Helianthus annuus*) for metals in soils contaminated with zinc and lead nitrates. Water Air Soil Pollut 207:195–201
- Abidemi IO, Bosede OM, Oladele O (2014). Lead and Cadmium Phytoremediation Potentials of Plants from Four lead Smelting Slags Contaminated Sites. Nat. Environ. 2 (3), 33–38. Doi :10.12966/ne.11.01.2014
- ADEME, Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués. État de l'art et guide de mise en œuvre. <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/phytotechnologies-ademe-2013-1463054029.pdf>
- Adriano DC (2001) Trace elements in terrestrial environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of metals. Springer-verlag, New York, USA. 867p
- Ahmad N, Fazal H, Abbasi BH and Farooq SA (2010a) An efficient free radical scavenging activity in Ginkgo biloba, Stevia rebaudiana and Parthenium hysterophorus leaves through DPPH (2, 2-diphenyl-1-picrylhydrazyl). International Journal of Phytomedicine 2: 231–239
- Ahmad N, Fazal H and Abbasi BH (2011a) In vitro Larvicidal potential and antioxidative enzymes activities in Ginkgo biloba, Stevia rebaudiana and Parthenium hysterophorus. Asian Pacific Journal of Tropical Medicine 4: 169–175
- Ahmad R, Tehsin Z, Malik ST, Asad SA, Shahzad M, Bilal M, Shah MM, Khan SA, (2016) Phytoremediation potential of hemp (*Cannabis sativa* L.). Identification and characterization of heavy metals responsive genes. Clean - Soil, Air, Water 44, 195–201. <http://dx.doi.org/10.1002/clen.201500117>
- Ahmed S, Sultana M, Hasan M (2011) Analgesic and antiemetic activity of *Cleome viscosa* L. Pakistan Journal of Botany, 43, pp 119-122

Références bibliographiques

- Ahmad P, Nabi G, Ashraf M. (2011) Cadmium-induced oxidative damage in mustard [*Brassica juncea* (L.) Czern. & Coss.] Plants can be alleviated by salicylic acid. South African Journal of Botany. 77, 36-44
- Ahmad SH, Reshi Z, Ahmad J, Iqbal M (2005). Morpho-Anatomical Responses of *Trigonella foenum graecum* Linn. to Induced Cadmium and Lead Stress. Journal of Plant Biology, March 2005, 48(1) : 64-84
- Ahmed F, Fakhruddin ANM, Fardous Z, Chowdhury MAZ, Rahman M, Mmand Kabir MM (2021) Accumulation and Translocation of Chromium (Cr) and Lead (Pb) in Chilli Plants (*Capsicum annuum* L.) Grown on Artificially Contaminated Soil. Nature Environment and Pollution Technology An International Quarterly Scientific Journal. 20 (1)pp. 63-70
- Akcin TA, Akcin A, Yildirim C (2018). Effects of Chromium on Anatomical Characteristics of Bread Wheat (*Triticum aestivum* L.cv.“Ekiz”). J. Int. Environmental Application & Science, Vol. 13(1): 27-32
- Aldoobie NF, Beltagi MS. (2013) Physiological, biochemical and molecular responses of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants to heavy metals stress. *Afr J Biotechnol* 12, 4614-4622
- Al faifi T, El-Shabasy A (2020) Effect of heavy metals in the cement dust pollution on morphological and anatomical characteristics of *Cenchrus ciliaris* L. Saudi Journal of Biological Sciences S1319562X20305775- <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.11.015>
- Al-Humaidi J (2017) Phytochemical investigation and in vitro Antioxidant Activities of *Cleome amblyocarpa* Barratte & Murb and *Cleome ramosissima* Parl. Growing in Saudi Arabia. *Jordan Journal of Chemistry (JJC)*, 12(4), 245-258. Retrieved from <https://jjc.yu.edu.jo/index.php/jjc/article/view/96>
- Al-Humaidi J, Al-Qudah M, Al-Saleem M and Alotaibi S. (2019) Antioxidant Activity and Chemical Composition of Essential Oils of Selected *Cleome* Species Growing in Saudi Arabia. *Jordan Journal of Chemistry (JJC)*, 14(1), 29-37. Retrieved from <https://jjc.yu.edu.jo/index.php/jjc/article/view/25>
- Ali H, Khan E, Sajad MA (2013). Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications. *Chemosphere* 91, 869–881. doi: 10.1016/j.chemosphere.2013.01.075
- Alkorta I, Hernández-Allica J, Becerril JM, Amezaga I, Albizu I, Garbisa C (2004) Recent findings
- Al-Saadi SAAM, Al-Asaadi WM, Al-Waheeb ANH (2013). The effect of some heavy metals accumulation on physiological and anatomical characteristic of some *Potamogeton*. L. plant. *J Ecol Environ Sci*, 4(1), 100-108
- Alvarenga P, Gonçalves A, Fernandes RM, De Varennes A, Vallini G, Duarte E, Cunha-Queda AC (2009) Organic residues as immobilizing agents in aided phytostabilization:(I) Effects on soil chemical characteristics. *Chemosphere* 74, 1292–1300. doi: 10.1016/j.chemosphere.2008.11.063
- Alves L, de Jesus, RM, de Almeida AAF, Souza VL, Mangabeira PAO (2014). Effects of lead on anatomy, ultrastructure and concentration of nutrients in plants *Oxycaryum cubense*

Références bibliographiques

- (Poep. & Kunth) Palla: a species with phytoremediator potential in contaminated watersheds. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(10), 6558–6570. doi:10.1007/s11356-014-2549-9
- Ammar RB, Bhourri W, Sghaier MB, Boubaker J, Skandrani I, Neffati A, Bouhlel I, Kilani S, Mariotte AM, Chekir-Ghedira L, Dijoux-Franca MGD, Ghedira K (2009) Antioxidant and free radical-scavenging properties of three flavonoids isolated from the leaves of *Rhamnus alaternus* L. (Rhamnaceae): A structure-activity relationship study. *Food Chem.* 116, 258-264
- Amundson R, Berhe AA, Hopmans JW, Olson C, Sztein AE, Sparks DL (2015) Soil and human security in the 21st century. *Science* 348:1261071 and Emergency Response Technology Innovation Office, Washington, DC, USA
- Andra SS, Datta R, Sarkar D, Makris KC, Mullens CP, Sahi SV (2009). Induction of lead-binding Phytochelatins in Vetiver Grass [*Vetiveria Zizanioides* (L.)]. *J. Environ. Qual.* 38, 868–877. doi:10.2134/jeq2008.0316
- Angle JS, Chaney RL, Baker AJM, Li Y, Reeves R, Volk V, Roseberg R, Brewer E, Burke S, Nelkin JP (2001) Developing commercial phytoextraction technologies: practical considerations. *South African J Sci* 97:619–623
- Antony A, Nagella P (2020) Effect of heavy metals on the andrographolide content, phytochemicals and antioxidant activity of *Andrographis paniculata*. *Asian J Chem*;32:2748-52
- Aoumeur H (2012) The stressful effect of lead on radish growth *Rapahnus sativus* (L.) physiological, biochemical response and potential phytoremédiation efficiency. Doctoral thesis. University of Oran 1, Algeria
- Aparadh VT, Mahamuni J. and Karadge BA (2012) *Taxonomy and Physiological Studies in Spider Flower (Cleome species): A Critical Review*. *Plant Sciences Feed*, 2(3), pp 25- 46
- Arias JA, Peralta-Videa JR, Ellzey JT, Ren M, Viveros MN, Gardea-Torresdey JL (2010) Effects of *Glomus deserticola* inoculation on Prosopis: enhancing chromium and lead uptake and translocation as confirmed by X-ray mapping, ICP-OES and TEM techniques. *Environ Exp Bot* 68:139–148
- Aritz Burges, Itziar Alkorta, Lur Epelde & Carlos Garbisu (2017) From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites, *International Journal of Phytoremediation*, DOI: 10.1080/15226514.2017.1365340
- Arrêté du 5 février 2004 relatif à la déclaration obligatoire du saturnisme de l'enfant mineur
- Arya SK, Basu A, Mukherjee A (2013) Lead induced genotoxicity and cytotoxicity in root cells of *Allium cepa* and *Vicia faba*. *Nucleus* 56:183–189
- Ashraf I, Bradshaw H, Ha TT, Halloy J, Godoy-Diana R, Thiria B (2017). Simple phalanx pattern leads to energy saving in cohesive fish schooling. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(36), 9599-9604

Références bibliographiques

- Ashraf U, Kanu AS, Mo ZW, Hussain S, Anjum SA, Khan I, Abbas RN, Tang X (2015) Lead toxicity in rice; effects, mechanisms and mitigation strategies-a mini review. *Environ Sci Pollut Res* 22:18318–18332
- Ashraf U, Mahmood MHR, Hussain S, Abbas F, Anjum SA, Tang X (2020) Lead (Pb) distribution and accumulation in different plant parts and its associations with grain Pb contents in fragrant rice. *Chemosphere* 248 (2020) 126003
- Ashraf A, Bhardwaj S, Ishtiaq H, Devi YK, Kapoor D (2021). Lead uptake, toxicity and mitigation strategies in plants. *Plant Archives Volume* 21(1), 2021 pp. 712-721
- Athamena S (2020) Etude de l'activité biologique de *Juniperus thurifera* et *Fraxinus xanthoxyloides*. Thèse de doctorat de l'université Mustapha Ben Boulaid-Batna 2
- Athar R, Masood A (2002) Heavy metal toxicity: Effect on plant growth and metal uptake by wheat, and on free living *Azotobacter*. *Water Air Soil Pollut.*, 138, 165–180. DOI: 10.1023/A:1015594815016
- Azooz MM, Youssef AM, Ahmad P (2011) Evaluation of salicylic acid (SA) application on growth, osmotic solutes and antioxidant enzyme activities on broad bean seedlings grown under diluted seawater. *Int J Plant Physiol Biochem* 3(14):253–264
- ### B
- Baba Aissa F (2000) Encyclopédie des plantes utiles, Flore d'Algérie et du Maghreb. Edition Librairie Moderne Rouiba (Alger), 368p
- Bahorun T, Gressier B, Troitin F, Brunet C, Dine , Luyckx, M, Vasseur J, Cazin M, Cazin JC, Pinkas M (1996). Oxygen species scavenging activity of phenolic extracts from hawthorn fresh plant organs and pharmaceutical preparations. *Arznei Forschung* 46,1086-1089
- Bhatti SS, Kumar V, Sambyal V, Singh J, Nagpal AK (2018) Comparative analysis of tissue compartmentalized heavy metal uptake by common forage crop: a field experiment. *Catena* 160:185–193
- Bai XY, Dong YJ, Wang QH, Xu LL, Kong J, Liu S (2015) Effects of lead and nitric oxide on photosynthesis, antioxidative ability, and mineral element content of perennial ryegrass. *Biol Plant* 59:163–170
- Baize D (1997) Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols. Références et stratégies d'interprétation. Editions INRA. Paris. France, p 408
- Baize D (2002) Les éléments traces métalliques dans les sols. INRA éditions
- Baker A (1981) Accumulators and excluders. Strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3: 643-654
- Bala A, Kar B, Karmakar, Kumar, RBS, Kanti Haldar P (2012) Antioxidant activity of Cat's whiskers flavonoid on some reactive oxygen and nitrogen species generating inflammatory cells is mediated by scavenging of free radicals. *Chinese Journal of Natural Medicines*, 10(5), 0321- 0327

Références bibliographiques

- Baldantoni D, Cicatelli A, Bellino A, Castiglione S (2014) Different behaviours in phytoremediation capacity of two heavy metal tolerant poplar clones in relation to iron and other trace elements, *Environmental Management*, 146, 94-99, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.07.045>
- Baldi, , Cecchi S, Grassi C, Zanch CA, Orlandini S, Napoli M (2021) Lead Bioaccumulation and Translocation in Herbaceous Plants Grown in Urban and Peri-Urban Soil and the Potential Human Health Risk. *Agronomy* 2021, 11, 2444. <https://doi.org/10.3390/agronomy11122444>
- Banadka A, Nagella P ((2022) Effect of heavy metals on germination, biochemical, and L-DOPA content in *Mucuna pruriens* (L.) DC. *J App Biol Biotech.*10(6):117-126. DOI: 10.7324/JABB.2022.100613
- Bani A, Echevarria G, Sulçe S, Morel JL (2015) Improving the agronomy of *Alyssum murale* for extensive phytomining : a five-year field study. *Int J Phytoremediation* 17 :117–127
- Bañuelos GS (2006) Phyto-products may be essential for sustainability and implementation of phytoremediation. *Environ Pollut* 144(1):19–23
- Barreca D, Bellocco E, Caristi C, Leuzzi U, Kumquat GG (2011) *Fortunella japonica* Swingle juice : Flavonoïd distribution and antioxidant properties. *Food Research International*. Vol. (44): 2190-2197
- Batista AA, Santo JAG, Bomfim MR, Moreira FM, Leal EF, da Conceição JN (2017) Induced changes in the growth of four plant species due to lead toxicity. *R. Bras. Eng. Agríc. Ambiental*, v.21, n.5, p.327-332, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n5p327-33>
- Baskar V, Venkatesh R, Ramalingam S (2018) Flavonoids (Antioxidants Systems) in Higher Plants and Their Response to Stresses. In: Gupta D., Palma J., Corpas F. (eds) *Antioxidants and Antioxidant Enzymes in Higher Plants*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-75088-0_12
- Baskin CC, Baskin JM (2001) *Seeds. Ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*. 1.ed. San Diego: Academic Press, 666p
- Bech J, Duran P, Roca N, Poma W, Sánchez I, Barceló J, Boluda R, Roca-Pérez L, Poschenrieder C (2012) Shoot accumulation of several trace elements in native plant species from contaminated soils in the Peruvian Andes. *J Geochem Explor* 113:106–111. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.04.007>
- Belarbi A (2018). Etude physiologique et phytochimique de la tolérance aux métaux lourds "Pb, Cr(III) et Cr(VI)" par l'*Atriplex halimus* L. thèse de doctorat de l'université de Mostaganem
- Belhadj M, Ghezzer MR, Abdelmalek F, Benhamed A, Ouddane B, Addou A (2006) Assessment of the sediment contamination by heavy metals of the Chélif river, Algeria. *Fresenius Environmental Bulletin* 3.;186–192
- Benabdelkader A, Taleb A, Probst JL, Belaidi N, Probst A (2018) Anthropogenic contribution and influencing factors on metal features in fluvial sediments from a semi-arid

Références bibliographiques

- Mediterranean river basin (Tafna River, Algeria): A multi-indices approach. *Science of The Total Environment*. 626:899–914. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.107>
- Benkaddour B (2018) Contribution à l'étude de la Contamination des Eaux et des Sédiments de l'Oued Chélif (Algérie). Thèse de Doctorat, Perpignan: Université de Perpignan, 193 p
- Berni R, Luyckx M, Xu X, Legay S, Sergeant K, Hausman JF, Lutts S, Cai G, Guerriero G (2019) Reactive Oxygen Species and Heavy Metal Stress in Plants: Impact on the Cell wall and Secondary Metabolism. *Environ. Exp. Bot.* 161, 98–106. doi:10.1016/j.envexpbot.2018.10.017
- Bert V, Lors Ch, Ponge JF, Caron L, Biaz a, Dazy M, Masfarau JF (2012) Metal immobilization and soil amendment efficiency at a contaminated sediment landfill site: a field study focusing on plants, springtails and bacteria, *Environ Pollut* 169: 1-11, 2012
- Bharwana SA, Ali S, Farooq MA, Iqbal N, Abbas F, Ahmad MSA (2013) Alleviation of lead toxicity by silicon is related to elevated photosynthesis, antioxidant enzymes suppressed lead uptake and oxidative stress in cotton. *J Bioremed Biodegr* 4:187
- Bhattacharya E and Mandal Biswas S (2022) First Report of the Hyperaccumulating Potential of Cadmium and Lead by *Cleome rutidosperma* DC. With a Brief Insight Into the Chemical Vocabulary of its Roots. *Front. Environ. Sci.* 10:830087. doi: 10.3389/fenvs.2022.830087
- Blaylock MJ, Salt DE, Dushenkov S, Zakharova O, Gussman C (1997) Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents ; *Environmental Science and Technology*. 31, 860-65
- Bonnard R (2017) Rapport, INERIS-DRC-17-163615-01452A, Coefficients de transfert des éléments traces métalliques vers les plantes, utilisés pour l'évaluation de l'exposition. Application dans le logiciel MODUL'ERS. 35P. <https://www.ineris.fr/sites/ineris.fr/files/contribution/Documents/ineris-drc-17-163615-01452a-etm-sol-plantes8-fl-rbn-1502453359.pdf>
- Bose A, Mondal S, Gupta J-K, Ghosh T, Dash GK, Si S (2007) Analgesic, anti-inflammatory and antipyretic activities of the ethanolic extract and its fractions of *Cleome rutidosperma*. *Fitoterapia*, 78, 515–520
- Boughedaoui, Kerbachi R, Kessali Dj, Joumard R (2004). Mesure de la pollution plombifère dans l'air ambiant d'Alger. *Articles Pollution Atmosphérique N° 181 - Janvier-Mars 2004*
- Bourelier PH et Berthelin J (1998) Contamination des sols par les éléments en traces: les risques et leur gestion. Académie des sciences, Lavoisier Technique et Documentation, Paris, 440 p
- Bourguignon J, Vavasseur A, Sarret G, Hurtevent P, Henner P (2009) *Transfert aux plantes et biodistribution (chap 6) dans : "Toxicologie nucléaire environnementale et humaine"*. Paris: Eds Tec & Doc
- Bouriche H, Miles EA, Sellouma L, Calder PC (2005) Effect of *Cleome arabica* leaf extract, rutin and quercetin on soybean lipoxygenase activity and on generation of inflammatory

Références bibliographiques

- eicosanoids by human neutrophils. Prostaglandins, Leukotrienes and Essential Fatty Acids, 72, 195–201
- Bouriche H, Selloum L, Tigrine C, Boudoukha C (2003) Effect of *Cleome Arabica* Leaf Extract on Rat Paw Oedema and Human Neutrophil Migration. *Pharmaceutical Biology* 41, 10-15
- Bourrelrier P et Berthelin J (1998) Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion. Rapport de l'Académie des sciences Ed. Lavoisier, Paris.p 42
- Boutchiche S (2017) Recherche du pouvoir phytoremediateur de la plante *coriandum sativum* L. au plomb et l'impact de l'extrait de plante sur des rats intoxiqués au plomb. Thèse de doctorat. Oran University, Algeria, P: 112
- Bouziani EH (2012) Contribution à l'étude de l'effet des métaux lourds (Plomb) sur les caractéristiques biométriques et chimiques de la fève (*Vicia faba* L.). Mémoire de magister de l'université Abdelhamid Ibn Badis – Mostaganem
- Bouziani El (2021) Effet du plomb sur les paramètres psychophysiologiques et enzymatiques chez la fève (*Vicia faba* L.). Thèse de doctorat de l'université de Mostaganem
- Bradford MM (1976) A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye binding. *Analytical biochemistry*, 72(1-2), 248-254
- BRGM (2004) Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. Rapport final, BRGM/RP-52881-FR
- Briat JF, Lebrun M (1999) "Plant responses to metal toxicity." *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences - Series III - Sciences de la Vie*. 322(1): 43-54
- Brunet J, Reppelin A, Varrault G, Terryn N et Zuily-Fodil Y (2008) Lead accumulation in the roots of grass pea (*Lathyrus sativus* L.). *C.R.Biologies* 331 : 859-864
- Burges A, Epelde L, Blanco F, Becerril JM, Garbisu C (2017) Ecosystem services and plant physiological status during endophyte-assisted phytoremediation of metal contaminated soil. *Sci Total Environ* 584– 585 :329–338
- Burges A, Alkorta I, Epelde L, Garbisu C (2018) From phytoremediation of soil contaminants to phytomanagement of ecosystem services in metal contaminated sites. *Int. J. Phytoremediat.* 20, 384–397. Doi : 10.1080/15226514.2017.1365340
- Burkhard L (2021) Evaluation of published bioconcentration factor (BCF) and bioaccumulation factor (BAF) data for per- and polyfluoroalkyl substances across aquatic species. *ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY*. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Pensacola, FL, 40(6):1530-1543, [.https://doi.org/10.1002/etc.5010](https://doi.org/10.1002/etc.5010)
- Buscaroli A (2017) An overview of indexes to evaluate terrestrial plants for phytoremediation purposes. *Ecological Indicators* 82 :367–380. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.07.003>

C

- C.E.C. (Conseil des Communautés Européennes) (1986) Directive du 12 juin 1986 relative à la protection de l'environnement, et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture
- Cameselle C, Gouvei, S (2019) Phytoremediation of mixed contaminated soil enhanced with electric current. *J. Hazard. Mater.* 361, 95–102
- Cameselle C, Gouveia S, Urréjola S (2019) Benefits of phytoremediation amended with DC electric field. Application to soils contaminated with heavy metals. *Chemosphere* 229, 481–488, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.04.222>
- Campbell P (1995) Interactions between trace metals and aquatic organisms: A critique review of the free-ion activity model in : "Metal speciation and bioavailability in aquatic systems". Tessier A, Turner DR (eds). J. Wiley and sons, Chichester
- Carocci A, Catalano A, Lauria G, Sinicropi MS, Genchi G (2015) Brief History of the Development of the Transfusion Service. How to Recruit Volunt. Donors Third World? Vol. 238. pp. 22–28. <http://dx.doi.org/10.1007/398>
- Castro B, Citterico M, Kimura S, Stevens DM, Wrzaczek M, Coaker G (2021) Stress-induced Reactive Oxygen Species Compartmentalization, Perception and Signalling. *Nat. Plants* 7 (4), 403–412. doi:10.1038/s41477-021-00887-0
- 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
- Chen Q, Zhang X, Liu Y, Wei J, Shen W, Shen Z, Cui J (2017) Hemin-mediated alleviation of zinc, lead and chromium toxicity is associated with elevated photosynthesis, antioxidative capacity ; suppressed metal uptake and oxidative stress in rice seedlings. *Plant Growth Regul* 81:253–264
- Chen Y, Yang W, Chao Y, Wang S, Tang YT, Qiu RL (2017) Metal-tolerant enterobacter sp. strain EG16 enhanced phytoremediation using *Hibiscus cannabinus* via siderophore-mediated plant growth promotion under metal contamination. *Plant Soil* 413 (1–2), 203–216
- Cenkci S, Cigerci IH, Yildiz M, Özay C, Bozdog A, Terzi H (2010) Lead contamination reduces chlorophyll biosynthesis and genomic template stability in *Brassica rapa* L. *Environ Exp Bot* 67:467–473
- Chandra RP, Abdussalam AK, Khaleel KM (2018) Assessment of Phytoremediation Potential of Wild Plants Growing in Metal Contaminated Soil. *IAETSD Journal For Advanced Research In Applied Sciences*, 5(2), 510- 517. ISSN No: 2394-8442
- Chandra R, Kumar V (2018) Phytoremediation: A green sustainable technology for industrial waste management. In: Chandra, R., Dubey, N.K., Kumar, V. (Eds.), *Phytoremediation of Environmental Pollutants*. CRC Press, Boca Raton, pp. 14–35

Références bibliographiques

- Chandra R, Kumar V, Singh K (2018a) Hyperaccumulator versus nonhyperaccumulator plants environment waste management. In: Chandra, R., Dubey, N.K., Kumar, V. (Eds.), *Phytoremediation of Environmental Pollutants*. CRC Press, Boca Raton, pp. 14–35
- Chaney R, Angle J, Broadhurst C, Peters C, Tappero R, Sparks D, Improved understanding of hyperaccumulation yields commercial phytoextraction and phytomining technologies. *J Environ Qual* 36: 1429-1444, 2007
- Chaney RL, Baklanov IA, Ryan TC, Davis AP (2020) Effect of soil volume on Ni hyperaccumulation from serpentine soil by *Alyssum corsicum*. *Int J Phytoremediation* (submitted)
- Chaudhary K, Agarwal S, Khan S (2018) Role of phytochelatins (PCs), metallothioneins (MTs), and heavy metal ATPase (HMA) genes in heavy metal tolerance. In: Prasad, R. (Ed.), *Mycoremediation and Environmental Sustainability*. Springer, Cham, pp. 39–60. <http://dx.doi.org/10.1007/978-3-319-77386-5>
- Chehma A (2006) *Catalogue des plantes spontanées du Sahara septentrional algérien*. Université Kasdi Merbah Ouargla
- Chehregani A, Noori M, Yazdi HL (2009) Phytoremediation of heavy-metal-polluted soils: Screening for new accumulator plants in Angouran mine (Iran) and evaluation of removal ability. *Ecotoxicol Environ Saf* 72:1349–1353. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.02.012>
- Chen Q, Zhang X, Liu Y, Wei J, Shen W, Shen Z, Cui J (2017) Hemin-mediated alleviation of zinc, lead and chromium toxicity is associated with elevated photosynthesis, antioxidative capacity; suppressed metal uptake and oxidative stress in rice seedlings. *Plant Growth Regul* 81:253–264
- Chen Y, Li X, Shen Z (2004) Leaching and uptake of heavy metals by ten different species of plants during an EDTA-assisted phytoextraction process. *Chemosphere* 57:187–196
- Chen YX, Lin Q, Luo YM, He YF, Zhen SJ, Yu YL, Tian GM, Wong MH (2003) The role of citric acid on the phytoremediation of heavy metal contaminated soil. *Chemosphere* 50(6):807–811. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00223-0](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00223-0)
- Chlopecka A, Bacon J, Wilson M, Kay J (1996) Forms of cadmium, lead, and zinc in contaminated soils from southwest Poland. *J Environ Qual* 25:69–79
- Choi YE, Lim S, Kim HJ, Han JY, Lee MH, Yang Y, Kim JA, Kim YS (2012) Tobacco *NtLTPI*, a glandular-specific lipid transfer protein, is required for lipid secretion from glandular trichomes. *The Plant Journal*, 70: 480-491. <https://doi.org/10.1111/j.1365-313X.2011.04886.x>
- Chou Ch.-H. and H.J. Lin (1976). Autointoxication mechanism of *Oriza sativa* (L.) Phytotoxic effects of decomposing rice residues in soil. *J. Chem. Ecol.*, 2: 353-367. DOI: 10.1007/BF00988282
- Chou FI, Chung HP, Teng SP, Sheu ST (2005) Screening plant species native to Taiwan for remediation of ¹³⁷Cs-contaminated soil and the effects of K addition and soil amendment on the transfer of ¹³⁷Cs from soil to plants. *J Environ Radioact* 80:175–181

Références bibliographiques

- Chun SC, Paramasivan M, Chandrasekaran M (2018) Proline accumulation influenced by osmotic stress in arbuscular mycorrhizal symbiotic plants. *Frontiers in Microbiology* 9: 2525. contaminated soil: An advancement in metal phytoremediation technology. *Environ. Technol. Innov.* 10, 243–263
- Cooke T (1903) *Flora of the Presidency of Bombay Vol II* (publ.) Botanical Survey of India, Calcutta: pp. 42-43
- Costa G, Felix M, Zitta C, Ramlov F, Oliveira E, Pereira D, Maraschin M, Chow F, Horta P, Lalau C, Costa C, Matias W, Bouzon Z, Schmidt E (2015) Effects of copper and lead exposure on the ecophysiology of the brown seaweed *Sargassum cymosum*. *Protoplasma*. <http://dx.doi.org/10.1007/s00709-015-0795-4>

D

- Dalyan E, Yüzbaşıoğlu, Akpınar, I (2020) Physiological and Biochemical Changes in Plant Growth and Different Plant Enzymes in Response to Lead Stress. In: Gupta D., Chatterjee S., Walther C. (eds) *Lead in Plants and the Environment. Radionuclides and Heavy Metals in the Environment*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_8
- Datta JK, Bandhyopadhyay A, Banerjee A, Mondal NK (2011) Phytotoxic effect of chromium on the germination, seedling growth of some wheat *Triticum aestivum* (L.) cultivars under laboratory condition. *International Journal of Agricultural Technology*, 7(2), 395–402. <http://www.ijat-aatsea.com>
- Del Rio-Celestino M, Font R, Moreno-Rojas R, De Haro-Bailon A (2006) Uptake of lead and zinc by wild plants growing on contaminated soils. *Industrial Crops and products* 24 (3): 230-237
- Ding AF, Pan GX (2003) Contents of heavy metals in soils and Chinese cabbages from some urban vegetables fields around Nanjing and Human Health risks. *Ecological Environment* 12(4): 409-411
- DIRECTIVE 2008/50/CE du Parlement européen et du Conseil du 21 mai 2008 concernant la qualité de l'air ambiant et un air pur pour l'Europe
- DIRECTIVE 2004/107/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 15 décembre 2004 concernant l'arsenic, le cadmium, le mercure, le nickel et les hydrocarbures aromatiques polycycliques dans l'air ambiant
- Djerroudi-Zidane O, Belkhodja M, Bissati S, Hadjadj S (2010) Effect of saline stress on the proline accumulation in two species *Atriplex halimus* L. and *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. *European Journal of scientific research* 41(2), 248- 259
- Dogan M, Karatas M, Aasim M (2018) Cadmium and lead bioaccumulation potentials of an aquatic macrophyte *Ceratophyllum demersum* L.: a laboratory study. *Ecotoxicol Environ Saf* 148:431–440

Références bibliographiques

- Doncheva S, Ananieva K, Stefanov D, Vassilev A, Gesheva E, Dinev N (2018) Photosynthetic electron transport and antioxidant defense capacity of sunflower plants under combined heavy metal stress. *Genet Plant Physiol* 8:3–23
- Dotaniya ML, Meena VD, Kumar K, Meena BP, Jat SL, Lata M, Ram A, Dotaniya CK, Chari MS (2016b) Impact of biosolids on agriculture and biodiversity. *Today and Tomorrow's Printer and Publisher, New Delhi*, p. 11–20
- Dotaniya ML, Meena VD, Rajendiran S, Coumar MV, Saha JK, Kundu S, Patra AK (2017b) Geo-accumulation indices of heavy metals in soil and groundwater of Kanpur, India under long term irrigation of tannery effluent. *Bull Environ Contam Toxicol* 98:706–711
- Dotaniya ML, Panwar NR, Meena VD, Dotaniya CK, Regar KL, Lata M, Saha JK (2018) Bioremediation of metal contaminated soil for sustainable crop production. In: Meena VS (ed) *Role of rhizospheric microbes in soil*. Springer, Singapore, p. 143–173
- Dotaniya ML, Pipalade JS (2018) Soil enzymatic activities as influenced by lead and nickel concentrations in a Vertisol of Central India. *Bull Environ Contam Toxicol* 101:380–385
- Dotaniya ML, Rajendiran S, Meena VD, Coumar MV, Saha JK, Kundu S, Patra AK (2018b) Impact of long-term application of sewage on soil and crop quality in Vertisols of central India. *Bull Environ Contam Toxicol* 101:779–78
- Dotaniya ML, Panwar NR, Meena VD, Dotaniya CK, Regar KL, Lata M, Saha JK (2018c) Bioremediation of metal contaminated soils for sustainable crop production. In: Meena VS (ed) *Role of rhizospheric microbes in soil*. Springer, p. 143–173
- Dotaniya ML, Rajendiran S, Dotaniya CK, Solanki P, Meena VD, Saha JK, Patra AK (2018d) Microbial assisted phytoremediation for heavy metal contaminated soils. In: Kumar V, Kumar M, Prasad R (eds) *Phytobiont and ecosystem restitution*. Springer, p. 295–317
- Dotaniya ML, Meena VD, Saha JK, Rajendiran S, Patra AK, Dotaniya CK, Meena HM, Kumar K, Meena BP (2019) Environmental impact measurements: tool and techniques. In: Martínez L, Kharissova O, Kharisov B (eds) *Handbook of ecomaterials*. Springer, p. 1-31
- Dreier W, Göring M (1974) Der Einfluss hoher Salzkonzentration auf verschiedene physiologische Parameters von Maiswurzeln. *Wiss.Z. Humboldt Univ. Berlin, Reihe/Math. Naturwiss.*, 23, 641-644
- Dresler S, Wójciak-Kosior M, Sowa I, Stanisławski G, Bany I, Wójcik M (2017) Effect of short-term Zn/Pb or long-term multi-metal stress on physiological and morphological parameters of metallicolous and nonmetallicolous *Echium vulgare* L. populations. *Plant Physiol Biochem* 115:380–389
- Dubois M, Gilles K, Hamilton J, Rebers P, Smith, F (1956) Colorimetric Method for Determination of sugar and related substances. *Analytical Chemistry*. 28, 350- 356
- Dudal Y (2004) Accounting for natural organic matter in aqueous chemical equilibrium models: a review of the theories and applications. *Earth-Science Reviews* 66: 199-216 environmental quality. In: National Seminar on Environmental concern for fertilizer use in future at Bidhan Chandra Krishi Viswavidyalaya, Kalyani, India on February 26, 2016

E

- Eapen S, Singh S, Thorat V, Kaushik CP, Raj K, D'Souza SF (2006) Phytoremediation of radiostrontium (^{90}Sr) and radiocesium (^{137}Cs) using giant milky weed (*Calotropis gigantea* R. Br.) plants. *Chemosphere* 65:2071–2073
- Ebrahimi M. 2014. The effect of EDTA addition on the phytoremediation efficiency of Pb and Cr by *Echinochloa crus galii* (L.) Beave and associated potential leaching risk. *Soil Sed Contam.* 23(3):245–256. doi:10.1080/15320383.2014.815153. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 193 (2020), Article 110296, 10.1016/j.ecoenv.2020.110296
- Egendorf SP, Groffman P, Moore G, Cheng Z (2020) The limits of lead (Pb) phytoextraction and possibilities of phytostabilization in contaminated soil: a critical review. *International journal of phytoremediation.* 2020, VOL. 22, NO. 9, 916–930. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1774501>
- Ekta, P.E., Modi, N.R., 2018. A review of phytoremediation. *J. Pharmacogn. Phytochem.* 7, 1485–1489. element characteristics, and soil colloidal properties. *Adv. Colloid Interface Sci.* 201–202, 43–56. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cis.2013.10.005>
- El-Beltagi HS, Mohamed AA (2010) Changes in non protein thiols, some antioxidant enzymes activity and ultrastructural alteration in radish plant (*Raphanus sativus* L) grown under lead toxicity. *Not Bot Horti Agrobo* 38:76–85
- El-Rasafi T, Nouri M., Bouda S, Haddioui A (2016) The effect of Cd, Zn and Fe on seed germination and early seedling growth of wheat and bean. *Ekol. Bratislava* 35, 213–223. <https://doi.org/10.1515/eko-2016-0017>
- El-Shenawy S, Soliman MFM, Abdel-Nabi IM (2006) Does *Cleome droserifolia* have anti-schistosomiasis mansonii activity?. *Revista do Instituto de Medicina Tropical de São Paulo*, 48, 223–228
- Epelde L, Mijangos I, Becerril JM, Garbisu C (2009) Soil microbial community as bioindicator of the recovery of soil functioning derived from metal phytoextraction with sorghum. *Soil Biol*
- Epelde L, Becerril JM, Mijangos I, Garbisu C (2009) Evaluation of the efficiency of a phytostabilization process with biological indicators of soil health. *J. Environ. Qual.* 38, 2041–2049. doi: 10.2134/jeq2009.0006
- Epstein AL, Gussman CD, Blaylock MJ, Yermiyahu U, Huang JW, Kapulnik Y, Orser CS (1999) EDTA and Pb-EDTA accumulation in *Brassica juncea* grown in Pb-amended soil. *Plant Soil* ; 208: 87-94
- Erakhrumen AA (2007) Phytoremediation : an environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation in developing countries. *Educ Res Rev* 2:151–156 exposure. Pennsylvania State University, College of Agricultural Sciences, Cooperative Extension. <https://extension.psu.edu/lead-in-residential-soils-sources-testing-and-reducing-exposure>

Références bibliographiques

Estrella-Gómez N, Mendoza-Cózatl D, Moreno-Sánchez R, González-Mendoza D, Zapata-Pérez O, Martínez-Hernández A, Santamaría JM (2009) The Pb-hyperaccumulator aquatic fern *Salvinia minima* Baker, responds to Pb²⁺ by increasing phytochelatin synthesis via changes in SmPCS expression and in phytochelatin synthase activity. *Aquat Toxicol* 91:320–328

F

Fahr M (2014) Étude physiologique et moléculaire de la tolérance et l'accumulation du Pb chez une population métallicole et une population non métallicole d'*Hirschfeldia incana* (Brassicacée récoltée au Maroc) : Perspectives pour la phytoremédiation. Thèse de doctorat Université Mohammed V, Rabat, Maroc

Farid M, Ali S, Shakoob MB, Bharwana S, Rizvi, H, Tauqeer HM, Iftikhar U, Hannan F, Road AI (2013) EDTA assisted phytoremediation of Cadmium, Lead and Zinc. *Int. J. Agron. Plant Prod.* 4, 2833–2846

Farimani MM, Nazarianpoor E, Rustaie A, Akhbarib M (2016) Phytochemical constituents and biological activities of *Cleome iberica* DC. *Natural product research*, 31(11), 1329-1332

Farjam MH, Joukar M, Ranjbar F (2014) Antimicrobial, Antifungal and Antioxidant Activity Evaluation of Various Organic Solvent Extracts of *Cleome Turkmena* Bobrov. *Advances in Environmental Biology*, 8(24), 152-155

Farooqi ZR, Iqbal MZ, Kabir M, & Shafiq M (2009) Toxic effects of lead and cadmium on germination and seedling growth of *Albizia lebeck* (L.) Benth. *Pak. J. Bot*, 41(1), 27-33

Ferguson JE (1990) The heavy elements: chemistry, environmental impact and health effects

Fernandez S, Poschenrieder C, Marcenò C, Gallego JR, Jiménez-Gámez D, Bueno A, Afif E (2016) Phytoremediation capability of native plant species living on Pb-Zn and Hg-As mining wastes in the Cantabrian range, north of Spain. *V* 174,10-20, ISSN 0375-6742, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.05.015>

Fischer S, Kühnlenz T, Thieme M, Schmidt H, Clemens S (2014) Analysis of plant Pb tolerance at realistic submicromolar concentrations demonstrates the role of phytochelatin synthesis for Pb detoxification. *Environ Sci Technol* 48:7552–7559

Fomina M, Gadd GM (2014) Biosorption: Current perspectives on concept, definition and application. *Bioresour. Technol.* 160, 3–14. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.102>

FONTAN Jacques (2021) Les pollutions de l'air, Encyclopédie de l'Environnement, [en ligne ISSN 2555-0950] url : <https://www.encyclopedie-environnement.org/air/les-pollutions-de-lair/>. friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio- dépollution. Thèse de doctorat de l'Université de Jean Monnet. p157

Fushiya S, Kishi Y, Hattori K, Batkhuu J, Takano F, Singab ANB, Okuyama T (1999) Flavonoids from *Cleome droserifolia* suppress NO production inactivated macrophages in vitro. *Planta Medica*, 65(05), 404–407

G

- Gadd GM (2000) Bioremedial potential of microbial mechanisms of metal mobilization and immobilization. *Curr. Opin. Biotechnol.* 11, 271–279
- Gagandeep M, Kalidhar SB (2006) Chemical constituents of *Crataevanurvala* (Buch-ham) leaves. In. *J. Ph. Sc. Vol. (68)*: 804-806
- Gang A, Vyas A, Vyas H (2013) Toxic effect of heavy metals on germination and seedling growth of wheat. *J. Environ. Res. Develop.*, 8(2): 206-213
- Garnier R (2005) Toxicité du plomb et de ses dérivés, EMC (Elsevier Masson SAS) Pathologie Professionnelle et de l'Environnement ; p. 67-88
- Gavrilescu M (2022) Enhancing Phytoremediation of Soils Polluted with Heavy Metals. *Curr. Opin. Biotechnol.* 74, 21–31. doi:10.1016/j.copbio.2021.10.024
- Ghani A, Shah AU, Akhtar U (2010) Effect of lead toxicity on growth, chlorophyll and lead (Pb). *Pak J Nutr* 9:887–891
- Ghori NH, Ghori T, Hayat MQ, Imadi SR, Gul A, Altay V, Ozturk M (2019) Heavy metal stress and responses in plants. *Int J Environ Sci Te* 16:1807–1828
- Giannakoula A, Therios I, Chatzissavvidis C (2021) Effect of Lead and Copper on Photosynthetic Apparatus in Citrus (*Citrus aurantium* L.) Plants. The Role of Antioxidants in Oxidative Damage as a Response to Heavy Metal Stress. *Plants* 2021, 10, 155. <https://doi.org/10.3390/plants10010155>
- Gichner T, Žnidar I, Száková J (2008) Evaluation of DNA damage and mutagenicity induced by lead in tobacco plants. *Mutat Res* 652:186–190
- Gichner T, Žnidar I, Száková J (2008) Evaluation of DNA damage and mutagenicity induced by lead in tobacco plants. *Mutat Res Genet Toxicol Environ* 652:186–190
- Gilbin R, Ansoborlo E, Martin-Garin A, Frelon S, Moulin C, Floriani M (2009) Eléments du cycle biogéochimique, spéciation et biodisponibilité élémentaire - approche théorique et analytique (chap 1) dans: "Toxicologie nucléaire environnementale et humaine" Paris: Eds Tec & Doc
- Gill SS, Tuteja N (2010) Reactive oxygen species and antioxidant machinery in abiotic stress tolerance in crop plants. *Plant Physiol Biochem* 48:909–930
- Girard MC, Walter C, Rémy JC, Berthelin J, Morel JL (2011) Sols et environnement - 2e édition. Dunod. Paris, France
- Göhre V, and Paszkowski U (2006) Contribution of the arbuscular mycorrhizal symbiosis to heavy metal phytoremediation. *Planta* 223, 1115–1122. doi: 10. 1007/s00425-006-0225-0
- Gomes MP, Nogueira MDOG, Castro EMD, Soares ÂM (2011) Ecophysiological and anatomical changes due to uptake and accumulation of heavy metal in *Brachiaria decumbens*. *Scientia Agricola*, 68(5), 566– 573. doi:10.1590/s0103-90162011000500009

Références bibliographiques

- Gomes HI (2012) Phytoremediation for bioenergy: challenges and opportunities. Environ. Technol. Rev. <http://dx.doi.org/10.1080/09593330.2012.696715>
- Gopal R, Rizvi AH (2008) Excess lead alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere* 70:1539–1544
- Goudjala Y, Toumatiaa O, Yekkoura A, Sabaoua N, Mathieuc F, Zitounia A (2014) Biocontrol of *Rhizoctonia solani* damping-off and promotion of tomatoplant growth by endophytic actinomycetes isolated from nativeplants of Algerian Sahara. *Microbiological Research*, 169, 59– 65
- Gowayed SM, Almaghrabi OA (2013) Effect of copper and cadmium on germination and anatomical structure of leaf and root seedling in maize (*Zea mays* L.). *Aust J Basic Appl Sci* 7:548–555
- Gregurek, D., Peng, Z. & Wenzl, C (2005) Lead and Zinc Metallurgy. *JOM* 67, 1986–1987 .<https://doi.org/10.1007/s11837-015-1556-8>
- Gupta DK, Huang HG, Yang XE, Razafindrabe BH, Inouhe M (2010) The detoxification of lead in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatins but the glutathione. *J Hazard Mater* 177:437–444. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.052>
- Gupta DK, Nicoloso F, Schetinger M, Rossato L, Pereira L, Castro G, Srivastava S, Tripathi RD (2009) Antioxidant defense mechanism in hydroponically grown *Zea mays* seedlings under moderate lead stress. *J Hazard Mater* 172:479–484
- Gupta D, Chatterjee S, Walther C (2020) Lead in Plants and the Environment. *Radionuclides and Heavy Metals in the Environment*, https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_6
- Gupta, Huang, Yang, X, Razafindrabe B, Inouhe M (2010) The detoxification of Pb in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatins but the glutathione. *J Hazard Mater* 177(1-3):437-444
- GWRTAC (1997) Remediation of metals-contaminated soils and groundwater, Tech. Rep. TE-97-01, GWRTAC, Pittsburgh, Pa, USA, GWRTAC-E Series

H

- Habtamu A, Derara A, Tesfaye F (2013) Effect of copper and zinc on seed germination, phytotoxicity, tolerance and seedling vigor of tomato *Lycopersicon esculentum* (L.) cultivar Roma VF. *International Journal of Agricultural Science Research.*, 2(11): 312-317. <http://academeresearchjournals.org/journal/ijasr>
- Haibo W, Ming G, Hu X, Lizhou T, Dongqin D, Yong G, Chao L (2018) Effects of chilling stress on the accumulation of soluble sugars and their key enzymes in *Jatropha curcas* seedlings. *Physiol Mol Biol Plants* 24, 857–865. <https://doi.org/10.1007/s12298-018-0568-6>
- Hall JL (2002) Cellular mechanisms for heavy metal detoxification and tolerance. *J. Exp. Bot.* 53, 1–11. <http://dx.doi.org/10.1093/jxb/53.366.1>

Références bibliographiques

- Hamad H (2022) Effet du plomb sur les paramètres anatomiques, biochimiques et chimiques du *Moringa oleifera* Lam .Thèse de doctorat de l'université Abdelhamid Ibn Badis – Mostaganem
- Hans Wedepohl K (1995) The composition of continental crust*. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 1217–1232
- Hasnain SH, Saleem F, Sari N (1995) *Biotechnology for Environment and Agriculture*. University of Karachi, Karachi, Pakistan
- Hattab S, Flores-Casseres ML, Boussetta H, Doumas P, Hernandez LE, Banni M (2016) Characterisation of lead-induced stress molecular biomarkers in *Medicago sativa* plants. *Environ Exp Bot* 123:1–12
- Hayati DP & Nugroho AP (2022) Soil Contamination in Randukuning Landfill: Morphological-Physiological Responses of *Celosia argentea* L. and *Cleome rutidosperma* D.C. *Jurnal Biodjati*, 7(2), 212–224
- Hayzoun H (2014) Caractérisation et quantification de la charge polluante anthropique et industrielle dans le bassin du Sebou. Thèse de Doctorat. Université de Toulon (France), 175 p
- He K, Sun Z, Hu Y, Zeng X, Yu Z, Cheng H (2017) Comparison of soil heavy metal pollution caused by e-waste recycling activities and traditional industrial operations. *Environ Sci Pollut Res* 24:9387–9398
- He LY, Chen ZJ, Ren GD, Zhang YF, Qian M, Sheng XF (2009) Increased cadmium and lead uptake of a cadmium hyperaccumulator tomato by cadmium-resistant bacteria. *Ecotoxicol Environ Saf* 72:1343–1348. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.03.006>
- Hediji H, Djebali W, Belkadhi A, Cabasson C, Moing A, Rolin D, Brouquisse R, Gallusci, P, Chaïbi W (2015) Impact of long-term cadmium exposure on mineral content of *Solanum lycopersicum* plants : Consequences on fruit production. *South African Journal of Botany.*, 97, 176-181
- Heilerova L, Buekova M, Trapeik P, Silhar S, Lbuda J (2003) Comparaison of antioxydative activity data for aqueous extracts of Lemon Balm (*Melissa officinalis* L.) ; Oregano (*Origanum vulgare* L.) ; Thyme (*Thymus vulgaris* L.) and Agrimony (*Agrimonia eupatoria* L.) obtained by conventional methode and the DNA-Based biosensor. *J.Food Sci* 21(2) ; 78-84
- Heim KE, Tagliaferro AR, Bobilya DJ (2002) Flavonoïd antioxidants: chemistry, metabolism and structure-activity relationships. *Journal of Nutritional Biochemistry* 13, 572-584
- Henry H, Naujokas MF, Attanayake C, Basta NT, Cheng Z, Hettiarachchi GM, Maddaloni M, Schadt C, Scheckel KG (2015) Bioavailability-based in situ remediation to meet future lead (Pb) standards in urban soils and gardens. *Environ Sci Technol*. 49(15): 8948–8958. doi:10.1021/acs.est.5b01693
- Herlina L, Widianarko B, Sunoko HR (2021) Effect of lead on growth and physiological responses of Hanjuang plant (*Cordyline fruticos*a). *Journal of Physics : Conference Series* 1918 (2021) 052034. doi:10.1088/1742-6596/1918/5/052034

Références bibliographiques

- Higuera P, Esbrí JM, García-Ordiales E, González-Corrochano B, López-Berdonces MA, GarcíaNoguero EM, Alonso-Azcárate J, Martínez-Coronado A (2017) Potentially harmful elements in soils and holm-oak trees (*Quercus ilex* L.) growing in mining sites at the Valle de Alcudia Pb-Zn district (Spain)—some clues on plant metal uptake. *J Geochem Explor* 182:166–179
- Hinsinger P, Schneider A, Dufey JE (2005) Le sol : ressource en nutriments et biodisponibilité. In « Sols et Environnement », Dunod (ed), Paris, 285-305
- Hirsch PM, & De Soucey M (2006) Organizational Restructuring and Its Consequences: Rhetorical and Structural. *Annual Review of Sociology*, 32, 171-189. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.soc.32.061604.123146>
- Hladun KR, Parker DR, Trumble JT (2015) Cadmium, copper, and lead accumulation and bioconcentration in the vegetative and reproductive organs of *Raphanus sativus*: implications for plant performance and pollination. *Journal of Chemical Ecology*, 41(4), 386-395
- Hong FS (2003) Study of the effect of Pb²⁺ on alpha-amylase activity by spectroscopy, *Guang Pu Xue Yu Guang Pu Fen Xi* 23 (2003) 583–586
- Hooker JD. and Thomson T (1872) Cleome In: Hooker, J. D. (Eds.) *The Flora of British India*, L. Reeve & Co. London. pp. 168-170
- Horbowicz M, Dębski H, Wiczowski W, Szawara-Nowak D, Koczkodaj D, Mitrus J, Sytykiewicz H (2013) The Impact of Short-Term Exposure to Pb and Cd on Flavonoid Composition and Seedling Growth of Common Buckwheat Cultivar. *Pol. J. Environ. Stud.* 22(6) : 1723-1730
- Hosman ME, El-Feky SS, Elshahawy MI & Shaker EM (2017) Mechanism of Phytoremediation Potential of Flax (*Linum usitatissimum* L.) to Pb, Cd and Zn. *Asian Journal of Plant Science and Research* 7: 30–40
- Hossain MA (2019) A review on *Ficus sycomorus* : a potential indigenous medicinal plant in Oman. *J. King Saud Univ. Sci.* 31, 961–965. doi.org/10.1016/j.jksus.2018.07.002
- Hooker JD. and Thomson T (1872) Cleome In : Hooker, J. D. (Eds.) *The Flora of British India*, L. Reeve & Co. London. pp. 1
- Hou X, Han H, Cai L, Liu A, Ma X, Zhou C, Meng F (2018) Pb stress effects on leaf chlorophyll fluorescence, antioxidative enzyme activities, and organic acid contents of *Pogonatherum crinitum* seedlings. *Flora* 240:82–88
- Hseu ZY, Jien SH, Wang SH, Deng HW (2013) Using EDDS and NTA for enhanced phytoextraction
- Huang JW, Cunningham SD (1996) Lead phytoextraction: species variation in lead uptake and translocation. *New Phytol* 13:75–84. <https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.1996.tb01147.x>

Références bibliographiques

Huang, Y., Zu, L., Zhou, M., Shi, C., Shen, G., & Shi, F. (2018). Accumulation and tolerance characteristics of lead in *Althaea rosea* Cav. and *Malva crispa* L. *Biologia*, 73, 299-311. DOI:10.2478/s11756-018-0042-5

Human Exposure: Forewarned is Forearmed, and the Question Now Becomes How to ILZSG, (2020). International lead and zinc study group, 2020. Lead and zinc statistics. In: Anderson TL, Hill PJ (eds) The technology of property rights. Rowman & Littlefield

Hussain A, Abbas N, Arshad F, Akram M, Khan ZI, Ahmad K, Mirzaei F (2013) Effects of diverse doses of Lead (Pb) on different growth attributes of *Zea-Mays* L. *Agric Sci* 4:262–265

I

Iavazzo P, Ducci D, Adamo P, Trifuoggi M (2012) Impact of past mining activity on the quality of water and soil in the High Moulouya Valley (Morocco). *Water, Air, & Soil Pollution*. 223:573–589. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-011-0883-9>

Ilic SZ, Mirecki N, Trajković R, Kapoulas N, Milenković L and Šunić L (2015) Effect of Pb on germination of different seed and his translocation in bean seed tissues during sprouting. *Fresenius Environmental Bulletin*. 24: 670-675

ILZSG, 2020 International lead and zinc study group, 2020. Lead and zinc statistics. www.ilzsg.org/static/statistics.aspx?from=1

Inès S, Rawya M, Riadh K, Ons T, Ahmed D, Chedly A (2016) Effects of salt treatment on growth, lipid membrane peroxidation, polyphenol content, and antioxidant activities in leaves of *Sesuvium portulacastrum* L. *Arid Land Res Manag* 31(4), 404-417

InVS., Guide d'investigation environnementale des cas de saturnisme de l'enfant, Saint Maurice, InVS, 2006

Iqbal MZ and Rahmati K (1992) Tolerance of *Albizia lebbek* to Cu and Fe application. *Ekologia (ÈSFR)*, 11: 427-430

Iqbal MZ, Mehmood T (1991) Influence of cadmium toxicity on germination and growth of some common threes. *Pak. J. Sci. Ind. Res.*, 34, 140–142

Islam E, Yang X, Li , Liu, , Jin, X, Meng F (2007) Effect of Pb toxicity on root morphology, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. *Journal of Hazardous Materials*. 147(3): 806-816

Ismail IS, Ito H, Selloum L, Hammama B, Toshida T (2005) *Constituents of Cleome arabica leaves and twigs*. *Natural Medicines*, 59(1), p. 53

Izbiańska K, Arasimowicz-Jelonek M, Deckert J (2014) Phenylpropanoid pathway metabolites promote tolerance response of lupine roots to lead stress. *Ecotoxicol Environ Saf* 110 :61–67. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.08.014>

J

Références bibliographiques

- Jagetiya B, Kumar S (2020) Phytoremediation of Lead: A Review. In: Gupta D., Chatterjee S., Walther C. (eds) Lead in Plants and the Environment. Radionuclides and Heavy Metals in the Environment. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_10
- Jain M, Pal M, Gupta P, Garde R (2007) Effect of cadmium on chlorophyll biosynthesis and enzymes of nitrogen assimilation in greening maize leaf segments: Role of 2-oxoglutarate. *Indian Journal of Experimental Biology*, 45, 385-389
- Jana A. and Biswas S.M (2011) Lactam nonanic acid, a new substance from *Cleome viscosa* with allelopathic and antimicrobial properties. *Journal of Biosciences*, 2011, 36(1), pp 27-35
- Jayasri MA, Suthindhiran K (2017) Effect of zinc and lead on the physiological and biochemical properties of aquatic plant *Lemna minor*: its potential role in phytoremediation. *Appl Water Sci* 7:1247–1253
- Jha AB, Dubey RS (2004) Carbohydrate metabolism in growing rice seedlings under arsenic toxicity *Plant Physiology*. 123, 1029-1036
- Jing H, Chunjie W, Yue Z, Shiguo L, Tasawar H, Ahmed A, Xiangke W (2018) Effects of uranium stress on physiological and biochemical characteristics in seedlings of six common edible vegetables. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry.*, 316(3): 1001-1010
- John R, Ahmad P, Gadgil K, Sharma S (2008) Effect of cadmium and lead on growth, biochemical parameters and uptake in *Lemna polyrrhiza* L. *Plant Soil Environ*. 54 (6): 262-270
- Joseph M, Ramani Vincent A, Charles A (2014) The anticancer activity of ethanolic extract of *Cleome felina* linn. *Journal of Pharmacy Research*, 8(9), 1223-1225

K

- Kabata-Pendias A (2011) Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, Florida
- Kabata-Pendias A, Pendias H (2001) Trace elements in soils and plants, 3rd edn. CRC Press, Boca Raton, Florida
- Kabata-Pendias, A., 1992. Trace metals in soils in Poland-occurrence and behaviour. *Soil Science*, Vol. 140: 53-70
- Kabir M, Iqbal MZ, Shafiq M, Farooqi ZR (2008) Reduction in germination and seedling growth of *Thespesia populnea* L. caused by lead and cadmium treatment. *Pakistan Journal of Botany*, 40: 2419-2426
- Kader M, Lamb DT, Megharaj M, Naidu R (2016) Sorption parameters as a predictor of arsenic phytotoxicity in Australian soils. *Geoderma* 265, 103–110. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2015.11.019>
- Kafel A, Nadgórska-Socha A, Gospodarek J, Babczyn´ska A, Skowronek M, Kandziora M, Rozpendek K (2010) The effects of *Aphis fabae* infestation on the antioxidant response

Références bibliographiques

- and heavy metal content in field grown *Philadelphus coronarius* plants. *Sci Total Environ* 408(5):1111–1119
- Kandziora-Ciupa, M., Ciepał, R., Nadgórska-Socha, A, Barczyk G (2016) Accumulation of heavy metals and antioxidant responses in *Pinus sylvestris* L. needles in polluted and non-polluted sites. *Ecotoxicology* **25**, 970–981. <https://doi.org/10.1007/s10646-016-1654-6>
- Kalimuthu K, Siva SR (1990) Physiological effects of heavy metals on *Zea mays* (maize) seedlings. *Indian J.Plant Physiol.* 33: 242-244
- Kameli A, Losel DM (1995) Contribution of carbohydrates and other solutes to osmotic adjustment in wheat leaves under water stress. *Journal of Plant Physiology*, Vol. 145: 363-366
- Kasim WA (2006) Changes induced by copper and cadmium stress in the anatomy and grain yield of *Sorghum bicolor* (L.) Moench. *Int. J. Agric. Biol.*, 8: 123-128
- Kaul PP, Shyam S, Srivasatva R, Misra D, Salve PR, Srivastava SP (2003) Lead levels in ambient air and blood of pregnant mothers from the general population of Lucknow (UP), India. *Bull Environ Cont Toxicol* 71:1239–1243
- Kaur G, Singh HP, Batish DR, Kumar Kohli R (2012a) Growth, photosynthetic activity and oxidative stress in wheat (*Triticum aestivum*) after exposure of lead to soil. *J Environ Biol* 33:265–269
- Kaur G, Singh HP, Batish DR, Kohli RK (2012b) A time course assessment of changes in reactive oxygen species generation and antioxidant defense in hydroponically grown wheat in response to lead ions (Pb²⁺). *Protoplasma* 249:1091–1100
- Kaur L (2016) Tolerance and accumulation of lead by fenugreek. *Journal of Agriculture and Ecology*, 1: 22-34. <http://dx.doi.org/10.53911/JAE.2016.1103>
- Kaur L (2018) Accumulation potential of Indian mustard (*Brassica juncea* var. arawali) and fenugreek (*Trigonella foenum-graecum* L.) planted on Lead and Nickel contaminated soil. *Tropical Plant Research* 5(2): 217–223]. DOI: 10.22271/tpr.2018.v5.i2.027
- Keblawy, S. Al Neyadi, M. Rao, and A. Al-Marzouqi (2011) Interactive effects of salinity, light and temperature on seed germination of sand dunes glycophyte *Cyperus conglomeratus* growing in the United Arab Emirates deserts. *Seed Science and Technology*, vol. 39, no. 2, pp. 364- 376, 2011
- Kemassi A, Boual Z, Lebbouz I, Daddi bouhoun M, Saker ML, Ould El hadj-Khelil A and Ould el hadj MD (2012) Étude de l'activité biologique des Extraits foliaires de *Cleome arabica* L. (capparidaceae). *Lebanese Science Journal*. Vol. (13): 81-97
- Khafagi IK, & Dewedar A (2000) The efficiency of random versus ethno-directed research in the evaluation of Sinai medicinal plants for bioactive compounds. *Journal of Ethnopharmacology*, 71, 365–376
- Khaled-Khodja S, Durand G (2016) Contamination métallique de l'eau et du sédiment d'Oued Bouhamra. *Synthèse: Revue des Sciences et de la Technologie*.32:135–146

Références bibliographiques

- Khalid S, Shahid M, Niazi NK, Murtaza B, Bibi I, Dumat C (2017) A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *J. Geochem. Explor.* 182, 247–268. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>
- Khan M, Daud MK, Basharat A, Khan MJ, Azizullah A, Muhammad N (2016) Alleviation of lead-induced physiological, metabolic, and ultramorphological changes in leaves of upland cotton through glutathione. *Environ Sci Pollut Res* 23:8431–844
- Khan K, Lu Y, Khan H, Zakir S, Khan S, Khan AA, Wei L, Wang T (2013) Health risks associated with heavy metals in the drinking water of Swat, northern Pakistan. *J Environ Sci* 25:2003–2013
- Khan M, Rolly NK, Al Azzawi TNI, Imran M, Mun B-G, Lee I-J, Yun B-W (2021) Lead (Pb)-Induced Oxidative Stress Alters the Morphological and Physio-Biochemical Properties of Rice (*Oryza sativa* L.). *Agronomy*.11(3) 409 <https://doi.org/10.3390/agronomy11030409>
- Khan MM, Islam E, Irem S, Akhtar K, Ashraf MY, Iqbal J, Liu D (2018b) Pb-induced phytotoxicity in para grass (*Brachiaria mutica*) and Castorbean (*Ricinus communis* L) antioxidant and ultrastructural studies. *Chemosphere* 200:257–265
- Khan I, Iqbal M, Ashraf MY, Ashraf MA, Ali S (2016a) Organic chelants-mediated enhanced lead (Pb) uptake and accumulation is associated with higher activity of enzymatic antioxidants in spinach (*Spinacea oleracea* L.). *J. Hazard. Mater.* 317, 352–361
- Khare CP (2007) *Indian Medicinal Plants: An Illustrated Dictionary*. Springer: pp 158 – 159
- Khedim I (2019) *Phytoremédiation par l’Atriplex planté dans des sols enrichis en cuivre, zinc, plomb et cadmium*. Thèse de Doctorat de l’université de Mostaganem
- Kidd P, Barceló J, Bernal MP, Navari-Izzo F, Poschenrieder C, Shilev S, Clemente R, Monterroso C (2009) Trace element behaviour at the root-soil interface: Implications in phytoremediation. *Environ. Exp. Bot.* 67, 243–259. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envexpbot.2009.06.013>
- 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
- Kirtikar CKR and Basu BD (1981) *Indian medicinal plants*. Allahabad: The Indian Press: pp 98 – 101
- Klaminder J, Bindler R, Rydberg J, Renberg I (2008) Is there a chronological record of atmospheric mercury and lead deposition preserved in the mor layer (O-horizon) of boreal forest soils? *Geochim Cosmochim Acta* 72:703–712
- Kohli SK, Handa N, Sharma A, Gautam V, Arora S, Bhardwaj R, Wijaya L, Alyemeni MN, Ahmad P (2018) Interaction of 24-epibrassinolide and salicylic acid regulates pigment contents, antioxidative defense responses, and gene expression in *Brassica juncea* L. seedlings under Pb stress. *Environ Sci Pollut Res* 25:15159–15173

Références bibliographiques

- Kohli SK, Handa N, Sharma A, Gautam V, Arora S, Bhardwaj R, Alyemnei MN, Wijaya L, Ahmed P (2018b) Combined effect of 24-epibrassinolide and salicylic acid mitigates lead (Pb) toxicity by modulating various metabolites in *Brassica juncea* L. seedlings. *Protoplasma* 255, 11–24. DOI 10.1007/s00709-017-1124-x
- Kopittke PM, Asher CJ, Kopittke RA, Menzies NW (2007) Toxic effects of Pb²⁺ on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environ Pollut* 150:280–287
- Kopittke PM, Asher CJ, Blamey FP, Auchterlonie GJ, Guo YN, Menzies NW (2008a) Localization and chemical speciation of Pb in roots of signal grass (*Brachiaria decumbens*) and Rhodes grass (*Chloris gayana*). *Environ Sci Technol* 42:4595–4599
- K'opondo FB (2011) Morphological characterization of selected spider plant (*Cleome gynandra* L.) types from western Kenya. *Annals of Biological Research*, v.2, p.54-64
- Korichi-almi A (2016) Effets des extraits de quelques plantes spontanées du Sahara septentrional, sur trois stades de développement (œuf, L1 et adulte) d'*Ectomyelois ceratoniae* Zeller (Lepidoptera, Pyralidae). Mémoire de magister de l'université de KASDI MERBAH- OUARGLA
- Kranner I, Colville L (2011) Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environ. & Exper. Bot*, 72: 93-105
- Krzyszowska M, Rabęda I, Basińska A, Lewandowski M, Mellerowicz EJ, Napieralska A, Samardakiewicz S, Woźny A (2016) Pectinous cell wall thickenings formation—a common defense strategy of plants to cope with Pb. *Environ Pollut* 214:354–361
- Külahcı F (2020) Environmental Distribution and Modelling of Radioactive Lead (210): A Monte Carlo Simulation Application. In: Gupta D., Chatterjee S., Walther C. (eds) *Lead in Plants and the Environment. Radionuclides and Heavy Metals in the Environment*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_2
- Kumar AK, Prasad MNV, Achary VMM, Panda BB (2013) Elucidation of lead-induced oxidative stress in *Talinum triangulare* roots by analysis of antioxidant responses and DNA damage at cellular level. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, (20): 4551–4561
- Kumar A, Majeti NVP (2014) Proteomic responses to lead-induced oxidative stress in *Talinum triangulare* Jacq. (Willd.) roots: identification of key biomarkers related to glutathione metabolisms. *Environ Sci Pollut Res* 21:8750–8764
- Kumar A, Prasad MNV (2018) Plant–lead interactions: transport, toxicity, tolerance, and detoxification mechanisms. *Ecotoxicol Environ Saf* 166:401–418
- Kumar A, Pal L, Agrawal V (2017) Glutathione and citric acid modulates lead- and arsenic-induced phytotoxicity and genotoxicity responses in two cultivars of *Solanum lycopersicum* L. *Acta Physiol Planta* 39:151
- Kumar A, Pal L, Agrawal V (2017) Glutathione and citric acid modulates lead- and arsenic-induced phytotoxicity and genotoxicity responses in two cultivars of *Solanum lycopersicum* L. *Acta Physiol Planta* 39:151

Références bibliographiques

- Kumar A, Prasad MNV (2018) Plant–lead interactions: transport, toxicity, tolerance, and detoxification mechanisms. *Ecotoxicol Environ Saf* 166:401–418
- Kumar S, Dubey RS, Tripathi RD, Chakrabarty D, Trivedi PK (2015) Omics and biotechnology of arsenic stress and detoxification in plants : Current updates and prospective. *Environ. Int.* 74, 221–230
- Kumari R, Mallavarau GR, Jain VK, Kumar S (2013) Corresponding Properties of Fatty Oils of *Cleome viscosa* and *Jatropha curcas* as Resources of Biodiesel. *Agricultural Research*, 2(4), pp 393-399
- Kuppusamy S, Thavamani P, Megharaj M, Naidu R (2015) Bioremediation potential of natural polyphenol rich green wastes: a review of current research and recommendations for future directions. *Environ Technol Innovation*. 4:17-28
- Kushwaha A, Hans N, Kumar S, Rani R (2018) A critical review on speciation, mobilization and toxicity of lead in soil-microbe-plant system and bioremediation strategies. *Ecotox Environ Safet* 147:1035–1045

L

- Ladhari A, Laarif A, Omezzine F, Haouala R. (2013) Effect of the extracts of the spiderflower, *Cleome arabica*, on feeding and survival of larvae of the cotton leafworm, *Spodoptera littoralis*. *Journal of Insect Science*, 13, 61
- Lambot Q (2011). Les techniques de phytoremédiation sur les sites pollués, en Wallonie : Evaluation des potentialités et proposition d'une méthodologie d'intégration paysagère. Université de Liège Mémoire de Master Architecte paysagiste. 75-60
- Lago-Vila M, Arenas-Lago D, Rodriguez-Seijo A, Andrade ML, Vega FA (2019) Ability of *Cytisus scoparius* for phytoremediation of soils from a Pb/Zn mine: Assessment of metal bioavailability and bioaccumulation. *J. Environ. Manag.* 2019, 235, 152–160
- Laidlaw MAS, Filippelli GM, Brown S, Paz-Ferreiro J, Reichman SM, Netherway P, Truskewycz A, Ball AS, Mielke HW (2017) Case studies and evidence-based approaches to addressing urban soil lead contamination. *Applied Geochem.* 83:14–30. doi:10.1016/j.apgeochem.2017.02.015
- Lal S, Ratna S, Said OB, Kumar R (2018) Biosurfactant and exopolysaccharide-assisted rhizobacterial technique for the remediation of heavy metal
- Lamhamdi M, Bakrim A, Aarab A, Lafont R, Sayah F (2011) Lead phytotoxicity on wheat (*Triticum aestivum* L) seed germination and seedlings growth. *C R Biol* 334:118–126
- Lamhamdi M, El Galiou O, Bakrim A, Nóvoa-Muñoz JC, Arias-Estevez M, Aarab A, Lafont R (2013) Effect of lead stress on mineral content and growth of wheat (*Triticum aestivum*) and spinach (*Spinacia oleracea*) seedlings. *Saudi J Biol Sci* 20:29–36
- Lamhamdi M, Lafont R, Rharrabe K, Sayah F, Aarab A, Bakrim A (2016) 20-Hydroxyecdysone protects wheat seedlings (*Triticum aestivum* L.) against lead stress. *Plant Physiol. Biochem.* 98, 64–71

Références bibliographiques

- Lasat MM, Baker AJM and Kochian LV (1998) Altered Zn compartmentation in the root symplasm and stimulated Zn absorption into the leaf as mechanisms involved in Zn hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens*. *Plant Physiol.* 118, 875-883
- Lasheen MR, Ammar NS (2009) Speciation of some heavy metals in River Nile sediments, Cairo, Egypt. *The Environmentalist.* 29:8–16
- Laurette J (2011) Rôle de la spéciation de l'uranium sur sa bioaccumulation, son transport et sa toxicité dans les plantes. Application à la phytoremediation. Thèse de doctorat de l'Institut des Sciences et Industries du Vivant et de l'Environnement (AgroParisTech)
- Laurette J, Larue C, Mariet C, Brisset F, Khodja H, Bourguignon J, & Carrière M (2012) Influence of uranium speciation on its accumulation and translocation in three plant species: Oilseed rape, sunflower and wheat. *Environmental and Experimental Botany*, 77, 96-107. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2011.11.007>
- Laxen DPH, Harrison RM (1977) The highway as a source of water pollution: an appraisal of heavy metal lead. *Water Res* 11:1–11
- Lee CS, Nzioka AM, Kim YJ, Sakong J (2017) Evaluation of bioconcentration factors of metals and non-metals in crops and soil from abandoned mines in Korea. *Contemp. Probl. Ecol.* 10, 583–590. <https://doi.org/10.1134/S1995425517050080>
- Lefevre L (1998) Traitement des eaux usées urbaines. Tome I, Chapitre 3: le lagunage. Mars 1998. Lyonnaise des Eaux (C. I. R. S. E. E), 239-245
- Lenka S, Rajendiran S, Coumar MV, Dotaniya ML, Saha JK (2016) Impacts of fertilizers use on Meena V, Dotaniya ML, Saha JK, Das H, and Patra AK. 2020. Impact of Lead Contamination on Agroecosystem and Human Health. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_4
- Lépengué AN, Mouaragadja I, Ibrahim B, Ake S, M'batchi B (2012) Réponse du maïs (*Zea mays* var. LG 60) au stress salin : étude de la synthèse de quelques composés biochimiques. *J Anim Plant Sci* 14(1), 1866-1872
- Levent-Tuna A, Kaya C, Dicitilas M, Higgs, D (2008) The combined effects of gibberellic acid and salinity on some antioxidant enzyme activities, plant growth parameters and nutritional status in maize plants. In *Environmental and Experimental Botany*, Vol. 62: 1–9. doi:10.1016/j.envexpbot.2007.06.0070
- Lichtenthaler HK (1987) Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes. *Meth Enzymol* 148, 350-382
- Li W, Mao R, Liu X (2005) Effects of stress duration and non-toxic ions on heavy metals toxicity to *Arabidopsis* seed germination and seedling growth. *Ying Yong Sheng Tai Xue Bao* ;16:1943-7
- Liang S, Jin Y, Liu W, Li X, Shen S, Ding L (2017) Feasibility of Pb phytoextraction using nano-materials assisted ryegrass: results of a one-year field-scale experiment. *J Environ Manage.* 190:170–175. doi:10.1016/j.jenvman.2016.12.064

Références bibliographiques

- Ling T, Gao Q, Du H, Zhao Q, Ren J (2017) Growing, physiological responses and Cd uptake of corn (*Zea mays* L.) under different Cd supply. *Chem. Speciat. Bioavailab.* 29, 216–221. <http://dx.doi.org/10.1080/09542299.2017.1400924>
- Liu D, Li T, Jin X, Yang X, Islam E, Mahmood Q (2008) Lead induced changes in the growth and antioxidant metabolism of the lead accumulating and non-accumulating ecotypes of *Sedum alfredii*. *J Integr Plant Biol* 50:129–140
- Liu D, Jiang, Li 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(3): 273-277
- Liu J, Mo, Zhang X, Yao S.& Wang Y (2018) Simultaneous Hyperaccumulation of Cadmium and Manganese in *Celosia argentea* Linn. *International Journal of Phytoremediation*, 20(11), 1106-1112. DOI: 10.1080/15226514.2017.1365341
- López-Orenes A, Dias MC, Ferrer MÁ, Calderon A, Moutinho-Pereira J, Correia C, Santos C (2018) Different mechanisms of the metalliferous *Zygophyllum fabago* shoots and roots to cope with Pb toxicity. *Environ Sci Pollut Res* 25, 1319–1330 (2018). <https://doi.org/10.1007/s11356-017-0505-1>
- Lotfy SM, Mostafa AZ (2014) Phytoremediation of contaminated soil with cobalt and chromium. *J. Geochem. Explor.* 144, 367–373
- Lovering TG (1969) The distribution of minor elements in samples of biotite from igneous rocks-basic data. US Geological Survey
- Luo C, Shen Z, Li X (2005) Enhanced phytoextraction of Cu, Pb, Zn and Cd with EDTA and EDDS. *Chemosphere* 59:1–11. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.100>
- Lusa MG, Cardoso EC, Machado SR, Appezzato-da-Glo'ria B (2015) Trichomes related to an unusual method of water retention and protection of the stem apex in an arid zone perennial species. *AoB PLANTS* 7: plu088; doi:10.1093/aobpla/plu088
- Lux A, Sotnikova A, Opatrna J, Gregerc M (2004) Differences in structure of adventitious roots in *Salix* clones with contrasting characteristics of cadmium accumulation and sensitivity Alexander. *Physiol. Plantarum* 120, 537–545. <https://doi.org/10.1111/j.0031-9317.2004.0275.x>

M

- Ma Y, Prasad M, Rajkumar M, Freitas H (2011) Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. *Biotechnol. Adv.* 29, 248–258. doi: 10.1016/j.biotechadv.2010.12.001
- Ma Y, Rajkumar M, Zhang C, Freitas H (2016a) Beneficial role of bacterial endophytes in heavy metal phytoremediation. *J. Environ. Manage.* 174,
- Mabberley DJ (2008) *Mabberley's Plant-Book: a Portable Dictionary of Plants, their Classification and Uses*. Ed. Cambridge University Press: Cambridge. USA. 1021p

Références bibliographiques

- Madi A (2018) Caractérisation phytochimique et évaluation des activités biologiques de *Cleome arabica*. Thèse de doctorat de l'université des frères mentouri. Constantine 1
- Mahar A, Wang P, Ali A, Awasthi MK, Lahori AH, Wang Q, Li R, Zhang Z (2016) Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>
- Mahmood T (2010) Phytoextraction of heavy metals - the process and scope for remediation of contaminated soils. *Soil Environ.* 29, 91–109
- Mahmoud T (2010). Desert Plants of Egypt's Wadi El Gemal National Park
- Maier R (1978) Studies on the effect of lead in the acid phosphatase in *Zea mays* L. *Z Pflanzenphysiol* 87:347–354
- Maire R (1933) Etude sur la flore et la végétation du sahara central, *Mém. Soc. Hist. Nat. Afr. du N.*, n° 3, 2 vol, 433p., 36 pl
- Majumdar A, Kumar Upadhyay M, Ojha M, Afsal F, Giri B, Srivastava S, Bose S (2022) Enhanced phytoremediation of Metal(loid)s via spiked ZVI nanoparticles: An urban clean-up strategy with ornamental plants, *Chemosphere*, Volume 288, Part 2, 2022, 32588, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132588>
- Makowski E, Kita A, Galas W, Karcz W, Kuperberg JM (2002) Lead distribution in corn seedlings (*Zea mays* L.) and its effect on growth and the concentrations of potassium and calcium. *Plant Growth Regulation.* 37: 69-76
- Malar S, Manikandan R, Favas PJC, Vikram Sahi S, Venkatachalam P (2014) Effect of lead on phytotoxicity, growth, biochemical alterations and its role on genomic template stability in *Sesbania grandiflora*: a potential plant for phytoremediation. *Ecotoxicol Environ Saf* 108:249–257
- Malea P, Adamakis ID, Kevrekidis T (2014) Effects of lead uptake on microtubule cytoskeleton organization and cell viability in the seagrass *Cymodocea nodosa*. *Ecotoxicol Environ Saf* 104:175–181
- Malar S, Manikandan R, Favas PJ, Sahi SV, Venkatachalam P (2014a) Effect of lead on phytotoxicity, growth, biochemical alterations and its role on genomic template stability in *Sesbania grandiflora*: a potential plant for phytoremediation. *Ecotoxicol Environ Saf* 108:249–257
- Malar S, Vikram SS, Favas PJC, Perumal V (2014b) Lead heavy metal toxicity induced changes on growth and antioxidative enzymes level in water hyacinths [*Eichhornia crassipes* (Mart.)]. *Bot Stud* 55:54
- Malecka A, Piechalak A, Tomaszewska B (2009) Reactive oxygen species production and antioxidative defense system in pea root tissues treated with lead ions: the whole roots level. *Acta Physiologiae Plantarum.* 31, 1053–1063
- Malik N, Biswas AK (2012) Role of higher plants in remediation of metal contaminated sites. *Sci Rev Chem Commun*, 2: 141-146

Références bibliographiques

- Malkowski EK, Kita A, Galas W, Karcz W, Kuperberg JM (2002) Lead distribution in corn seedling (*Zea mays* L.) and its effect on growth and the concentration of potassium and calcium. *Plant Growth Regulation*, 37: 69-76
- Marche-Marchad J (1965) *Le monde végétal en Afrique intertropicale*, Ed. de l'Ecole. Paris, p 478
- Mason AZ, Jenkins KD (1995) Metal detoxification in aquatic organisms in : "Metal speciation and bioavailability in aquatic systems". Tessier A, Turner DR (eds). J. Wiley and sons, Chichester
- Mastretta C, Taghavi S, Van Der Lelie D, Mengoni A, Galardi F, Gonnelli C (2009) Endophytic bacteria from seeds of *Nicotiana tabacum* can reduce cadmium phytotoxicity. *Int. J. Phytoremediat.* 11, 251–267. doi: 10.1080/ 15226510802432678
- Mathieu A, Baize D, Raoul C, Daniau C (2008) Proposition de référentiels régionaux en ETM dans les sols : leur utilisation dans les évaluations
- Mathur KC, Srivastava RK, Chaudhary K (1987) Effect of Cd and Cr metals on germination and early growth performance of *Allium cepa* seeds. *Proc. Natl. Acad. Sci. India Sect. B (Biol. Sci.)*, 57, 191–196
- Mattina MJL, Lannucci-Berger W, Musante C, White JC (2003) Concurrent plant uptake of heavy metals and persistent organic pollutants from soils. *Environmental pollution*, 124: 375-378
- Mazliak P (1981) Régulation à COU1I terme et" teng terme de l'activité des enzymes membranaires par- la température. *Physiol. Vég. Fran.*, 19 (4), 54)- 563
- McFarlane JC (1995) Anatomy and physiology of plant conductive systems. In: *Plant contamination-Modeling and stimulation of organic chemical processes*, Mc Farlane JC, Eds (Boca Raton, Florida: Lewis Publishers), 38-68
- Meena VD, Dotaniya ML, Saha JK, Meena BP, Das H, Beena, Patra AK (2019b) Sustainable C and N management under metal-contaminated soils. In: Datta R, Meena RS, Pathan S, Ceccherini M (eds) *Carbon and nitrogen cycling in soil*. Springer, p. 293–336 mercury and lead deposition preserved in the mor layer (O-horizon) of boreal forest metalliferous soils. *Biotechnol. Adv.* 29, 248–258. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2010.12.001>
- Meena V, Dotaniya ML, Saha JK, Das H, Patra AK (2020) Impact of Lead Contamination on Agroecosystem and Human Health. In: Gupta, D., Chatterjee, S., Walther, C. (eds) *Lead in Plants and the Environment. Radionuclides and Heavy Metals in the Environment*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_4
- Meitei MD, Kumar A, Prasad MN, Malec P, Waloszek A, Maleva M, Strzałka K (2014) Photosynthetic pigments and pigment-protein complexes of aquatic plants under heavy metal stress. *Photosynthetic pigments: chemical structure, biological function and ecology*. Russian Academy of Sciences, St. Petersburg, Nauka, Russia, pp 314–329
- Meyer K (1991) *La pollution des sols en Suisse. Rapport du P. N. R "Sol"*, Liebefield-Berne, 241 p

Références bibliographiques

- Michalak AM (2001) Feasibility of contaminant source identification for property rights enforcement. In: Anderson TL, Hill PJ (eds) The technology of property rights. Rowman & Littlefield Publishers, Lanham, MD, p. 123–145
- Michalak A (2006) Phenolic compounds and their antioxidant activity in plants growing under heavy metal stress. *Pol J Environ Stud.* 15(4): 523-530
- Mishra S, Srivastava S, Tripathi RD, Kumar R, Seth CS, Gupta DK (2006) Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L) involves induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere* 65:1027–1039
- Mishra A, Choudhuri MA (1998) Amelioration of lead and mercury effects on germination and rice seedling growth by antioxidants. *Biologia Plantarum.* 41(3): 469-473
- Mitra A, Chatterjee S, Voronina AV, Walther C, Gupta DK (2020) Lead Toxicity in Plants: A Review. In: Gupta D., Chatterjee S., Walther C. (eds) Lead in Plants and the Environment. Radionuclides and Heavy Metals in the Environment. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_6
- Mohadjerani M (2012) Antioxidant activity and total phenolic content of Nerium oleander L. grown in north of Iran. *Iranian journal of pharmaceutical research* 11(4), p1121
- Mohiuddin KM, Zakir HM, Otomo K, Sharmin S, Shikazono N (2010) Geochemical distribution of trace metal pollutants in water and sediments of downstream of an urban river. *International Journal of Environmental Science & Technology.* 2010;7:17–28
- Moise JA, Han S, Gudynaite-Savitch L, Johnson DA, Miki BLA (2005) Seed coats: structure, development, composition, and biotechnology. *In Vitro Cell. Dev. Biol. Plant*, 41: 620-644
- Monneveux PH, Nemmar M (1986) Contribution à l'étude de la résistance à la sécheresse chez le blé tendre (*Triticum aestivum* L.) et chez le blé dur (*Triticum durum* Desf.): étude de l'accumulation de la proline au cours du cycle de développement. *Agronomie, EDP Sciences* 6 (6), 583-590
- Moyo M, Amoo SO, Ncube B, Ndhkala AR, Finnie JF, Van Staden J (2013) Phytochemical and antioxidant properties of unconventional leafy vegetables consumed in southern Africa. *South African Journal of Botany*, 84, 65–71
- Mroczek-Zdyrska M, Strubińska J, Hanaka A (2017) Selenium improves physiological parameters and alleviates oxidative stress in shoots of lead-exposed *Vicia faba* L minor plants grown under phosphorus-deficient conditions. *J Plant Growth Regul* 36:186–199
- Muhammad AN and Salman AA (2013) Anti-emetic activity of *Cleome brachycarpa* and *Cleome viscosa* in chicks. *Universal Journal of Pharmacy*,1(1), pp 96-99
- Muhammad S, Iqbal M Z, Mohammad A (2008) Effect of lead and cadmium on germination and seedling growth of *Leucaena leucocephala*. *J. Appl. Sci. Environ. Manage. Vol. 12(2)* 61 – 66

Références bibliographiques

- Mukherji S, Maitra P (1976) Toxic effects of lead on growth metabolism of germinating rice (*Oryza sativa* L) seeds on mitosis of onion (*Allium cepa* L) root tip cells. *Indian J Exp Biol* 14:519–521
- Mustafa G, Komatsu S (2016) Toxicity of heavy metals and metal-containing nanoparticles on plants. *Biochim. Biophys. Acta.* 1864 (8), 932–944

N

- Naderi N, Mirzamasoumzadeh B, Aghaei A (2013) Effects of different levels of lead (Pb) on physiological characteristics of sugar beet. *International Journal of agriculture and crop sciences.* 5 (10), 1154-1157
- Nadgórska-Socha A, Kafel A, Kandziora-Ciupa M, Gospodarek J, ZawiszaRaszka A (2013). Accumulation of heavy metals and antioxidant responses in *Vicia faba* plants grown on monometallic contaminated soil. *Environ Sci Pollut Res.* 20:1124-1134. DOI 10.1007/s11356-012-1191-7
- Narendhirakannan RT, Subramanian S, Kandaswamy M (2007) Anti-inflammatory and lysosomal stability actions of *Cleome gynandra* L. studied in adjuvant induced arthritic rats. *Food and Chemical Toxicology*, 45 ,1001-1012
- Natasha M, Shahid S, Khalid B, Murtaza (2020) Lead Pollution and Human Exposure: Forewarned is Forearmed, and the Question Now Becomes How to Respond to the Threat!. In: Gupta D., Chatterjee S., Walther C. (eds) *Lead in Plants and the Environment. Radionuclides and Heavy Metals in the Environment.* Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_2
- Nautiyal N, Sinha P (2012) Lead induced antioxidant defense system in pigeon pea and its impact on yield and quality of seeds. – *Acta Physiol. Plant.* 34: 977-983. <https://doi.org/10.1007/s11738-011-0894-6>
- Neggaz NE, Reguieg Yssaad HA (2018) Effect of lead stress on polyphenols, flavonoids, and proline contents in radish (*Raphanus sativus* L.). *International Journal of. Biosciences.* 12(5), 135-144
- Neggaz NE (2019) Effet combiné de la salinité et de métaux lourds (Plomb, Cuivre, et Zinc) sur les paramètres chimiques, biochimiques et morpho- physiologiques chez le radis (*Raphanus sativus* L.). thèse de doctorat del' université Abdelhamid Ben Badis- Mostaganem
- Nejad ZD, Jung MC, Kim KH (2018) Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. *Environ. Geochem. Health* 40, 927–953. <http://dx.doi.org/10.1007/s10653-017-9964-z>
- Newman MC, Jagoe CH (1994) Ligands and the bioavailability of metals in aquatic environments, in L. Hamelick, P. F. Bergman, H. L. Bergman, and W. H. Benson, eds., *Bioavailability: physical, chemical and biological interactions.* Boca Raton, USA, Lewis: Publishers, p. 39-61

Références bibliographiques

Nriagu JO (1978) The biogeochemistry of lead in the environment. Ed JO Nriagu, Elsevier Biomedical Press, Amsterdam. Pergamon Press, New York Publishers, Lanham, MD, p. 123– 145

O

Ochuodho JO, Modi AT (2007) Light-induced transient dormancy in *Cleome gynandra* L. seeds. *African Journal of Agricultural Research*, v.2, p.587-591

Oguntade OA, Adegbuyi AA, Nassir AL, Olagunju SO, Salamami WA, Adawale RO (2020) Geoassessment of Heavy Metals in Rural and Urban Floodplain Soils: Health Implications for Consumers of *Celosia argentea* and *Corchorus olitorius* vegetables in Sagamu, Nigeria. *Environment Monitoring Assessment*, 192, 164. DOI: 10.1007/s10661-020-8077-9

Oh K, Cao T, Li T, Cheng H (2014) Study on application of phytoremediation technology in management and remediation of contaminated soils. *J. Clean Energy Technol.* 2, 216–220. <http://dx.doi.org/10.7763/JOCET.2014.V2.126>

Olegario JT, Yee N, Miller M, Szczepaniak J, Manning B (2010) Reduction of Se(VI) to Se(-II) by zerovalent iron nanoparticle suspensions. *J. Nanopart. Res.* 12, 2057–2068. <http://dx.doi.org/10.1007/s11051-009-9764-1>

Orrono DI, Schindler V, Lavado RS (2012) Heavy metal availability in *Pelargonium hortorum* rhizosphere: interactions, uptake and plant accumulation. *J Plant Nutr* 35:1374–1386

Ouetian B (1994) Intérêt alimentaire et fourrager des capparidaceae du burkinafaso. *Journal d'agriculture traditionnelle et de botanique appliquée*. Vol. XXXVI (1), n°1: 45-56

Ouvrard S, Barnier C, Bauda P, Beguiristain T, Biache C, Bonnard M, Caupert C, Cébron A, Cortet J, Cotelle S, Dazy M, Faure P, Masfaraud JF, Nahmani J, Palais F, Poupin P, Raoult N, Vasseur P, Morel JL, Leyval C (2011) In situ assessment of phytotechnologies for multicontaminated soil management. *Int J Phytoremediation*.13 Suppl 1:245-63. doi: 10.1080/15226514.2011.568546

Ovečka M, Takáč T (2014) Managing heavy metal toxicity stress in plants: biological and biotechnological tools. *Biotechnol. Adv.* 32, 73–86. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2013.11.011>

Ozenda P (1991) Flore de sahara (3 édition mise à jour et augmentée) Paris, Editions du CNRS, 662. + cartes

Ozenda P., 1977- Flore du sahara ,2éme éd, Centre national de la recherche scientifique, Paris. France. Pp: 242-244

P

Pal R, Rai JPN (2010) Phytochelatins : Peptides Involved in Heavy Metal Detoxification. *Appl Biochem Biotechnol* 160 : 943-963

Palma JM, Sandalio LM, Corpas FJ, Romero-Puertas MC, McCarthy I & del Río LA (2002) Plant proteases, protein degradation, and oxidative stress: role of peroxisomes

Références bibliographiques

- Pandey S, Gupta K, Mukherjee AK (2007) Impact of cadmium and lead on *Catharanthus roseus*-a phytoremediation study. *J Environ Biol* 28:655–662
- Partey ST, Thevathasan NV, Zougmore RB, Preziosi RF (2018) Improving maize production through nitrogen supply from ten rarely-used organic resources in Ghana. *Agrofor. Syst.* 92, 375–387. <http://dx.doi.org/10.1007/s10457-016-0035-8>
- Parys E, Wasilewska W, Siedlecka M, Zienkiewicz M, Drożak A, Romanowska E (2014) Metabolic responses to lead of metalicolous and nonmetalicolous populations of *Armeria maritima*. *Arch Environ Contam Toxicol* 67:565–577
- Patra M, Bhowmick N, Bandopadhyaya B, Sharma A (2004) Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany.* 52: 199-223
- Paul SB and ROY S (2009) Constituents of hydrodistillate of *Cleome gynandra* L. of Indian origin. *International Journal of Chemical Sciences*, 7(2), pp 969-975
- Pazoki A (2015) Evaluation of Flavonoids and Phenols content of Wheat under different Lead, PGPR and Mycorrhiza levels. *Biological Forum - An International Journal.* 7(1): 309-315
- Peijnenburg WJGM, Jager T (2003) Monitoring approaches to assess bioaccessibility and bioavailability of metals: Matrix issues. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 56, 63–77. [http://dx.doi.org/10.1016/S0147-6513\(03\)00051-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0147-6513(03)00051-4)
- Peng Q, wei Z, lau Bh (2000) pycnogenol inhibits tumor necrosis factor- α -induced nuclear factor kappa B activation and adhesion molecule expression in human vascular endothelial cells. *cellular and molecular life sciences* 57, 834-841
- Pham HH (1999) *An Illustrated Flora of Vietnam*. Vol. 1. 1999, Hanoi: NXB Tre: pp 597-598
- Pichard A (2002) Plomb et ses dérivés. Fiche INERIS
- Piechalak A, Tomaszewska B, Baralkiewicz D, Malecka A (2002) Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. *Phytochemistry* 60:153–162
- Pillai LS and Nair BR (2013) GC-MS analysis of chloroform extract of *Cleome burmanni* W. and A. (*Cleomaceae*). *International Journal of Pharmaceutical Sciences and Research*, 4(5), pp 1930-1933
- Pinto E, Aguiar A, Ferreira I (2014) Influence of soil chemistry and plant physiology in the phytoremediation of Cu, Mn, and Zn. *Crit. Rev. Plant Sci.* 33, 351–373. <http://dx.doi.org/10.1080/07352689.2014.885729>
- Piotrowska A, Bajguz A, Godlewska-Żyłkiewicz B, Czerpak R, Kamińska M (2009) Jasmonic acid as modulator of lead toxicity in aquatic plant *Wolffia arrhiza* (Lemnaceae). *Environ Exp Bot* 66:507–513
- Piwowarczyk B, Tokarz K, Muszyńska E, Makowski W, Jędrzejczyk R, Gajewski Z, Hanus-Fajerska E (2018) The acclimatization strategies of kidney vetch (*Anthyllis vulneraria* L.) to Pb toxicity. *Environ Sci Pollut Res* 25:19739–19752
- Pourrut B (2008) Implication du stress oxydatif dans la toxicité du plomb sur une plante modèle, *Vicia faba*. Thèse de doctorat de l'université de Toulouse, 284p

Références bibliographiques

- Pourrut B, Shahid M, Dumat C, Winterton P, Pinelli E (2011a) Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Rev Environ Contam Toxicol* 213:113–136
- Pourrut B, Jean S, Silvestre J, Pinelli E (2011b) Lead-induced DNA damage in *Vicia faba* root cells: potential involvement of oxidative stress. *Mutat Res* 726:123–128
- Pourrut B, Shahid M, Dumat C, Winterton P, Pinelli E (2011) Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Rev Environ Contam Toxicol*. 2011;213:113-36. doi: 10.1007/978-1-4419-9860-6_4. PMID: 21541849
- Punamiya P, Datta R, Sarkar D, Barber S, Patel M, Das P (2010) Symbiotic role of *Glomus mosseae* in phytoextraction of lead in vetiver grass [*Chrysopogon zizanioides* (L.)]. *J Hazard Mater* 177:465–474

Q

- Qiao X, Shi G, Chen L, Tian X, Xu X (2013) Lead-induced oxidative damage in sterile seedlings of *Nymphaea peltatum*. *Environ Sci Pollut Res* 20:5047–5055
- Quezel P, Santa S (1962-1963) Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales. Editions du Centre National de la Recherche Scientifique, Paris. France. 1170 p
- Qureshi R, Bhatti GR and Memon RA (2010) Ethnon medicinal uses of herbs from Northern Part of Nara Desert, Pakistan. *Pakistan Journal of Botany*, 42(2), pp 839-851

R

- Raboteaux NNG, Anderson NO (2010) Germination of *Cleome hassleriana* and *Polanisia dodecandra* seed lots in response to light, temperature and stratification. *Research Journal of Seed Science*, v.3, p.1-17
- Rafati M, Khorasani N, Moattar F, Shirvany A, Moraghebi F, Hosseinzadeh S (2011) Phytoremediation potential of *Populus alba* and *Morus alba* for cadmium, chromium and nickel absorption from polluted soil. *Int J Environ Res* 5:961–970
- Raghavan RS (1993) Capparaceae. In: Sharma, B.D. & N. P. Balakrishnan (Eds) *Flora of India* vol 2. Howrah: Botanical Survey of India: pp 248 – 335
- Rahim Guealia H (2019) Réponses hydriques et physiologiques du gombo (*Abelmoschus esculentus* L.) conduit sur substrat bentonisé sous contrainte saline. Thèse de doctorat Université de Mostaganem
- Rahman MA, Mossa JS, Al-Said MS, Al-Yahya MA (2004) Medicinal plant diversity in the flora of Saudi Arabia 1: a report on seven plant families. *Fitoterapia*. Mar;75(2):149-61. doi: 10.1016/j.fitote.2003.12.012
- Rajendiran S, Singh TB, Saha JK, Coumar JK, Dotaniya ML, Kundu S, Patra AK (2018) Spatial distribution and baseline concentration of heavy metals in swell–shrink soils of Madhya Pradesh, India. In: Singh V, Yadav S, Yadava R (eds) *Environmental pollution. Water science and technology Library*. Springer, p. 135–145

Références bibliographiques

- Rajkumar M, Ae N, Prasad MNV, Freitas H (2010) Potential of siderophore-producing bacteria for improving heavy metal phytoextraction. *Trends in Biotechnology*, V 28, Issue 3, P.142-149, <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2009.12.002>
- Rajkumar M, Sandhya S, Prasad MNV, Freitas H (2012) Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. *Biotechnol. Adv.* 30, 1562–1574. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.04.011>
- Rajkumar, M., Sandhya, S., Prasad, M.N.V., Freitas, H., 2012. Perspectives of plant-associated microbes in heavy metal phytoremediation. *Biotechnol. Adv.* 30, 1562–1574. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biotechadv.2012.04.011>
- Rashid A, Jabeen N, Batool A, Ahmad R (2016) Comparison of cadmium and zinc accumulation in onion and radish irrigated with municipal wastewater. *J Appl Agri Biotechnol* 1, 47-53
- Raskin I, Ensley BD (2000) *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean up the environment*. John Wiley & Sons, New York, U.S.A
- Rauch JN, et Pacyna M (2009) Earth's global Ag, Al, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, and Zn cycles. *Global Geochemical Cycles*; 23, no. GB2001: 1-16. Res 24:9387–9398 Respond to the Threat!. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_3
- Ray M & Banerjee S (1981) Detection of phytotoxicity in irrigation water passing through an industrial belt of West Bengal. *Proceedings of the VI International Conference of Women Engineers and Scientists* (pp. 59–65). Bombay
- Reeves RD, Brooks RR (1983) Hyperaccumulation of lead and zinc by two metallophytes from mining areas of Central Europe. *Environ Pollut* 31:277–285. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(83\)90064-8](https://doi.org/10.1016/0143-1471(83)90064-8)
- Reginato Mariana A, Castagna Antonella F, Ana C, Stella (2014) Physiological responses of a halophytic shrub to salt stress by Na₂SO₄ and NaCl: oxidative damage and the role of polyphenols in antioxidant protection
- Remon E (2006) Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Thèse de doctorat, université JEAN MONNET, p157
- Reymond M, Svistoonoff S, Loudet O, Nussaume L, Desnos T (2006) Identification of QTL controlling root growth response to phosphate starvation in *Arabidopsis thaliana*. *Plant, cell & environment*, 29(1), 115-125
- Riyazuddin R. & Gupta Ravi (2021) Plausible Involvement of Ethylene in Plant Ferroptosis: Prospects and Leads. *Frontiers in Plant Science*. 12. 680709. [10.3389/fpls.2021.680709](https://doi.org/10.3389/fpls.2021.680709)
- Rigoletto M, Calza P, Gaggero E, Malandrino M, Fabbri D (2020) Bioremediation Methods for the Recovery of Lead Contaminated Soils: A Review. *Appl. Sci.* 2020, 10, 3528; [doi:10.3390/app10103528](https://doi.org/10.3390/app10103528)

Références bibliographiques

- Robinson B, Schulin R, Nowack B, Roullet S, Menon M, Clothier B, Green S, Mills T (2006) Phytoremediation for the management of metal flux in contaminated sites. For Snow Landsc Res. 80(2): 221–234
- Rodriguez E, Azevedo R, Moreira H, Souto L, Santos C (2013) Pb²⁺ exposure induced microsatellite instability in *Pisum sativum* in a locus related with glutamine metabolism. Plant Physiol Biochem 62:19–22
- Rodriguez-Serrano M, Romero-Puertas MC, Pazmino DM, Testillano PS, Risueño MC, Luis A, Sandalio LM (2009) Cellular response of pea plants to cadmium toxicity: Cross talk between reactive oxygen species, nitric oxide, and calcium. Plant Physiol. 2009, 150, 229–243
- Rodriguez E, da Conceição SM, Azevedo R, Correia C, MoutinhoPereira J, Ferreira de Oliveira JMP, Celeste Dia M (2015) Photosynthesis light-independent reactions are sensitive biomarkers to monitor lead phytotoxicity in a Pb-tolerant *Pisum sativum* cultivar. Environ Sci Pollut Res (2015) 22:574–585. DOI 10.1007/s11356-014-3375-9
- Rolly NK, Imran QM, Shahid M, Imran M, Khan M, Lee S-U, Hussain A, Lee I-J, Yun B-WJ (2020) Drought-induced AtbZIP62 transcription factor regulates drought stress response in Arabidopsis. Plant Physiol. Biochem. 2020, 156, 384–395
- Romanowska E, Wróblewska B, Drozak A, Siedlecka M (2006) High light intensity protects photosynthetic apparatus of pea plants against exposure to lead. Plant Physiol Biochem 44:387–394
- Rucińska R, Sobkowiak R, Gwóźdź EA (2004) Genotoxicity of lead in lupin root cells as evaluated by the comet assay. Cell Mol Biol Lett 9:519–528
- Rucińska-Sobkowiak R, Nowaczyk G, Krzesłowska M, Rabęda I, Jurga S (2013) Water status and water diffusion transport in lupine roots exposed to lead. Environ Exp Bot 87:100–109

S

- Safari Aman M, Jafari M, Karimpour Reihan M, Motesharezadeh B (2018) Assessing some shrub species for phytoremediation of soils contaminated with lead and zinc. Environ Earth Sci 77, 82 <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7256-2>
- Samout N, Bouzenna H, Ettaya A, Elfeki A, Hfaiedh N (2015) Antihypercholesterolemic effect of *Cleome arabica* L on high cholesterol diet induced damage in rats. Excli journal, 14, 791-800
- Sabol, J.2020.Major Analytical Methods for Determining Lead in Environmental and Biological Samples. In: Gupta D., Chatterjee S., Walther C. (eds) Lead in Plants and the Environment. Radionuclides and Heavy Metals in the Environment. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-030-21638-2_2
- Shabala SN, Shabala SI, Martynenko AI, Babourina O, Newman IA (1998) Salinity effect on bioelectric activity, growth, Na⁺ accumulation and chlorophyll fluorescence of maize

Références bibliographiques

- leaves: a comparative survey and prospects for screening. *Aust J Plant Physiol* 25, 609-616
- Shafiq M, Iqbal MZ, Athar M (2008) Effect of lead and cadmium on germination and seedling growth of *Leucaena leucocephala*. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management* 12: 61-66
- Salazar MJ, Pignata ML (2014) Lead accumulation in plants grown in polluted soils. Screening of native species for phytoremediation. *J Geochem Explor* 137:29–36. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.11.003>
- Saleem M, Asghar HN, Zahi ZA, Shahid M (2018) Impact of lead tolerant plant growth promoting rhizobacteria on growth, physiology, antioxidant activities, yield and lead content in sunflower in lead contaminated soil. *Chemosphere* 195, 606–614
- Salt DE, Blaylock M, Kumar NPBA, Dushenkov V, Ensley BD, Chet I, Raskin I (1995a) Phytoremediation – a Novel Strategy for the Removal of Toxic Metals from the Environment *Using Plants. Bio-Technology* 13(5): 468-474
- Salt DE, Smith RD, Raskin I (1998) Phytoremediation. *Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol* 49: 643-668
- Sammut ML, Noack Y, Rose J, Hazemann JL, Proux O, Depoux M, Ziebel A, Fiani E (2010) Speciation of Cd and Pb in dust emitted from sinter plant. *Chemosphere* 78:445–450
- Samardakiewicz S. & Wozny A (2005) Cell division in *Lemna minor* roots treated with lead. *Aquatic Botany*, 83, 289-295
- Sanchez FJ, Manzanares MDE, Andres EF, Tenorio JL, Schellenbaum L, Sprenger N, Schuepp H, Wiemken A, Boller T (1999) Effects of drought, transgenic expression of a fructan synthesizing enzyme and of mycorrhizal symbiosis on growth and soluble carbohydrate pools in tobacco plants. *New phytologist*, Vol. 142: 67-77
- Sarkar D, Datta R, Hannigan R (2011) Concepts and applications in environmental geochemistry. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands
- Sarret G, Vangronsveld J, Manceau A, Musso M, d'Haen J, Menthonnex J-j, Hazemann J-L (2001) Accumulation Forms of Zn and Pb in *Phaseolus vulgaris* in the Presence and Absence of EDTA. *Environ. Sci. Technol.* 35: 2854-2859
- Sauve S, McBride M, Hendershot W (1997) Speciation of lead in contaminated soils. *Environ Pollut* 98:149–155
- Schalk IJ, Hannauer M, Braud A (2011) New roles for bacterial siderophores in metal transport and tolerance. *Environ. Microbiol.* 13, 2844–2854
- Schmelzer GH, Gurib-Fakim A (2013) *Plantes médicinales 2* Volume 11 de Ressources végétales de l'Afrique tropicale, ISSN 1877-4318. <https://books.google.dz/books?id=ccpmAgAAQBAJ>
- Sekhar KC, Kamala CT, Chary NS, Balaram V, Garcia G (2005) Potential of *Hemidesmus indicus* for phytoextraction of lead from industrially contaminated soils. *Chemosphere* 58:507–514. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.09.022>

Références bibliographiques

- Semple KT, Morriss AWJ, Paton GI (2003) Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils : fundamental concepts and techniques for analysis. *Eur. J. Soil Sci.* 54, 809–818. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1351-0754.2003.0564.x>
- Senthamilselvi MM, Kesavan D, Sulochana N (2012) An anti-inflammatory and anti-microbial flavone glycoside from flowers of *Cleome viscosa*. *Organic and Medicinal Chemistry Letters*, 2(1), p. 19, 5 pp
- Serap A, Bengi E, Lale YA (2017) Bioaccumulation and oxidative stress impact of Pb, Ni, Cu, and Cr heavy metals in two bryophyte species, *Pleurochaete squarrosa* and *Timmiella barbuloides*. *Turk J Bot.* 41: 464-475 © TÜBİTAK doi:10.3906/bot-1608-33
- Seregin IV, Shpigun LK, Ivanov VB (2004) Distribution and toxic effects of cadmium and lead on maize Roots. *Russ J Plant Physiol* ; 51 : 525-533
- Seregin IV, Ivanov VB (2001) Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russian Journal of Plant Physiology.* 48(4): 523-544
- Seregin IV, Kozhevnikova AD (2008) Roles of root and shoot tissues in transport and accumulation of cadmium, lead, nickel, and strontium. *Russ J Plant Physiol* 55:1–22
- Seregin IV, Shpigun LK, Ivanov VB (2004) Distribution and toxic effects of Cadmium and Lead on maize roots. *Russian Journal of Plant Physiology.* 51(4): 525-533
- Seth CS (2012) A review on mechanisms of plant tolerance and role of transgenic plants in environmental clean-up. *Bot. Rev.* 78, 32–62. doi: 10.1007/s12229- 011-9092-x
- Sethy SK, Ghosh S (2013) Effect of heavy metals on germination of seeds. *J Nat Sci Biol Med* 4:272–275
- Sgherri C, Quartacci MF, Navari - Izzo F (2007) Early production of activated oxygen species in root apoplast of wheat following copper excess. *Journal of Plant Physiology.* 164(9), 1152-1160
- Shah A, Wu X, Ullah A, Fahad S, Muhammad R, Yan L, Jiang C (2017) Deficiency and toxicity of boron : alterations in growth, oxidative damage and uptake by citrange orange plants. *Ecotoxicol Environ Saf* 145 :575–582 <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.003>
- Shah V, Daverey A (2020) Phytoremediation: A multidisciplinary approach to clean up heavy metal contaminated soil. *Environmental Technology & Innovation* 18 (2020) 100774. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.100774>
- Shaheen SM, Tsadilas CD, Rinklebe J (2013) A review of the distribution coefficients of trace elements in soils: Influence of sorption system, element characteristics, and soil colloidal properties. *Volumes* 201–202,P. 43-56, <https://doi.org/10.1016/j.cis.2013.10.005>
- Shahid M, Pourrut B, Dumat C, Nadeem M, Aslam M, Pinelli E (2014) Heavy-metal induced reactive oxygen species: phytotoxicity and physicochemical changes in plants, in: *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 232*. Springer, pp. 1–44

Références bibliographiques

- Shahid M (2017) Biochemical behaviour of heavy metals in soil-plant system. Higher Education Commission of Pakistan soils? *Geochim Cosmochim Acta* 72:703–712
- Shahid M (2017) Biochemical behaviour of heavy metals in soil-plant system. Higher Education Commission of Pakistan
- Shahid M, Dumat C, Khalid S, Schreck E, Xiong T, Niazi NK (2017) Foliar heavy metal uptake, toxicity and detoxification in plants: a comparison of foliar and root metal uptake. *J Hazard Mater* 325:36–58
- Shahid M, Pinelli E, Pourrut B, Silvestre J, Dumat C (2011) Lead-induced genotoxicity to *Vicia faba* L. roots in relation with metal cell uptake and initial speciation. *Ecotoxicol Environ Saf* 74:78–84
- Shahid M, Pinelli E, Pourrut B, Silvestre J, Dumat C (2011) Lead-induced genotoxicity to *Vicia faba* L. roots in relation with metal cell uptake and initial speciation. *Ecotoxicol Environ Saf* 74:78–84
- Shaikh, I.R., P.R. Shaikh, R.A. Shaikh and A.A. Shaikh (2013) Phytotoxic effects of heavy metals (Cr, Cd, Mn and Zn) on wheat (*Triticum aestivum* L.) seed germination and seedlings growth in black cotton soil of Nanded, India. *Research J. of Chemical Sciences.*, 3(6) : 14-23. www.isca.in
- Shakoor MB, Ali S, Hameed A, Farid M, Hussain S, Yasmeen T, Abbasi GH (2014) Citric acid improves lead (Pb) phytoextraction in *Brassica napus* L by mitigating Pb-induced morphological and biochemical damages. *Ecotoxicol Environ Saf* 109:38–47
- Sharaf M, El-Ansari MA, Saleh NA (1997) Flavonoids of four Cleome and three Capparis species. *Biochemical Systematics and Ecology*, 25(2), 161-166
- Sharma P, Dubey RS (2005) Lead toxicity in plants. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 17(1): 35-52
- Sharma SS, Dietz KJ, Mimura T (2016) Vacuolar compartmentalization as indispensable component of heavy metal detoxification in plants. *Plant Cell Environ.* 39, 1112–1126. <http://dx.doi.org/10.1111/pce.12706>
- Sherene T (2010) Mobility and transport of heavy metals in polluted soil environment. In *Biol. Forum.* 2 (2), 112–121
- Shi X, Wang S, Wang D, Sun H, Chen Y, Liu J, Jiang Z (2019) Woody species *Rhus chinensis* Mill. seedlings tolerance to Pb: physiological and biochemical response. *J Environ Sci* 78:63–73
- Shigeta T (2000) Environmental investigation in Pakistan. Pak-EPA/JICA, Islamabad
- Shu X, Yin L, Zhang Q, Wang W (2012) Effect of Pb toxicity on leaf growth, antioxidant enzyme activities, and photosynthesis in cuttings and seedlings of *Jatropha curcas* L. *Environ Sci Pollut Res* 19:893–902
- Shweti, Kumar A, Chaudhry AK (2016) Physiological responses and toxic effects of nickel (Ni) on cereals. *International journal of scientific research*, V 5. <https://api.semanticscholar.org/CorpusID:100020979>

Références bibliographiques

- Siddiqui MM, Abbasi BH, Ahmad N, Ali M, Mahmood T (2014) Toxic effects of heavy metals (Cd, Cr and Pb) on seed germination and growth and DPPH-scavenging activity in *Brassica rapa* var. turnip. *Toxicology and Industrial Health*.30(3):238-249. doi:10.1177/0748233712452605
- Sidhu GPS, Sing HP, Batish DR, Kohli RK (2016) Effect of lead on oxidative status, antioxidative response and metal accumulation in *Coronopus didymus*. *Plant Physiol. Biochem.* 105, 290–296
- Siebielec G, Stuczyński T, Korzeniowska-Puculek R (2006) Metal bioavailability in long-term contaminated Tarnowskie Gory soils. *Pol. J. Environ. Stud.* 15, 121–129
- Silva ND, Cholewa GE, Ryser P (2012) Effects of combined drought and heavy metal stresses on xylem structure and hydraulic conductivity in red maple (*Acer rubrum* L.). *J Exp Bot* 63:5957–5966
- Silveira MLA, Alleoni LRF, Guilherme LRG (2003) Biosolids and heavy metals in soils. *Sci Agric* 60:793–806
- Simpson MG (2010) *Plant Systematics*, second edition, Elsevier-Academic Press
- Singelton VL, Orthofer R, Lamuela-Raventos RM (1999) Analyses of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants by means of FolinCiocalteu reagent methods in *Enzymol* 299,152-178
- Singh D, Tiwari A, Gupta R (2012) Phytoremediation of lead from wastewater using aquatic plants. *J Agr Technol* 8:1–11
- Singh R, Tripathi RD, Dwivedi S, Kumar A, Trivedi PK, Chakrabarty D (2010) Lead bioaccumulation potential of an aquatic macrophyte *Najas indica* are related to antioxidant system. *Bioresour Technol* 101:3025–3032
- Singh S, Thorat V, Kaushik CP, Raj K, Eapan S, D'Souza SF (2009) Potential of *Chromolaena odorata* for phytoremediation of ¹³⁷Cs from solution and low level nuclear waste. *J Hazard Mater* 162:743–745
- Singh S, Thorat V, Kaushik CP, Raj K, Eapan S, D'Souza SF (2009) Potential of *Chromolaena odorata* for phytoremediation of ¹³⁷Cs from solution and low level nuclear waste. *J Hazard Mater* 162:743–745
- Singh S, Srivastava PK, Kumar D, Tripathi DK, Chauhan DK, Prasad SM (2015) Morpho-anatomical and biochemical adapting strategies of maize (*Zea mays* L.) seedlings against lead and chromium stresses. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, 4(3), 286–295. doi:10.1016/j.bcab.2015.03.004
- Simoes C, De Mattos JCP, Sabino KCC, Caldeira-de-Araújo A, Coelho MGP, Albarello N, Figueiredo SFL (2006) Medicinal potential from in vivo and acclimatized plants of *Cleome rosea*. *Fitoterapia*, 77, 94–99
- Soares TFSN, Dias DGFS, Oliveira AMS, Ribeiro DM, Dias LAS, (2020) Exogenous brassinosteroids increase lead stress tolerance in seed germination and seedling growth

Références bibliographiques

- of *Brassica juncea* L., *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 193, 110296, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110296>
- Sobrinho AS, Miranda MG, Alvarez C, Quiroz A (2010) Bio-accumulation and toxicity of lead (Pb) in *Lemna gibba* L (duckweed). *Journal of Environmental Science and Health Part A*. 45:107-110. DOI: 10.1080/10934520903389267
- Sofi I, Rajneesh KA, Showkat AG, Rajendra S (2014) Biochemical Response of Glycine max (L.) Merr. To Cobalt and Lead stress. *Journal of Stress Physiology & Biochemistry*. 10(3):259-272
- Sofa A, Moreira I, Gattullo CE, Louro Martin L, Mourato M (2018) Antioxidant responses of edible and model plant species subjected to subtoxic zinc concentrations. *J Trace Elem Med Biol* 49, 261-268
- Sofy MR, Seleiman MF, Alhammad BA, Alharbi BM, Mohamed HI (2020) Minimizing Adverse Effects of Pb on Maize Plants by Combined Treatment with Jasmonic, Salicylic Acids and Proline. *Agronomy*. 10(5):699. <https://doi.org/10.3390/agronomy10050699>
- Soliman SSM, Abouleish M, Abou-Hashem MMM, Hamoda AM, El-Keblawy AA (2019) Lipophilic Metabolites and Anatomical Acclimatization of *Cleome amblyocarpa* in the Drought and Extra-Water Areas of the Arid Desert of UAE. *Plants*. 8(5):132. <https://doi.org/10.3390/plants8050132>
- Soliman Sameh SM, Mohamed Abouleish, Maged MM Abou-Hashem, Alshaimaa M Hamoda, Ali A El-Keblawy (2019) "Lipophilic Metabolites and Anatomical Acclimatization of *Cleome amblyocarpa* in the Drought and Extra-Water Areas of the Arid Desert of UAE" *Plants* 8, no. 5: 132. <https://doi.org/10.3390/plants8050132>
- Souahi H, Chebout A, Akrouit K, Massaoud N, Gacem R (2021) Physiological responses to lead exposure in wheat, barley and oat. <https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2021.100079>
- Souahi H, Gharbi A, Gassarellil Z (2017) Growth and physiological responses of cereals species under lead stress. *International Journal of Biosciences*. 11, 266–273. <http://dx.doi.org/10.12692/ijb/11.1.266-273>
- Souza LA, Andrade SAL, Souza SCR, Schiavinato MA (2012) Arbuscular mycorrhiza confers Pb tolerance in *Calopogonium mucunoides*. *Acta Physiologiae Plantarum*. <http://dx.doi.org/10.1007/s11738-011-0849-y>
- Speroni E, Scartezzini P (2000) Review on some plants of indiane traditional medicine with atioxidant activity. *J. Ethnopharmacol*. Vol. (71): 23– 43
- Stehouwer R, Macneal K (2010) Lead in residential soils: sources, testing, and reducing exposure. Pennsylvania State University, College of Agricultural Sciences, Cooperative Extension. <https://extension.psu.edu/lead-in-residential-soils-sources-testing-and-reducing-exposure>
- Sterckeman T, Douay F, Proix N et Fourrier H (2000) Vertical distribution of Cd, Pb, and Zn in soils near smelters in the North of France. *Environmental Pollution* 107 : 377-389. TE-97-01, GWRTAC, Pittsburgh, Pa, USA, GWRTAC-E Series www.ilzsg.org/static/statistics.aspx?from=1

Références bibliographiques

- Sudhakar M, Rao CV, Rao PM, Raju DB (2006) Evaluation of antimicrobial activity of *Cleome viscosa* and *Gmelina asiatica*. *Fitoterapia*, 77(1), pp 47-49. <https://doi.org/10.1016/j.fitote.2005.08.003>
- Suman J, Uhlik O, Viktorova J, Macek T (2018). Phytoextraction of heavy metals: a promising tool for clean-up of polluted environment? *Front Plant Sci.* 9:1476. doi: 10.3389/fpls.2018.01476

T

- Tabasi S, Hassani H, Azadmehr AR (2017) Field study on Re and heavy metal phytoextraction and phytomining potentials by native plant species growing at Sarcheshmeh copper mine tailings, SE Iran. *Journal of Mining and Environment*, 9(1), 183-194. doi: 10.22044/jme.2017.5969.1413
- Talbi H, Boumaza A, El-mostafa K, Talbi J, Hilali A (2015) Evaluation de l'activité antioxydante et la composition physico-chimique des extraits méthanolique et aqueux de la *Nigella sativa* L. (Evaluation of antioxidant activity and physico-chemical composition of methanolic and aqueous extracts of *Nigella sativa* L.) *Mater. Environ. Sci* 6 (4) ,1111-1117
- Tang YT, Qiu RL, Zeng XW, Ying RR, Yu FM, Zhou XY (2009) Lead, zinc, cadmium hyperaccumulation and growth stimulation in *Arabis paniculata* Franch. *Environ Exp Bot* 66:126–134. <https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2008.12.016>
- Tanhan P, Kruatrachue M, Pokethitiyook P, Chaiyarat R (2007) Uptake and accumulation of cadmium, lead and zinc by siam weed [*Chromolaena odorata* (L.) King & Robinson]. *Chemosphere* 68: 323-329
- Tanveer AA, Rehman MM, Javaid RN, Abbas M, Sibtain A, Ahmad MS, Zamir KM, Chaudhary, A Aziz (2010) Allelopathic potential of *Euphorbia helioscopia* (L.) against wheat *Triticum aestivum* (L.), chickpea *Cicer arietinum* (L.) and lentil *Lens culinaris* Medic. *Turkish J. of Agricul. and Forestry.*, 34: 75-81. doi :10. 3906/tar-0903-53
- Tariq Mahmood I, Muhammad S (2007) Toxic effects of heavy metals on early growth and tolerance of cereal crops. *Pak. J. Bot.*, 39(2), 451–462
- T.F.S.N. Soares, D.C.F.dos S. Dias, A.M.S. Oliveira, D.M. Ribeiro, L.A.dos S. Dias
- Soares TFSN, dos Santos Dias DCF, Oliveira AMS, Ribeiro DM, dos Santos Dias LA (2020) Exogenous brassinosteroids increase lead stress tolerance in seed germination and seedling growth of *Brassica juncea* L., *Ecotoxicology and Environmental Safety*, Volume 193,2020,110296,ISSN 0147-6513,<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110296>
- Tawaha K, Alali FQ, Gharaibeh M, Mohammad M, El-Elimat T (2007) Antioxidant activity and total phenolic content of selected Jordanian plant species. *Food Chemistry*, 104, 1372–1378

Références bibliographiques

- Tawatchai T, Arunrat C, Runglawan S, Jatuporn T, Areerat R & Prapaparn S (2018) Heavy metal accumulation and DNA changes in plants around an electronic waste dumpsite suggested environmental management plan. *Environmental Claims Journal* 30: 131–141
- Thakur S, Singh L, Zularisam AW, Sakinah M, Din MFM (2017) Lead induced oxidative stress and alteration in the activities of antioxidative enzymes in rice shoots. *Biol Plant* 61:595–598 - <https://doi.org/10.1007/s10535-016-0680-9>
- Thakur S, Singh L, Wahid ZA, Siddiqui MF, At Naw SM, Din MFM (2016) Plant-driven removal of heavy metals from soil: uptake, translocation, tolerance mechanism, challenges, and future perspectives. *Environ. Monit. Assess.* 188. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-016-5211-9>
- Thangavel P, Long S, Minocha R (2007) Changes in phytochelatins and their biosynthetic intermediates in red spruce (*Picea rubens Sarg*) cell suspension cultures under cadmium and zinc stress. *Plant Cell Tiss Org Cult* 88:201–216
- Thomas Bur (2008) Impact anthropique sur les elements traces metalliques dans les sols agricoles de midi-pyrenees. Implications en termes de limites et de charges critiques. Thèse de Doctorat. Université de Toulouse, France
- Tigrine C, Bulzomi P, Leone S, Bouriche H, Kameli A, Marino M (2013) *Cleome arabica* leaf extract has anticancer properties in human cancer cells. *Pharmaceutical Biology*, 51(12), 1508–1514
- Tiwari S, Tripathi IP, Tiwari H (2013) Blood lead level—a review. *Int J Eng Sci Technol* 3:330–333
- Tlig T, Gorai M, Neffat M (2012) Factors influencing seed germination of *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb. (Capparidaceae) occurring in southern Tunisia. *Revue d Ecologie - La Terre et la Vie*, v.67, p.305-312
- Tokarz KM, Makowski W, Tokarz B, Hauer M, Sik E, Muzyńska E, Jęrzyk R, Bańka R, Ciałek Ł, Mazur S (2020) Can Ceylon Leadwort (*Plumbago zeylanica* L.) Acclimate to Lead Toxicity?—Studies of Photosynthetic Apparatus Efficiency. *Int. J. Mol. Sci.* 2020, 21, 1866. <https://doi.org/10.3390/ijms21051866>
- Topcuoğlu B, Arı N, Reguieg Yssaad HA (2019) Phytoremediation potential of *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt and *Nicotiana tabacum* grown in heavy metal contaminated soil. International Conference on Food, Nutrition and Agriculture (ICFNA19) September 27–28, 2019 Istanbul (Turkey) Conference Book ISBN 978-600-98459-4-1
- Touil A, Rhouati S (1998) Flavonol glycosides from *Cleome arabica*. *Journal de la Société Algérienne de Chimie* 8, 117-120. *Société Algérienne de Chimie* 8, 117-120
- Tremel-Schaub A, Feix I (2005) Contamination des sols : transferts des sols vers les plantes. EDP Sciences. p 413
- Troll W, Lindsley J (1955) A photometric method for the determination of proline. *J Biol Chem* 215, 655- 660. [https://doi.org/10.1016/S0021-9258\(18\)65988-5](https://doi.org/10.1016/S0021-9258(18)65988-5)

Références bibliographiques

- Tucker GC, Vanderpool SS (2010) *Flora of North America: Volume 7: Magnoliophyta: Dilleniidae, Part 2*. New York : Oxford University Press Inc : p. 199
- Tung G, Temple PJ (1996) Uptake and localization of lead in corn (*Zea mays* L.) seedlings, a study by histochemical and electron microscopy. *Sci Total Environ*; 188: 71-85

U

- Udomchalothorn T, Manneprasobk S, Bangyeekhum E, Boon-Long P, Chadchawan S (2009) The role of the bifunctional enzyme, fructose-6-phosphate-2-kinase/fructose-6-biphosphatase, in carbon partitioning during salt stress and salt tolerance in Pike (*Orzo sativa* L.). *Plant Science*, Vol. 176: 334-341
- Ullah A, Mushtaq H, Ali H, Farooq M, Munis H (2015) Diazotrophs-assisted phytoremediation of heavy metals: a novel approach. pp. 2505–2514
- Umair S & Xiangru T (2017) Yield and quality responses, plant metabolism and metal distribution pattern in aromatic rice under lead (Pb) toxicity. *Chemosphere*. 176. 10.1016/j.chemosphere.2017.02.103
- USDHHS (1999) Toxicological profile for lead, United States Department of Health and Human Services, Atlanta, GA
- USEPA (2000a) Electrokinetic and phytoremediation in situ treatment of metal-contaminated soil: state-of-the-practice. EPA/542. US Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste and Emergency Response Technology Innovation Office, Washington, DC, US
- USEPA (2000a) Electrokinetic and phytoremediation in situ treatment of metal-contaminated soil: state-of-the-practice. EPA/542. US Environmental Protection Agency, Office of Solid Waste
- USEPA (2000b) Introduction to phytoremediation EPA/600/R-99/107. US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, USA
- Usman K, Abu-Dieyeh MH, Zouari N, Al-Ghouti MA (2020) Lead (Pb) bioaccumulation and antioxidative responses in *Tetraena qataranse*. *Scientific Reports* | (2020) 10:17070. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73621-z>
- Uzilday B, Turkan I, Sekmen AH, Ozgur R, Karakaya HC (2012) Comparison of ROS formation and antioxidant enzymes in *Cleome gynandra* (C4) and *Cleome spinosa* (C3) under drought stress. *Plant Science*, 182, 59– 70
- Uzu G, Sobanska S, Aliouane Y, Pradere P, Dumat C (2009) Study of lead phytoavailability for atmospheric industrial micronic and sub-micronic particles in relation with lead speciation. *Environ Pollut* 157:1178–1185

V

- Vamerali T, Bandiera M, Mosca G (2010) Field crops for phytoremediation of metal-contaminated land. A review. *Environ Chem Lett* 8, 1–17

Références bibliographiques

- Van der Ent A, Baker AJM, Reeves RD, Pollard AJ, Schat H (2013) Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: facts and fiction. *Plant Soil*, 362: 319–334
- Vassil A D, Kapulnik Y, Raskin I, Salt D E (1998) The role of EDTA in lead transport and accumulation by Indian mustard. *Plant Physiol.* 117: 447-453
- Vassilev A, Schwitzguébel JP, Thewys T, Van der Lelie D, Vangronsveld J (2007) The use of plants for remediation of metal-contaminated soils. *The Scientific World Journal.* 4, 9-34
- Venkatachalam P, Jayalakshmi N, Geetha N, Sahi SV, Sharma NC, Rene ER, Favas PJ (2017) Accumulation efficiency, genotoxicity and antioxidant defense mechanisms in medicinal plant *Acalypha indica L* under lead stress. *Chemosphere* 171:544–553
- Verma S and Dubey RS (2003) Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants. *Plant Science* 164 (4), 645-655. [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(03\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(03)00022-0)
- Vuorela S (2005) Analysis, isolation, and bioactivities of rapeseed phenolics (dissertation). EKT series 1343. University of Helsinki. Department of Applied Chemistry and Microbiology
- Vymazal J (2016) Concentration is not enough to evaluate accumulation of heavy metals and nutrients in plants. *Sci Total Environ* 544, 495–498

W

- Wafaa K, Monier A & El- Bous M. (2010) Cleomaceae as a distinct family in the flora of Egypt.. *AFRICAN JOURNAL OF BIOTECHNOLOGY.* 4. 11-16
- Wafee C, Khan AS, Siddiqi MR (2018) Phytoremediation potential of *Catharanthus roseus L.* and effects of lead (pb) toxicity on its morpho-anatomical features. *Pakistan Journal of Botany*, 50 (4) ; 1323-1326
- Wang CR, Wang XR, Tian Y, Yu HX, Gu XY, Du WC, Zhou H (2008) Oxidative stress, defense response, and early biomarkers for lead-contaminated soil in *Vicia faba* seedlings. *Environ Toxicol Chem* 27:970–977
- Wang Y, Li Q, Shi J, Lin Q, Chen XC, Wu W, Chen YX (2008) Assessment of microbial activity and bacterial community composition in the rhizosphere of a copper accumulator and a nonaccumulator. *Soil Biol Biochem* 40:1167–1177
- Wang C, Tian, Wang,X. Geng, J, Jiang J, Yu H and Wang,C (2010) Lead-Contaminated Soil Induced Oxidative Stress, Defence Response and Its Indicative Biomarkers in Roots of *Vicia faba* Seedlings. *Ecotoxicology*, 19, 1130-1139. <http://dx.doi.org/10.1007/s10646-010-0496-x>
- Wang FY, Adams CA, Yang WW, Sun YH, & Shi ZY (2019) Benefits of arbuscular mycorrhizal fungi in reducing organic contaminant residues in crops: Implications for cleaner agricultural production. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 33. doi:10.1080/10643389.2019.1665945

Références bibliographiques

- Wang H, Chen G, Zhang H (2014) Identification of QTLs for salt tolerance at germination and seedling stage of *Sorghum bicolor* L. Moench. *Euphytica*, 196(1): 117-127
- Wang HX, & Ng TB. (1999) Natural products with hypoglycemic, hypotensive, hypocholesterolemic, antiatherosclerotic and antithrombotic activities. *Life sciences*, 65(25), 2663-2677
- Wang S, Shi X, Sun H, Chen Y, Pan H, Yang X, Rafiq T (2014) Variations in metal tolerance and accumulation in three hydroponically cultivated varieties of *Salix integra* treated with lead. *PloS One* 9. doi.org/10.1371/journal.pone.0108568
- Waśkiewicz A, Muzolf-Panek M, Goliński P (2013) Phenolic Content Changes in Plants Under Salt Stress in Parvaiz Ahmad M.M. Azooz M.N.V. Prasad Editors *Ecophysiology and Responses of Plants under Salt Stress* ISBN 978-1-4614-4747-4 (eBook)
- Werker E (2000) *Advances in Botanical Research* Volume 31 Volume 31 || Trichomediversity and development. , (), 1–35. doi:10.1016/s0065-2296(00)31005-9
- WHO (2004) Guidelines for drinking-water quality
- WHO (2011) Guidelines for quality drinking-water
- WHO (2013) Health topics. Available at <http://www.emro.who.int/health-topics-section/>
- WHO Expert Committee on the Selection of Essential Drugs & World Health Organization. (1977). La sélection des médicaments essentiels : rapport d' un comité d' experts de l' OMS [réuni à Genève du 17 au 21 octobre 1977]. Organisation mondiale de la Santé. <https://iris.who.int/handle/10665/40850>
- World Health Organisation (1977) Environmental health criteria No. 52, Chapter 3. Lead
- Wu J, Hsu F C, Cunningham S D (1999) Chelate-Assisted Pb Phytoextraction: Pb Availability, Uptake and translocation Constraints. *Environ. Sci. Technol.*33: 1898-1904
- Wuana RA, Okieimen FE (2011) Heavy metals in contaminated soils: a review of sources, chemistry, risks and best available strategies for remediation. *Afr J Gen Agri* 6:1–20

X

- Xiao R, Ali A, Wang P, Li R, Tian X, Zhang Z (2019) Comparison of the feasibility of different washing solutions for combined soil washing and phytoremediation for the detoxification of cadmium (cd) and zinc (zn) in contaminated soil. *Chemosphere* 230, 510–518. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.121>
- Xiong ZT (1997) Bioaccumulation and physiological effects of excess lead in a roadside pioneer
- Xiong Z, Zhao J, Li M (2006) Lead toxicity in *Brassica pekinensis* Rupr.: Effect on nitrate assimilation and growth. *Environmental Toxicology*. 21(2):147-153

Y

- Yadav KK, Gupt N., Kumar A, Reece LM, Singh N, Rezanian S, Khan SA (2018) Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation : a review on application and future prospects. *Ecol. Eng.* 120, 274–298. Yama. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.05.039>
- Yan A, Wang Y, Tan SN, Mohd Yusof ML, Ghosh S and Chen Z (2020) Phytoremediation: A Promising Approach for Revegetation of Heavy Metal-Polluted Land. *Front. Plant Sci.* 11:359. doi: 10.3389/fpls.2020.00359
- Yang Y, Wei X, Lu J, You J, Wang W, Shi R (2010) Lead-induced phytotoxicity mechanism involved in seed germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Ecotox Environ Safet* 73:1982–1987
- Yang Y, Zhang Y, Wei X, You J, Wang W, Lu J, Shi R (2011) Comparative antioxidative responses and proline metabolism in two wheat cultivars under short term lead stress. *Ecotoxicol Environ Saf* 74:733–740
- Yang X, Liu JH, McGrouther K, Huang HG, Lu KP, Guo X, He LZ, Lin XM, Che L, Ye ZQ, Wang HL (2016) Effect of biochar on the extractability of heavy metals (Cd, Cu, Pb, and Zn) and enzyme activity in soil. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 974–984
- Yoon J, Cao X, Zhou Q, Ma LQ (2006) Accumulation of Pb, Cu, and Zn in native plants growing on a contaminated Florida site. *Sci Total Environ* 368:456–464. doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.01.016. Epub 2006 Apr 4

Z

- Zaier H, Ghnaya T, Lakhdar A, Baioui R, Ghabriche R, Mnasri M, Sghair S, Lutts S, Abdelly C (2010) Comparative study of Pb-phytoextraction potential in *Sesuvium portulacastrum* and *Brassica juncea*: tolerance and accumulation. *J Hazard Mater* 183:609–615. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.07.068>
- Zhang Y, Deng B, Li Z (2018) Inhibition of NADPH oxidase increases defense enzyme activities and improves maize seed germination under Pb stress. *Ecotoxicol Environ Saf* 158:187–192
- Zhang J, Nguyen HT, Blum A (1999) Genetic analysis of osmotic adjustment in crop plants. *Journal of Experimental Botany*, Vol. 50: 291-302
- Zheng L, Peer T, Seybold V, Lütz-Meindl U (2012) Pb-induced ultrastructural alterations and subcellular localization of Pb in two species of *Lespedeza* by TEM-coupled electron energy loss spectroscopy. *Environ Exp Bot* 77:196–206
- Zhou C, Huang M, Li Y, Luo J, Cai L (2016) Changes in subcellular distribution and antioxidant compounds involved in Pb accumulation and detoxification in *Neyraudia reynaudiana*. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 21794-21804. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-7362-1>

Références bibliographiques

- Zhou J, Zhang Z, Zhang Y, Wei Y, Jiang Z (2018) Effects of lead stress on the growth, physiology, and cellular structure of privet seedlings. PLoS ONE 13(3): e0191139. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0191139>
- Złoch M, Kowalkowski T, Tyburski J, Hryniewicz K (2017) Modeling of phytoextraction efficiency of microbially stimulated *Salix dasyclados* L. in the soils with different speciation of heavy metals. International journal of phytoremediation. <http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2017.1328396>
- Zhong B, Chen J, Shafi M, Guo J, Wang Y, Wu J, Ye Z, He L, Liu D (2017) Effect of lead (Pb) on antioxidation system and accumulation ability of Moso bamboo (*Phyllostachys pubescens*). Ecotox Environ Safe 138:71–77
- Zhuang P, Yang QW, Wang HB, Shu WS (2007) Phytoextraction of heavy metals by eight plant species in the field. Water Air Soil Pollut 184 :235–242. <https://doi.org/10.1007/s11270-007-9412-2>

ANNEXES

Annexe 01 : Références de la classification du sol

Tableau 01 : Paramètres chimique, physico-chimique et biologique du substrat de culture

Paramètres mesurés	Méthodes
Texture (granulométrie)	Méthode de Buol <i>et al.</i> , (2011b).
Potentiel d'hydrogène (pH _{eau})	Méthode de Grewelling et Peech (1960).
Conductivité électrique (CE)	Méthode de Rhodes in Mathieu et Pieltain (2003).
Capacité d'échange cationique (CEC)	Méthode de Metson de norme AFNOR NF X31-130 (Saragoni <i>et al.</i> , 1992).
Carbonate de calcium (CaCO ₃) total	Méthode de Woodward (1961) in Mathieu et Pieltain (2003).
Cations échangeables (Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , K ⁺ , Na ⁺)	Méthode de fluoronitro-perchlorique in Mathieu et Pieltain (2003).
Matière organique (MO)	Méthode d'ANNE in Mathieu et Pieltain (2003).

Tableau 02 : Classes de la capacité d'échange cationique et de la salinité dans le sol

CEC meq/100g	Interprétation	CE (dS/m)	Interprétation
CEC < 9	Faible CEC	0 - 2	Non salin
9 ≤ CEC ≤ 12	CEC moyenne	2 - 4	Salinité faible
12 < CEC ≤ 15	CEC assez élevée	4 - 8	Salinité modérée
15 < CEC ≤ 25	CEC élevée	8 - 16	Salinité forte
CEC > 25	CEC très élevée	16 - 32	Salinité sévère

Tableau 03 : Classes du calcaire et de la matière organique dans le sol

CaCO ₃ total	Interprétation	Matière organique (%)	Interprétation
CaCO ₃ ≤ 5%	Non calcaire	MO < 1	Moyenne
5 < CaCO ₃ ≤ 12,5%	Faiblement calcaire	1 < MO ≤ 2	Pauvre
12,5 < CaCO ₃ ≤ 25%	Modérément calcaire	2 < MO ≤ 3	Moyenne
25 < CaCO ₃ ≤ 50%	Fortement calcaire	MO > 4	Riche

Tableau 04 : Classes texturales du sol

Texture du sol	Sable	Limon (silt)	Argile	Classe texturale
Sol sableux (texture grossières)	86-100	00-14	00-10	Sable
	70-86	00-30	00-15	Sable limoneux
Sol limoneux (modérément grossières)	50-70	00-50	00-20	Limon sableux
Sol limoneux (texture moyenne)	23-52	28-50	07-27	Limon
	20-50	74-88	00-27	Limon silteux
	00-20	88-100	00-12	Limon très fin (silt)
Sol limoneux (modérément fine)	20-45	15-52	27-40	Limon argileux
	45-80	00-28	20-35	Limon sablo-argileux
	00-20	40-73	27-40	Limon silto-argileux
Sol argileux (texture fine)	45-65	00-20	35-55	Argile sableuse
	00-20	40-60	40-60	Argile silteuse
	00-45	00-40	40-100	Argile

Annexe 02 : Analyse statistique des paramètres étudiés (Stat Box 6.5), Analyse de variance (Test de Newman-Keuls - seuil = 5%)

Tableau 1 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur le taux de germination final des graines de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	3637,5	29	125,431				
VAR.FACTEUR 1	277,5	5	55,5	0,396	0,84715		
VAR.RESIDUELLE 1	3360	24	140			11,832	22,54%

Tableau 2 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la longueur des racines de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	10,525	29	0,363				
VAR.FACTEUR 1	9,926	5	1,985	79,468	0		
VAR.RESIDUELLE 1	0,6	24	0,025			0,158	26,52%

Tableau 3 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la longueur des tiges de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	18,542	29	0,639				
VAR.FACTEUR 1	17,8	5	3,56	115,129	0		
VAR.RESIDUELLE 1	0,742	24	0,031			0,176	12,25%

Tableau 4 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur le rapport racine/tige de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	0,711	29	0,025				
VAR.FACTEUR 1	0,61	5	0,122	28,977	0		
VAR.RESIDUELLE 1	0,101	24	0,004			0,065	18,89%

Tableau 5 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur l'indice de tolérance de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	6861,192	29	236,593				
VAR.FACTEUR 1	5824,114	5	1164,823	26,956	0		
VAR.RESIDUELLE 1	1037,078	24	43,212			6,574	38,41%

Tableau 6 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur le pourcentage de phytotoxicité de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	31414,53	29	1083,26				
VAR.FACTEUR 1	30377,45	5	6075,49	140,599	0		
VAR.RESIDUELLE 1	1037,078	24	43,212			6,574	9,93%

Tableau 7 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la chlorophylle **a** des feuilles de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	157,436	39	4,037				
VAR.FACTEUR 1	103,708	7	14,815	8,824	0,00001		
VAR.RESIDUELLE 1	53,728	32	1,679			1,296	18,30%

Tableau 8 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la chlorophylle **b** des feuilles de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	25,349	39	0,65				
VAR.FACTEUR 1	6,028	7	0,861	1,426	0,22885		
VAR.RESIDUELLE 1	19,322	32	0,604			0,777	16,40%

Tableau 9 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la chlorophylle **totale** des feuilles de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	138,163	39	3,543				
VAR.FACTEUR 1	86,362	7	12,337	7,622	0,00002		
VAR.RESIDUELLE 1	51,801	32	1,619			1,272	10,56 %

Tableau 10 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en sucres solubles dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	1,375	39	0,035				
VAR.FACTEUR 1	0,278	7	0,04	1,16	0,35268		
VAR.RESIDUELLE 1	1,097	32	0,034			0,185	27,09%

Tableau 11 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en sucres solubles dans les parties racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	0,662	39	0,017				
VAR.FACTEUR 1	0,237	7	0,034	2,545	0,03339		
VAR.RESIDUELLE 1	0,426	32	0,013			0,115	27,71%

Tableau 12 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en protéines totales dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	0,203	39	0,005				
VAR.FACTEUR 1	0,139	7	0,02	9,98	0		
VAR.RESIDUELLE 1	0,064	32	0,002			0,045	33,56 %

Tableau 13 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en protéines totales dans les parties racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	0,023	39	0,001				
VAR.FACTEUR 1	0,014	7	0,002	7,561	0,00003		
VAR.RESIDUELLE 1	0,009	32	0			0,016	40,16%

Tableau 14 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en proline dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	155476,5	39	3986,577				
VAR.FACTEUR 1	71849,28	7	10264,18	3,928	0,00344		
VAR.RESIDUELLE 1	83627,23	32	2613,351			51,121	51,23%

Tableau 15 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en proline dans les parties racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	90544,52	39	2321,654				
VAR.FACTEUR 1	32557,91	7	4651,13	2,567	0,03216		
VAR.RESIDUELLE 1	57986,61	32	1812,081			42,569	73,51%

Tableau 16 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en polyphénols totaux dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	0,14	39	0,004				
VAR.FACTEUR 1	0,053	7	0,008	2,802	0,02154		
VAR.RESIDUELLE 1	0,087	32	0,003			0,052	26,59%

Tableau 17 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en polyphénols totaux dans les parties racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	2,356	39	0,06				
VAR.FACTEUR 1	1,755	7	0,251	13,36	0		
VAR.RESIDUELLE 1	0,601	32	0,019			0,137	34,45%

Tableau 18 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en flavonoïdes dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C. E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	0,067	39	0,002				
VAR.FACTEUR 1	0,021	7	0,003	2,032	0,08098		
VAR.RESIDUELLE 1	0,046	32	0,001			0,038	20,50%

Tableau 19 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en flavonoïdes dans les parties racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	0,021	39	0,001				
VAR.FACTEUR 1	0,005	7	0,001	1,448	0,22054		
VAR.RESIDUELLE 1	0,016	32	0,001			0,022	26,85 %

Tableau 20 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur l'activité anti-radicalaire (DPPH) dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	1867,319	39	47,88				
VAR.FACTEUR 1	422,456	7	60,351	1,337	0,26538		
VAR.RESIDUELLE 1	1444,864	32	45,152			6,72	10,39%

Tableau 21 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur l'activité anti-radicalaire (DPPH) dans les parties racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	7854,03	39	201,385				
VAR.FACTEUR 1	1378,457	7	196,922	0,973	0,46789		
VAR.RESIDUELLE 1	6475,573	32	202,362			14,225	35,85%

Tableau 22 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en plomb dans le substrat de culture

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	2011143	39	51567,77				
VAR.FACTEUR 1	1710177	7	244311	25,976	0		
VAR.RESIDUELLE 1	300965,6	32	9405,176			96,98	29,57%

Tableau 23 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en plomb dans les parties aériennes de *Cleome amblyocarpa* Barr. &

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	208581,4	39	5348,242				
VAR.FACTEUR 1	150609,3	7	21515,61	11,876	0		
VAR.RESIDUELLE 1	57972,16	32	1811,63			42,563	40,95%

Tableau 24 : Analyse de variance de l'effet de plomb sur la teneur en plomb dans les parties racinaires de *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	1525850	39	39124,35				
VAR.FACTEUR 1	1290735	7	184390,6	25,096	0		
VAR.RESIDUELLE 1	235115,3	32	7347,352			85,717	29,61%

Tableau 25 : Analyse de variance du facteur de bioconcentration (FBC) du plomb chez *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	10,21 8	39	0,262				
VAR.FACTEUR 1	4,008	7	0,573	2,95	0		
VAR.RESIDUELLE 1	6,21	32	0,194			0,441	34,59%

Tableau 26 : Analyse de variance du facteur de translocation (FT) du plomb chez *Cleome amblyocarpa* Barr. & Murb

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROB A	E.T.	C.V.
VAR.TOTALE	11,31 5	39	0,29				
VAR.FACTEUR 1	9,006	7	1,287	17,828	0		
VAR.RESIDUELLE 1	2,309	32	0,072			0,269	45,94%

Annexe 03 : Résultats d'analyse de la concentration en plomb dans les échantillons du sol, les parties aériennes et racinaires de la plante effectuée par spectrométrie d'absorption atomique (SAA)

Methods Pb

Method: Pb (Flame)

	Concentration	Absorbance
Pb CAL ZERO	0,000 mg/L	-0,0005
Pb STANDARD 1	0,400 mg/L	0,0177
Pb STANDARD 2	0,800 mg/L	0,0333
Pb STANDARD 3	1,20 mg/L	0,0488
Pb STANDARD 4	1,60 mg/L	0,0642
Pb STANDARD 5	2,00 mg/L	0,0806

Curve Fit

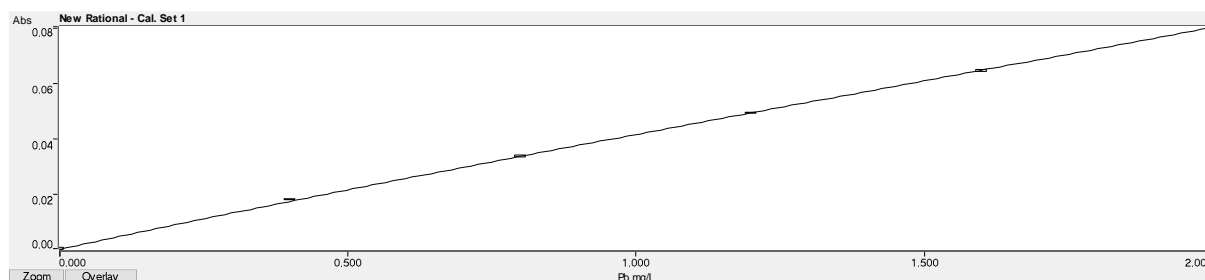
= New Rational

Characteristic Conc

= 0,099 mg/L

r

= 0,9983



	Concentration	Absorbance
Pb Sol1 R1-0 ppm A	0,667 mg/L	0,0282
Pb Sol1 R1-0 ppm B	0,665 mg/L	0,0281
Pb Sol1 R1-0 ppm C	0,658 mg/L	0,0278
Pb Sol1 R2-0 ppm A	0,833 mg/L	0,0349
Pb Sol1 R2-0 ppm B	0,837 mg/L	0,0350
Pb Sol1 R2-0 ppm C	0,830 mg/L	0,0347
Pb Sol1 R3-0 ppm A	0,985 mg/L	0,0409
Pb Sol1 R3-0 ppm B	0,981 mg/L	0,0407
Pb Sol1 R3-0 ppm C	0,994 mg/L	0,0412
Pb Sol1 R4-0 ppm A	0,791 mg/L	0,0332
Pb Sol1 R4-0 ppm B	0,799 mg/L	0,0335
Pb Sol1 R4-0 ppm C	0,781 mg/L	0,0328

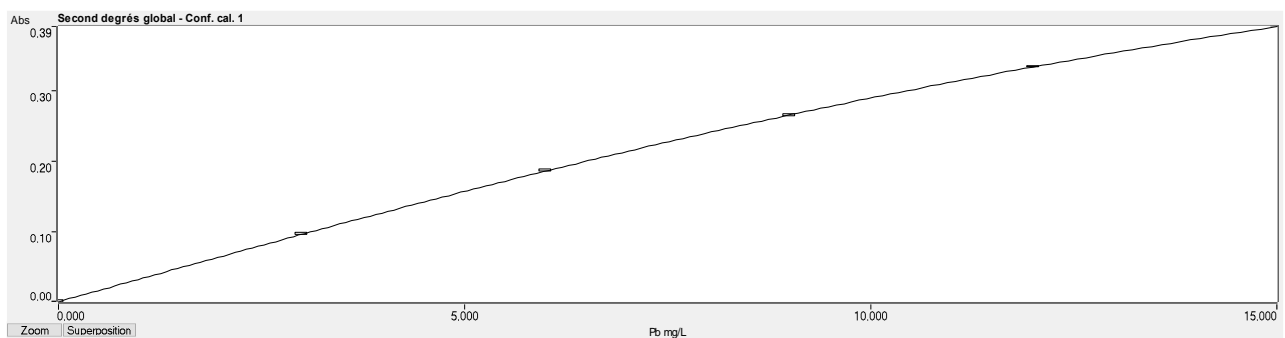
Annexes

Pb Sol1 R5-0 ppm A	0,510 mg/L	0,0218
Pb Sol1 R5-0 ppm B	0,497 mg/L	0,0213
Pb Sol1 R5-0 ppm C	0,535 mg/L	0,0228
Pb Racine1 R1-0 ppm A	0,0883 mg/L	0,0039
Pb Racine1 R1-0 ppm B	0,107 mg/L	0,0048
Pb Racine1 R1-0 ppm C	0,119 mg/L	0,0053
Pb Racine1 R2-0 ppm A	0,0942 mg/L	0,0042
Pb Racine1 R2-0 ppm B	0,0923 mg/L	0,0041
Pb Racine1 R2-0 ppm C	0,113 mg/L	0,0050
Pb Racine1 R3-0 ppm A	0,0779 mg/L	0,0035
Pb Racine1 R3-0 ppm B	0,0816 mg/L	0,0036
Pb Racine1 R3-0 ppm C	0,0758 mg/L	0,0034
Pb Racine1 R4-0 ppm A	0,0618 mg/L	0,0028
Pb Racine1 R4-0 ppm B	0,0564 mg/L	0,0025
Pb Racine1 R4-0 ppm C	0,0807 mg/L	0,0036
Pb Racine1 R5-0 ppm A	0,0819 mg/L	0,0036
Pb Racine1 R5-0 ppm B	0,0977 mg/L	0,0043
Pb Racine1 R5-0 ppm C	0,0934 mg/L	0,0041
Pb PA- R1-0 ppm A	0,535 mg/L	0,0229
Pb PA- R1-0 ppm B	0,537 mg/L	0,0229
Pb PA- R1-0 ppm C	0,530 mg/L	0,0226
Pb PA- R2-0 ppm A	0,386 mg/L	0,0167
Pb PA- R2-0 ppm B	0,368 mg/L	0,0159
Pb PA- R2-0 ppm C	0,381 mg/L	0,0165
Pb PA- R3-0 ppm A	0,262 mg/L	0,0115
Pb PA- R3-0 ppm B	0,245 mg/L	0,0107
Pb PA- R3-0 ppm C	0,259 mg/L	0,0113
Pb PA- R4-0 ppm A	0,185 mg/L	0,0081
Pb PA- R4-0 ppm B	0,181 mg/L	0,0080
Pb PA- R4-0 ppm C	0,183 mg/L	0,0080
Pb PA- R5-0 ppm A	0,279 mg/L	0,0122
Pb PA- R5-0 ppm B	0,310 mg/L	0,0135
Pb PA- R5-0 ppm C	0,298 mg/L	0,0130

Méthode : Pb (Flamme)

	Concentration	Absorbance
Pb ZERO CAL	0,000 mg/L	0,0040
Pb ETALON 1	3,00 mg/L	0,0961
Pb ETALON 2	6,00 mg/L	0,1858
Pb ETALON 3	9,00 mg/L	0,2638
Pb ETALON 4	12,0 mg/L	0,3325
Pb ETALON 5	15,0 mg/L	0,3914

Ajustement de la courbe = Second degrés global
Conc. Caractéristique = 0,137 mg/L
r = 1,0000



	Concentration	Absorbance	
Pb Sol R1-250ppm A	1,69 mg/L	0,0532	0,0551
Pb Sol R1-250ppm B	1,70 mg/L	0,0550	0,0539
Pb Sol R1-250ppm C	1,68 mg/L	0,0542	0,0535
Pb Sol R2-250ppm A	1,70 mg/L	0,0544	0,0549
Pb Sol R2-250ppm B	1,68 mg/L	0,0541	0,0535
Pb Sol R2-250ppm C	1,68 mg/L	0,0534	0,0543
Pb Sol R3-250ppm A	2,10 mg/L	0,0674	0,0673
Pb Sol R3-250ppm B	2,13 mg/L	0,0688	0,0675
Pb Sol R3-250ppm C	2,12 mg/L	0,0673	0,0684
Pb Sol R4-250ppm A	1,54 mg/L	0,0502	0,0489
Pb Sol R4-250ppm B	1,54 mg/L	0,0489	0,0501
Pb Sol R4-250ppm C	1,53 mg/L	0,0492	0,0494
Pb Sol R5-250ppm A	2,14 mg/L	0,0689	0,0684
Pb Sol R5-250ppm B	2,13 mg/L	0,0681	0,0685
Pb Sol R5-250ppm C	2,12 mg/L	0,0676	0,0681

Annexes

Pb Sol R1-500ppm A	2,55 mg/L	0,0815	0,0814
Pb Sol R1-500ppm B	2,53 mg/L	0,0810	0,0811
Pb Sol R1-500ppm C	2,51 mg/L	0,0805	0,0802
Pb Sol R2-500ppm A	2,74 mg/L	0,0878	0,0875
Pb Sol R2-500ppm B	2,75 mg/L	0,0873	0,0883
Pb Sol R2-500ppm C	2,75 mg/L	0,0877	0,0879
Pb Sol R3-500ppm A	3,02 mg/L	0,0967	0,0959
Pb Sol R3-500ppm B	3,00 mg/L	0,0947	0,0966
Pb Sol R3-500ppm C	3,01 mg/L	0,0961	0,0959
Pb Sol R4-500ppm A	3,60 mg/L	0,1144	0,1141
Pb Sol R4-500ppm B	3,63 mg/L	0,1159	0,1142
Pb Sol R4-500ppm C	3,61 mg/L	0,1151	0,1143
Pb Sol R5-500ppm A	3,48 mg/L	0,1109	0,1100
Pb Sol R5-500ppm B	3,49 mg/L	0,1111	0,1108
Pb Sol R5-500ppm C	3,49 mg/L	0,1112	0,1105
Pb Sol R1-1000ppm A	6,02 mg/L	0,1871	0,1849
Pb Sol R1-1000ppm B	5,99 mg/L	0,1853	0,1852
Pb Sol R1-1000ppm C	5,99 mg/L	0,1849	0,1857
Pb Sol R2-1000ppm A	4,96 mg/L	0,1558	0,1548
Pb Sol R2-1000ppm B	4,93 mg/L	0,1540	0,1546
Pb Sol R2-1000ppm C	4,93 mg/L	0,1549	0,1541
Pb Sol R3-1000ppm A	7,68 mg/L	0,2319	0,2310
Pb Sol R3-1000ppm B	7,65 mg/L	0,2310	0,2302
Pb Sol R3-1000ppm C	7,65 mg/L	0,2319	0,2296
Pb Sol R4-1000ppm A	5,30 mg/L	0,1657	0,1646
Pb Sol R4-1000ppm B	5,32 mg/L	0,1655	0,1663
Pb Sol R4-1000ppm C	5,33 mg/L	0,1658	0,1663
Pb Sol R5-1000ppm A	5,54 mg/L	0,1725	0,1721
Pb Sol R5-1000ppm B	5,46 mg/L	0,1703	0,1696
Pb Sol R5-1000ppm C	5,48 mg/L	0,1705	0,1707

Méthode : Pb (Flamme)

	Concentration	Absorbance
PbZERO CAL	0,000 mg/L	-0,0006
PbETALON 1	3,00 mg/L	0,1161
PbETALON 2	6,00 mg/L	0,2225
PbETALON 3	9,00 mg/L	0,3134
PbETALON 4	12,0 mg/L	0,3882
PbETALON 5	15,0 mg/L	0,4535

Ajustement de la courbe

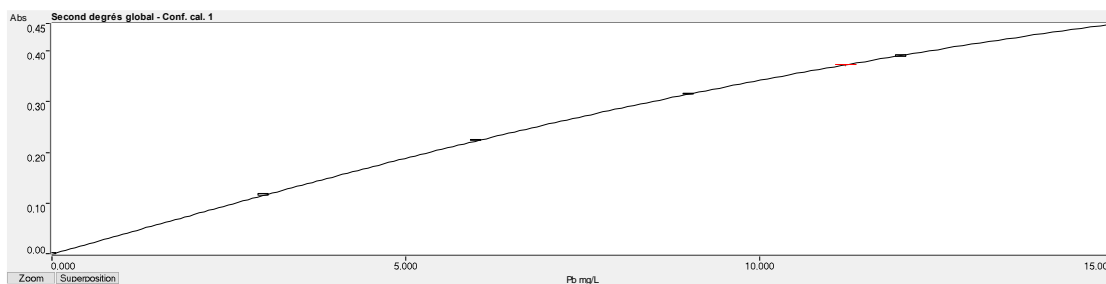
= Second degrés global

Conc. Caractéristique

= 0,113 mg/L

r

= 1,0000



	Concentration	Absorbance	
Pb Sol R1-1500ppm A	8,21 mg/L	0,2920	0,2909
Pb Sol R1-1500ppm B	8,11 mg/L	0,2885	0,2888
Pb Sol R1-1500ppm C	8,15 mg/L	0,2889	0,2908
Pb Sol R2-1500ppm A	7,16 mg/L	0,2604	0,2592
Pb Sol R2-1500ppm B	7,09 mg/L	0,2585	0,2568
Pb Sol R2-1500ppm C	7,13 mg/L	0,2581	0,2593
Pb Sol R3-1500ppm A	5,13 mg/L	0,1934	0,1922
Pb Sol R3-1500ppm B	5,12 mg/L	0,1917	0,1933
Pb Sol R3-1500ppm C	5,15 mg/L	0,1930	0,1939
Pb Sol R4-1500ppm A	9,01 mg/L	0,3139	0,3150
Pb Sol R4-1500ppm B	8,97 mg/L	0,3116	0,3147
Pb Sol R4-1500ppm C	9,00 mg/L	0,3140	0,3140
Pb Sol R5-1500ppm A	7,48 mg/L	0,2704	0,2688
Pb Sol R5-1500ppm B	7,48 mg/L	0,2693	0,2697
Pb Sol R5-1500ppm C	7,43 mg/L	0,2679	0,2684
Pb Sol R1-2000ppm A	13,8 mg/L	0,4299	0,4277
Pb Sol R1-2000ppm B	13,7 mg/L	0,4269	0,4282
Pb Sol R1-2000ppm C	13,7 mg/L	0,4274	0,4254
Pb Sol R2-2000ppm A	11,9 mg/L	0,3881	0,3877
Pb Sol R2-2000ppm B	11,9 mg/L	0,3871	0,3863
Pb Sol R2-2000ppm C	11,9 mg/L	0,3879	0,3862

Pb Sol R3-2000ppm A	9,74 mg/L	0,3340	0,3347
Pb Sol R3-2000ppm B	9,72 mg/L	0,3339	0,3333
Pb Sol R3-2000ppm C	9,75 mg/L	0,3352	0,3338
Pb Sol R4-2000ppm A	5,24 mg/L	0,1964	0,1964
Pb Sol R4-2000ppm B	5,23 mg/L	0,1958	0,1964
Pb Sol R4-2000ppm C	5,22 mg/L	0,1959	0,1954
Pb Sol R5-2000ppm A	8,03 mg/L	0,2878	0,2849
Pb Sol R5-2000ppm B	8,06 mg/L	0,2856	0,2885
Pb Sol R5-2000ppm C	8,01 mg/L	0,2858	0,2852
Pb Sol R1-2500ppm A	8,53 mg/L	0,3012	0,3002
Pb Sol R1-2500ppm B	8,49 mg/L	0,2994	0,2998
Pb Sol R1-2500ppm C	8,50 mg/L	0,3004	0,2996
Pb Sol R2-2500ppm A	17,0 mg/L	0,4871	
Pb Sol R2-2500ppm B	16,9 mg/L	0,4857	
Pb Sol R2-2500ppm C	17,0 mg/L	0,4871	
Pb Sol R3-2500ppm A	8,72 mg/L	0,3062	0,3064
Pb Sol R3-2500ppm B	8,76 mg/L	0,3077	0,3069
Pb Sol R3-2500ppm C	8,79 mg/L	0,3077	0,3087
Pb Sol R4-2500ppm A	11,2 mg/L	0,3713	0,3720
Pb Sol R4-2500ppm B	11,2 mg/L	0,3712	0,3712
Pb Sol R4-2500ppm C	11,2 mg/L	0,3716	0,3712
Pb Sol R5-2500ppm A	12,6 mg/L	0,4039	0,4021
Pb Sol R5-2500ppm B	12,6 mg/L	0,4028	0,4043
Pb Sol R5-2500ppm C	12,6 mg/L	0,4045	0,4040
Pb Sol R1-3000ppm A	10,2 mg/L	0,3475	0,3471
Pb Sol R1-3000ppm B	10,2 mg/L	0,3471	0,3452
Pb Sol R1-3000ppm C	10,3 mg/L	0,3471	0,3483
Pb Sol R2-3000ppm A	12,2 mg/L	0,3959	0,3953
Pb Sol R2-3000ppm B	12,2 mg/L	0,3940	0,3931
Pb Sol R2-3000ppm C	12,2 mg/L	0,3949	0,3937
Pb Sol R3-3000ppm A	11,5 mg/L	0,3771	0,3782
Pb Sol R3-3000ppm B	11,5 mg/L	0,3773	0,3789
Pb Sol R3-3000ppm C	11,5 mg/L	0,3780	0,3786
Pb Sol R4-3000ppm A	12,4 mg/L	0,3974	0,3998
Pb Sol R4-3000ppm B	12,4 mg/L	0,3987	0,3993
Pb Sol R4-3000ppm C	12,3 mg/L	0,3967	0,3989
Pb Sol R5-3000ppm A	15,1 mg/L	0,4539	
Pb Sol R5-3000ppm B	15,1 mg/L	0,4528	
Pb Sol R5-3000ppm C	15,1 mg/L	0,4530	

Méthode : Pb (Flamme)

	Concentrations	Absorbances	
PbCAL ZERO	0,000 mg/L	0,0010	0,0010
PbSTANDARD 1	1,00 mg/L	0,0465	0,0465
PbSTANDARD 2	2,00 mg/L	0,0890	0,0890
PbSTANDARD 3	3,00 mg/L	0,1326	0,1326
PbSTANDARD 4	4,00 mg/L	0,1698	0,1698
PbSTANDARD 5	5,00 mg/L	0,1854	0,1854

Ajustement de la courbe

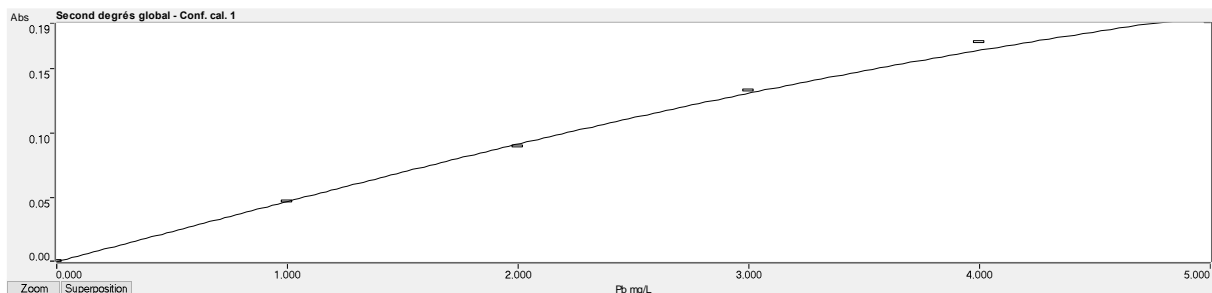
= Second degrés global

Conc. caractéristique

= 0,095 mg/L

r

= 0,9999



	Concentrations	Absorbances		
Pb Blanc tiges	0,139 mg/L	0,0064	0,0066	0,0063
Pb Blanc tiges	0,148 mg/L	0,0069	0,0070	0,0067
Pb Blanc tiges	0,152 mg/L	0,0070	0,0075	0,0066
Pb Blanc Racines	0,0882 mg/L	0,0041	0,0043	0,0039
Pb Blanc Racines	0,106 mg/L	0,0049	0,0050	0,0048
Pb Blanc Racines	0,103 mg/L	0,0048	0,0049	0,0046
Pb Blanc sol	0,0560 mg/L	0,0026	0,0023	0,0029
Pb Blanc sol	0,0718 mg/L	0,0033	0,0035	0,0032
Pb Blanc sol	0,0649 mg/L	0,0030	0,0034	0,0026
Pb P. Aérienne R1-250ppm A	1,08 mg/L	0,0501	0,0504	0,0498
Pb P. Aérienne R1-250ppm B	1,08 mg/L	0,0502	0,0499	0,0504
Pb P. Aérienne R1-250ppm C	1,08 mg/L	0,0504	0,0503	0,0505
Pb P. Aérienne R2-250ppm A	0,718 mg/L	0,0335	0,0334	0,0336
Pb P. Aérienne R2-250ppm B	0,717 mg/L	0,0334	0,0333	0,0335
Pb P. Aérienne R2-250ppm C	0,723 mg/L	0,0337	0,0340	0,0334
Pb P. Aérienne R3-250ppm A	0,992 mg/L	0,0462	0,0463	0,0461
Pb P. Aérienne R3-250ppm B	0,987 mg/L	0,0460	0,0460	0,0460
Pb P. Aérienne R3-250ppm C	0,977 mg/L	0,0455	0,0458	0,0452
Pb P. Aérienne R4-250ppm A	0,854 mg/L	0,0398	0,0395	0,0401
Pb P. Aérienne R4-250ppm B	0,864 mg/L	0,0403	0,0405	0,0401
Pb P. Aérienne R4-250ppm C	0,858 mg/L	0,0400	0,0400	0,0400

Annexes

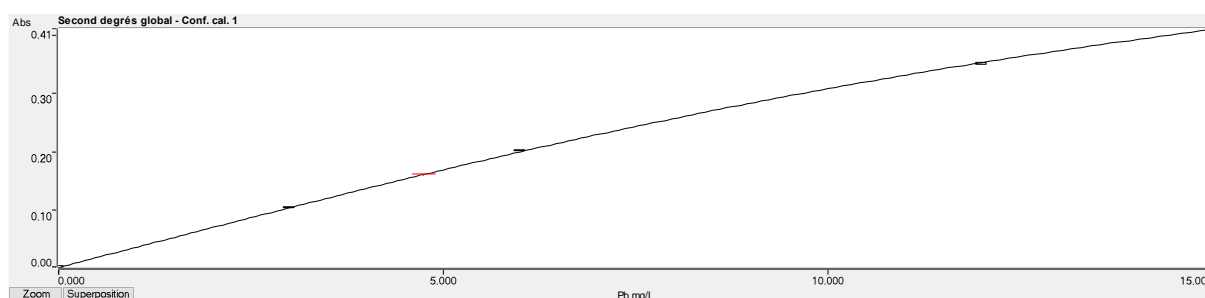
Pb P. Aérienne R5-250ppm A	1,05	mg/L	0,0490	0,0493	0,0486
Pb P. Aérienne R5-250ppm B	1,06	mg/L	0,0491	0,0492	0,0491
Pb P. Aérienne R5-250ppm C	1,05	mg/L	0,0490	0,0490	0,0489
Pb P. Aérienne R1-500ppm A	2,27	mg/L	0,1023	0,1026	0,1019
Pb P. Aérienne R1-500ppm B	2,27	mg/L	0,1026	0,1026	0,1027
Pb P. Aérienne R1-500ppm C	2,28	mg/L	0,1029	0,1028	0,1030
Pb P. Aérienne R2-500ppm A	1,21	mg/L	0,0564	0,0565	0,0562
Pb P. Aérienne R2-500ppm B	1,24	mg/L	0,0576	0,0577	0,0575
Pb P. Aérienne R2-500ppm C	1,24	mg/L	0,0576	0,0572	0,0579
Pb P. Aérienne R3-500ppm A	1,29	mg/L	0,0598	0,0595	0,0600
Pb P. Aérienne R3-500ppm B	1,30	mg/L	0,0603	0,0602	0,0604
Pb P. Aérienne R3-500ppm C	1,31	mg/L	0,0608	0,0608	0,0608
Pb P. Aérienne R4-500ppm A	0,881	mg/L	0,0411	0,0408	0,0414
Pb P. Aérienne R4-500ppm B	0,876	mg/L	0,0409	0,0406	0,0411
Pb P. Aérienne R4-500ppm C	0,875	mg/L	0,0408	0,0408	0,0408
Pb P. Aérienne R5-500ppm A	1,27	mg/L	0,0589	0,0584	0,0594
Pb P. Aérienne R5-500ppm B	1,26	mg/L	0,0584	0,0579	0,0588
Pb P. Aérienne R5-500ppm C	1,26	mg/L	0,0586	0,0587	0,0586
Pb P. Aérienne R1-1000ppm A	1,26	mg/L	0,0586	0,0590	0,0581
Pb P. Aérienne R1-1000ppm B	1,27	mg/L	0,0590	0,0589	0,0592
Pb P. Aérienne R1-1000ppm C	1,27	mg/L	0,0590	0,0592	0,0588
Pb P. Aérienne R2-1000ppm A	1,27	mg/L	0,0589	0,0590	0,0588
Pb P. Aérienne R2-1000ppm B	1,27	mg/L	0,0590	0,0588	0,0593
Pb P. Aérienne R2-1000ppm C	1,27	mg/L	0,0589	0,0589	0,0588
Pb P. Aérienne R3-1000ppm A	2,71	mg/L	0,1199	0,1202	0,1196
Pb P. Aérienne R3-1000ppm B	2,72	mg/L	0,1203	0,1204	0,1202
Pb P. Aérienne R3-1000ppm C	2,71	mg/L	0,1197	0,1201	0,1193
Pb P. Aérienne R4-1000ppm A	1,67	mg/L	0,0768	0,0769	0,0768
Pb P. Aérienne R4-1000ppm B	1,66	mg/L	0,0765	0,0763	0,0768
Pb P. Aérienne R4-1000ppm C	1,66	mg/L	0,0765	0,0766	0,0764
Pb P. Aérienne R5-1000ppm A	1,97	mg/L	0,0898	0,0898	0,0897
Pb P. Aérienne R5-1000ppm B	1,98	mg/L	0,0903	0,0904	0,0901
Pb P. Aérienne R5-1000ppm C	1,99	mg/L	0,0906	0,0904	0,0907
Pb P. Aérienne R1-1500ppm A	3,67	mg/L	0,1535	0,1536	0,1534
Pb P. Aérienne R1-1500ppm B	3,66	mg/L	0,1531	0,1540	0,1523
Pb P. Aérienne R1-1500ppm C	3,68	mg/L	0,1539	0,1542	0,1536

Pb P. Aérienne R2-1500ppm A	1,52	mg/L	0,0701	0,0702	0,0699
Pb P. Aérienne R2-1500ppm B	1,52	mg/L	0,0705	0,0704	0,0706
Pb P. Aérienne R2-1500ppm C	1,52	mg/L	0,0704	0,0705	0,0703
Pb P. Aérienne R3-1500ppm A	2,03	mg/L	0,0923	0,0920	0,0926
Pb P. Aérienne R3-1500ppm B	2,04	mg/L	0,0930	0,0930	0,0929
Pb P. Aérienne R3-1500ppm C	2,05	mg/L	0,0932	0,0934	0,0930
Pb P. Aérienne R4-1500ppm A	2,44	mg/L	0,1091	0,1095	0,1088
Pb P. Aérienne R4-1500ppm B	2,42	mg/L	0,1085	0,1085	0,1085
Pb P. Aérienne R4-1500ppm C	2,42	mg/L	0,1085	0,1086	0,1085
Pb P. Aérienne R5-1500ppm A	1,92	mg/L	0,0878	0,0883	0,0874
Pb P. Aérienne R5-1500ppm B	1,93	mg/L	0,0882	0,0882	0,0882
Pb P. Aérienne R5-1500ppm C	1,92	mg/L	0,0879	0,0880	0,0879
Pb P. Aérienne R1-2000ppm A	2,02	mg/L	0,0918	0,0919	0,0917
Pb P. Aérienne R1-2000ppm B	2,02	mg/L	0,0919	0,0920	0,0919
Pb P. Aérienne R1-2000ppm C	2,02	mg/L	0,0920	0,0922	0,0917
Pb P. Aérienne R2-2000ppm A	2,23	mg/L	0,1007	0,1003	0,1011
Pb P. Aérienne R2-2000ppm B	2,23	mg/L	0,1008	0,1003	0,1013
Pb P. Aérienne R2-2000ppm C	2,23	mg/L	0,1009	0,1006	0,1013
Pb P. Aérienne R3-2000ppm A	1,70	mg/L	0,0785	0,0782	0,0787
Pb P. Aérienne R3-2000ppm B	1,72	mg/L	0,0790	0,0789	0,0791
Pb P. Aérienne R3-2000ppm C	1,70	mg/L	0,0784	0,0785	0,0783
Pb P. Aérienne R4-2000ppm A	2,30	mg/L	0,1037	0,1033	0,1041
Pb P. Aérienne R4-2000ppm B	2,29	mg/L	0,1034	0,1035	0,1032
Pb P. Aérienne R4-2000ppm C	2,31	mg/L	0,1040	0,1041	0,1038
Pb P. Aérienne R5-2000ppm A	2,52	mg/L	0,1126	0,1126	0,1126
Pb P. Aérienne R5-2000ppm B	2,51	mg/L	0,1122	0,1125	0,1119
Pb P. Aérienne R5-2000ppm C	2,52	mg/L	0,1126	0,1122	0,1131
Pb P. Aérienne R1-2500ppm A	2,69	mg/L	0,1192	0,1194	0,1190
Pb P. Aérienne R1-2500ppm B	2,71	mg/L	0,1198	0,1198	0,1197
Pb P. Aérienne R1-2500ppm C	2,68	mg/L	0,1188	0,1197	0,1179
Pb P. Aérienne R2-2500ppm A	3,68	mg/L	0,1538	0,1541	0,1536
Pb P. Aérienne R2-2500ppm B	3,69	mg/L	0,1542	0,1547	0,1537
Pb P. Aérienne R2-2500ppm C	3,70	mg/L	0,1546	0,1541	0,1551
Pb P. Aérienne R3-2500ppm A	4,41	mg/L	0,1758	0,1751	0,1765
Pb P. Aérienne R3-2500ppm B	4,42	mg/L	0,1762	0,1764	0,1761
Pb P. Aérienne R3-2500ppm C	4,42	mg/L	0,1760	0,1759	0,1762

Pb P. Aérienne R4-2500ppm A	1,36	mg/L	0,0630	0,0634	0,0625
Pb P. Aérienne R4-2500ppm B	1,36	mg/L	0,0632	0,0633	0,0630
Pb P. Aérienne R4-2500ppm C	1,36	mg/L	0,0629	0,0626	0,0632
Pb P. Aérienne R5-2500ppm A	2,61	mg/L	0,1159	0,1158	0,1160
Pb P. Aérienne R5-2500ppm B	2,64	mg/L	0,1170	0,1163	0,1177
Pb P. Aérienne R5-2500ppm C	2,63	mg/L	0,1166	0,1162	0,1170
Pb P. Aérienne R1-3000ppm A	5,02	mg/L	0,1920	0,1920	
Pb P. Aérienne R1-3000ppm B	5,07	mg/L	0,1932	0,1932	
Pb P. Aérienne R1-3000ppm C	5,07	mg/L	0,1930	0,1930	
Pb P. Aérienne R2-3000ppm A	3,42	mg/L	0,1454	0,1457	0,1451
Pb P. Aérienne R2-3000ppm B	3,47	mg/L	0,1469	0,1467	0,1472
Pb P. Aérienne R2-3000ppm C	3,45	mg/L	0,1462	0,1468	0,1457
Pb P. Aérienne R3-3000ppm A	3,38	mg/L	0,1441	0,1441	0,1441
Pb P. Aérienne R3-3000ppm B	3,37	mg/L	0,1436	0,1439	0,1433
Pb P. Aérienne R3-3000ppm C	3,36	mg/L	0,1433	0,1434	0,1432
Pb P. Aérienne R4-3000ppm A	3,60	mg/L	0,1513	0,1507	0,1519
Pb P. Aérienne R4-3000ppm B	3,61	mg/L	0,1516	0,1518	0,1514
Pb P. Aérienne R4-3000ppm C	3,61	mg/L	0,1518	0,1521	0,1514

Méthode : Pb (Flamme)

	Concentrations	Absorbances	
PbCAL ZERO	0,000 mg/L	0,0016	0,0016
PbSTANDARD 1	3,00 mg/L	0,1022	0,1022
PbSTANDARD 2	6,00 mg/L	0,2003	0,2003
bSTANDARD 3	9,00 mg/L	0,2945	0,2945
PbSTANDARD 4	12,0 mg/L	0,3494	0,3494
PbSTANDARD 5	15,0 mg/L	0,4118	0,4118



Ajustement de la courbe = Second degrés global
 Conc. caractéristique = 0,129 mg/L
 r = 1,0000

	Concentrations	Absorbances		
Pb P. Aérienne R5-3000ppm A	7,38 mg/L	0,2394	0,2393	0,2395
Pb P. Aérienne R5-3000ppm B	7,45 mg/L	0,2412	0,2408	0,2417
Pb P. Aérienne R5-3000ppm C	7,46 mg/L	0,2415	0,2408	0,2422

Méthode : Pb (Flamme)

	Concentrations	Absorbances	
PbCAL ZERO	0,000 mg/L	0,0000	0,0000
PbSTANDARD 1	3,00 mg/L	0,1228	0,1228
PbSTANDARD 2	6,00 mg/L	0,2377	0,2377
PbSTANDARD 3	9,00 mg/L	0,3434	0,3434
PbSTANDARD 4	12,0 mg/L	0,4058	0,4058
PbSTANDARD 5	15,0 mg/L	0,4699	0,4699

Ajustement de la courbe

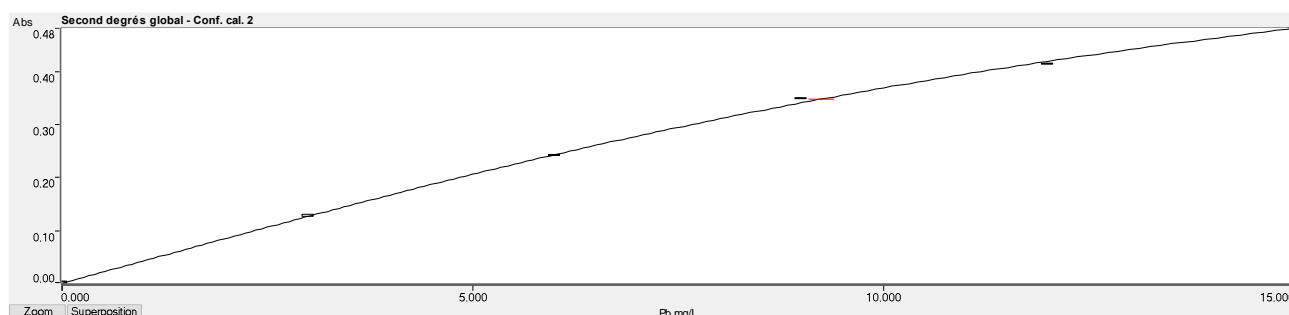
= Second degrés global

Conc. caractéristique

= 0,108 mg/L

r

= 1,0000



	Concentrations	Absorbances		
Pb Racines R1-250ppm A	1,16 mg/L	0,0487	0,0488	0,0487
Pb Racines R1-250ppm B	1,16 mg/L	0,0487	0,0490	0,0484
Pb Racines R1-250ppm C	1,15 mg/L	0,0483	0,0483	0,0483
Pb Racines R2-250ppm A	2,29 mg/L	0,0963	0,0959	0,0967
Pb Racines R2-250ppm B	2,29 mg/L	0,0964	0,0967	0,0961
Pb Racines R2-250ppm C	2,29 mg/L	0,0966	0,0960	0,0971
Pb Racines R3-250ppm A	0,881 mg/L	0,0371	0,0371	0,0370
Pb Racines R3-250ppm B	0,890 mg/L	0,0375	0,0370	0,0380
Pb Racines R3-250ppm C	0,893 mg/L	0,0376	0,0371	0,0381
Pb Racines R4-250ppm A	0,922 mg/L	0,0388	0,0385	0,0391
Pb Racines R4-250ppm B	0,931 mg/L	0,0392	0,0390	0,0394
Pb Racines R4-250ppm C	0,942 mg/L	0,0396	0,0396	0,0397
Pb Racines R5-250ppm A	1,49 mg/L	0,0626	0,0623	0,0630
Pb Racines R5-250ppm B	1,48 mg/L	0,0625	0,0622	0,0627
Pb Racines R5-250ppm C	1,49 mg/L	0,0627	0,0631	0,0623
Pb Racines R1-500ppm A	0,996 mg/L	0,0419	0,0418	0,0421
Pb Racines R1-500ppm B	1,00 mg/L	0,0423	0,0421	0,0424
Pb Racines R1-500ppm C	0,992 mg/L	0,0418	0,0418	0,0418
Pb Racines R2-500ppm A	1,85 mg/L	0,0779	0,0779	0,0779
Pb Racines R2-500ppm B	1,84 mg/L	0,0775	0,0775	0,0776
Pb Racines R2-500ppm C	1,86 mg/L	0,0784	0,0783	0,0785

Annexes

Pb Racines R3-500ppm A	1,82 mg/L	0,0766	0,0769	0,0764
Pb Racines R3-500ppm B	1,79 mg/L	0,0755	0,0752	0,0758
Pb Racines R3-500ppm C	1,80 mg/L	0,0757	0,0761	0,0754
Pb Racines R4-500ppm A	1,23 mg/L	0,0519	0,0515	0,0523
Pb Racines R4-500ppm B	1,24 mg/L	0,0521	0,0521	0,0520
Pb Racines R4-500ppm C	1,24 mg/L	0,0523	0,0524	0,0521
Pb Racines R5-500ppm A	2,30 mg/L	0,0967	0,0966	0,0969
Pb Racines R5-500ppm B	2,30 mg/L	0,0970	0,0973	0,0966
Pb Racines R5-500ppm C	2,30 mg/L	0,0968	0,0970	0,0967
Pb Racines R1-1000ppm A	4,37 mg/L	0,1808	0,1804	0,1812
Pb Racines R1-1000ppm B	4,35 mg/L	0,1801	0,1798	0,1804
Pb Racines R1-1000ppm C	4,36 mg/L	0,1807	0,1802	0,1813
Pb Racines R2-1000ppm A	2,02 mg/L	0,0853	0,0852	0,0854
Pb Racines R2-1000ppm B	2,03 mg/L	0,0857	0,0855	0,0859
Pb Racines R2-1000ppm C	2,03 mg/L	0,0853	0,0856	0,0851
Pb Racines R3-1000ppm A	2,39 mg/L	0,1004	0,1005	0,1004
Pb Racines R3-1000ppm B	2,40 mg/L	0,1009	0,1007	0,1012
Pb Racines R3-1000ppm C	2,40 mg/L	0,1012	0,1013	0,1012
Pb Racines R4-1000ppm A	1,56 mg/L	0,0657	0,0657	0,0657
Pb Racines R4-1000ppm B	1,56 mg/L	0,0656	0,0655	0,0656
Pb Racines R4-1000ppm C	1,55 mg/L	0,0655	0,0655	0,0655
Pb Racines R5-1000ppm A	2,40 mg/L	0,1010	0,1013	0,1008
Pb Racines R5-1000ppm B	2,40 mg/L	0,1009	0,1011	0,1006
Pb Racines R5-1000ppm C	2,41 mg/L	0,1016	0,1018	0,1014
Pb Racines R1-1500ppm A	2,68 mg/L	0,1126	0,1128	0,1125
Pb Racines R1-1500ppm B	2,68 mg/L	0,1125	0,1127	0,1123
Pb Racines R1-1500ppm C	2,68 mg/L	0,1128	0,1127	0,1129
Pb Racines R2-1500ppm A	1,31 mg/L	0,0553	0,0553	0,0554
Pb Racines R2-1500ppm B	1,33 mg/L	0,0559	0,0559	0,0559
Pb Racines R2-1500ppm C	1,34 mg/L	0,0565	0,0571	0,0559
Pb Racines R3-1500ppm A	1,52 mg/L	0,0639	0,0640	0,0639
Pb Racines R3-1500ppm B	1,52 mg/L	0,0640	0,0640	0,0641
Pb Racines R3-1500ppm C	1,52 mg/L	0,0641	0,0643	0,0639
Pb Racines R4-1500ppm A	1,57 mg/L	0,0663	0,0664	0,0662
Pb Racines R4-1500ppm B	1,59 mg/L	0,0669	0,0666	0,0673
Pb Racines R4-1500ppm C	1,58 mg/L	0,0667	0,0663	0,0670

Annexes

Pb Racines R5-1500ppm A	4,21 mg/L	0,1749	0,1749	0,1748
Pb Racines R5-1500ppm B	4,21 mg/L	0,1747	0,1742	0,1752
Pb Racines R5-1500ppm C	4,24 mg/L	0,1759	0,1756	0,1761
Pb Racines R1-2000ppm A	5,47 mg/L	0,2227	0,2233	0,2222
Pb Racines R1-2000ppm B	5,48 mg/L	0,2230	0,2236	0,2225
Pb Racines R1-2000ppm C	5,45 mg/L	0,2222	0,2226	0,2218
Pb Racines R2-2000ppm A	5,01 mg/L	0,2055	0,2053	0,2057
Pb Racines R2-2000ppm B	5,00 mg/L	0,2053	0,2047	0,2058
Pb Racines R2-2000ppm C	5,05 mg/L	0,2072	0,2070	0,2074
Pb Racines R3-2000ppm A	6,54 mg/L	0,2614	0,2610	0,2617
Pb Racines R3-2000ppm B	6,54 mg/L	0,2612	0,2618	0,2605
Pb Racines R3-2000ppm C	6,53 mg/L	0,2609	0,2607	0,2611
Pb Racines R4-2000ppm A	5,15 mg/L	0,2108	0,2108	0,2107
Pb Racines R4-2000ppm B	5,13 mg/L	0,2101	0,2097	0,2106
Pb Racines R4-2000ppm C	5,11 mg/L	0,2095	0,2096	0,2093
Pb Racines R5-2000ppm A	3,73 mg/L	0,1557	0,1554	0,1560
Pb Racines R5-2000ppm B	3,75 mg/L	0,1565	0,1565	0,1565
Pb Racines R5-2000ppm C	3,78 mg/L	0,1574	0,1565	0,1584
Pb Racines R1-2500ppm A	4,03 mg/L	0,1677	0,1681	0,1674
Pb Racines R1-2500ppm B	4,04 mg/L	0,1681	0,1684	0,1679
Pb Racines R1-2500ppm C	4,08 mg/L	0,1696	0,1696	0,1697
Pb Racines R2-2500ppm A	5,50 mg/L	0,2240	0,2234	0,2245
Pb Racines R2-2500ppm B	5,54 mg/L	0,2252	0,2247	0,2258
Pb Racines R2-2500ppm C	5,51 mg/L	0,2243	0,2247	0,2240
Pb Racines R3-2500ppm A	6,07 mg/L	0,2447	0,2446	0,2447
Pb Racines R3-2500ppm B	6,07 mg/L	0,2446	0,2445	0,2447
Pb Racines R3-2500ppm C	6,07 mg/L	0,2446	0,2448	0,2445
Pb Racines R4-2500ppm A	2,85 mg/L	0,1197	0,1197	0,1197
Pb Racines R4-2500ppm B	2,84 mg/L	0,1192	0,1192	0,1193
Pb Racines R4-2500ppm C	2,88 mg/L	0,1208	0,1207	0,1209
Pb Racines R5-2500ppm A	5,76 mg/L	0,2336	0,2340	0,2332
Pb Racines R5-2500ppm B	5,74 mg/L	0,2329	0,2337	0,2321
Pb Racines R5-2500ppm C	5,79 mg/L	0,2345	0,2348	0,2341
Pb Racines R1-3000ppm A	4,16 mg/L	0,1727	0,1728	0,1726
Pb Racines R1-3000ppm B	4,16 mg/L	0,1729	0,1730	0,1727
Pb Racines R1-3000ppm C	4,16 mg/L	0,1726	0,1718	0,1734

Annexes

Pb Racines R2-3000ppm A	7,89 mg/L	0,3060	0,3051	0,3069
Pb Racines R2-3000ppm B	7,92 mg/L	0,3070	0,3068	0,3071
Pb Racines R2-3000ppm C	7,88 mg/L	0,3058	0,3057	0,3059
Pb Racines R3-3000ppm A	5,07 mg/L	0,2079	0,2078	0,2079
Pb Racines R3-3000ppm B	5,09 mg/L	0,2087	0,2093	0,2081
Pb Racines R3-3000ppm C	5,11 mg/L	0,2092	0,2093	0,2092
Pb Racines R4-3000ppm A	5,05 mg/L	0,2070	0,2065	0,2074
Pb Racines R4-3000ppm B	5,08 mg/L	0,2082	0,2081	0,2083
Pb Racines R4-3000ppm C	5,06 mg/L	0,2077	0,2074	0,2080
Pb Racines R5-3000ppm A	4,58 mg/L	0,1892	0,1883	0,1901
Pb Racines R5-3000ppm B	4,57 mg/L	0,1889	0,1890	0,1888
Pb Racines R5-3000ppm C	4,58 mg/L	0,1890	0,1895	0,1884