



RÉPUBLIQUE ALGÉRIENNE DÉMOCRATIQUE ET POPULAIRE  
MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA RECHERCHE  
SCIENTIFIQUE

Université Abdelhamid Ben Badis 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

PRESENTÉE POUR L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT LMD

Présentée par

M<sup>me</sup> HAMAD Hanane

Thème

**Effet du plomb sur les paramètres anatomique, biochimique et chimique du *Moringa oleifera* Lam.**

Soutenu publiquement le : 03/11/2022

**Membres de jury**

Pr. CHADLI Rabeh	Président	Université de Mostaganem
Pr. REGUIEG YSSAAD Houcine AH	Directeur de thèse	Université de Mostaganem
Pr. LARID Mohamed	Examineur	Université de Mostaganem
Pr. BELKHOUDJA Moulay	Examineur	Université d'Oran

Année universitaire : 2021/ 2022

# Remerciements

Je remercie tout d'abord Dieu, le tout puissant et miséricordieux, qui m'a donné la puissance et la patience d'accomplir ce modeste travail.

Je tiens à remercier grandement *M.REGUIEG YASSAAD H.Ah.*, mon directeur de thèse, pour sa disponibilité, sa patience et son attention particulière avec laquelle il a suivi et dirigé ce travail, pour ses encouragements et ses précieux conseils qui ont été prépondérants pour la bonne réussite de cette thèse. J'ai pris un grand plaisir à travailler avec lui. J'ai beaucoup appris à ses côtés et je lui adresse ma gratitude pour tout cela.

Je remercie également l'ensemble des membres du jury, de l'honneur qu'ils m'ont fait de bien vouloir étudier avec attention mon travail :

*M. CHADLI R.*, pour m'avoir fait l'honneur d'accepter de présider ce jury. Un merci tout particulier pour son aide précieuse et pour le temps qu'il m'a consacré durant la réalisation des coupes anatomiques.

*M. LARID M.*, pour sa gentillesse, sa disponibilité permanente et pour les nombreux encouragements qu'il m'a prodigués. Merci d'avoir accepté d'examiner cette thèse.

Enfin *M. BELKHOUDJA M.*, pour avoir accepté de participer à ce jury et d'être examinateur mon travail. Je lui suis reconnaissante pour son aide et des outils qu'il nous a fournis tout au long de cette recherche.

J'adresse ma profonde reconnaissance envers le regretté Pr BENAICHATA L, qui nous a donné les bases du logiciel R. il nous a quittés trop tôt avant de lui dire merci. Sa mort a été une grande perte pour nous et la communauté scientifique. Paix à son âme, que Dieu l'accueille dans son vaste paradis.

Un gros merci également à *M. Kadem H*, directeur du département de biologie. Je remercie également tous les professeurs de l'université Abd Elhamid Ibn Badis, que je les ai rencontrés tout au long de mon parcours, tout particulièrement : *M. CHIBANI A.*, *M.GHAMNIAY.*, *M. TAHRI M.*, *M<sup>me</sup> BELARBI A.* et les professeurs du Centre universitaire de Naâma, *M. FARAH N.* et *M. Nouri T.*

Je tiens tout particulièrement à remercier *M<sup>me</sup>. Benhamimed A*, pour m'encourager à retourner aux études et pour son soutien moral ininterrompu et ses nombreux conseils tout le long de ma thèse.

Je remercie de plus tous les ingénieurs des laboratoires de l'université Abdelhamid ibn badis (INES et ITA) pour leurs encouragements et leur assistance aussi bien matérielle que morale qui m'ont permis de faire cette thèse dans de bonnes conditions, spécialement M<sup>me</sup> HAMED Dj et M<sup>me</sup> DJAZZER houria.

J'adresse mes remerciements également aux responsables de la Fondation Méditerranéenne du Développement Durable (*Djanatu Al Arif – Mostaganem*), qui m'ont fourni les premières graines de *Moringa oleifera* Lam. pour mon premier essai. Un grand merci à M. *TAHRAOUI L.*, qui était la source principale des graines de *Moringa oleifera* Lam. durant toutes les années de mes recherches.

Je tiens à exprimer ma profonde gratitude et mes sincères remerciements à chers parents, mes frères et mes sœurs pour leur confiance et leurs encouragements inestimables. Ils étaient pour moi, une vraie source d'inspiration et ont été toujours à mes côtés jusqu'au bout dans les bons et les mauvais moments et sans eux et leur soutien, je ne serais pas là aujourd'hui. Je voudrais aussi remercier mes cousines *Khaira et Djamila, Soussou* et ses enfants, qui m'ont accompagné, aidé, soutenu et encouragé tout le long de la réalisation de ce travail.

Mes remerciements vont aussi à tous mes amis (e) et collègues qui m'ont apporté leur soutien moral et intellectuel tout au long de ma démarche, particulièrement ma meilleure amie *BENSAHLI A. et BENNAOUM A. et leurs maris.*

Je voudrais remercier l'informaticien *BELHANDOUZ A*, qui m'a vraiment aidé quand j'avais plein de problèmes informatiques surtout le plantage de mon ordinateur.

Je remercie de tout mon cœur toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à mes recherches et à l'élaboration de ce mémoire et de m'avoir aidé à la réalisation de mon rêve. Il me serait difficile de tous les citer, car c'est grâce à l'aide de nombreuses personnes que j'ai pu mener cette thèse à son terme.

## Résumé

Le plomb fait partie des métaux lourds les plus toxiques et les plus utilisés par l'homme, dont la contamination des sols par cet élément est devenue un problème mondial critique menaçant nos écosystèmes, c'est pourquoi plusieurs études sont orientées vers la recherche de nouvelles techniques de dépollution plus écologique tel que la phytoremédiation. Dans ce contexte, la présente étude vise à étudier la capacité de la plante *Moringa oleifera* Lam. à croître dans un milieu pollué avec des doses croissantes de plomb (0, 3, 5, 7 et 10 mM), de déterminer l'effet du plomb sur les paramètres anatomiques, biochimiques et chimiques de la plante et d'utiliser *Moringa oleifera* Lam. comme plante phytoremédiatrice afin de dépolluer les sols contaminés par le plomb. Les résultats obtenus montrent que le plomb a un effet négatif sur les paramètres de germination des graines du *Moringa oleifera* Lam. qui se traduit par une diminution du taux de germination et des longueurs des radicelles et des tiges avec l'augmentation des doses de Pb appliquées. Le plomb provoque des modifications anatomiques de différents tissus et surtout des faisceaux cribro-vasculaires au niveau des tiges et des racines de la plante. Les analyses biochimiques révèlent que l'application du stress à des niveaux élevés en 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 que le *Moringa oleifera* Lam. accumule davantage le plomb dans la partie racinaire comparativement à la partie aérienne et les facteurs de bioconcentration (FBC) et de translocation (FT) du plomb calculés sont inférieurs à 1. La plante ne peut pas être considérée comme accumulatrice de Pb, mais elle est potentiellement appropriée pour la phytostabilisation des sols contaminés même à des concentrations élevées en plomb.

**Les mots clés :** plomb, phytoremédiation, *Moringa oleifera* Lam., germination, paramètres anatomique, biochimique et chimique.

## Abstract

Lead is one of the most toxic heavy metals and the most used by man, whose contamination of soils by this element has become a critical global problem threatening our ecosystems, that's why several studies are oriented towards the search for new techniques of more ecological depollution such as phytoremediation. In this context, the present study aims to investigate the ability of the plant *Moringa oleifera* Lam. to grow in a polluted environment with increasing doses of lead (0, 3, 5, 7 and 10 mM), to determine the effect of lead on the anatomical, biochemical and chemical parameters of the plant and to use *Moringa oleifera* Lam. as a phytoremediation plant in order to remediate soils polluted by lead. The results obtained show that lead has a negative effect on the germination parameters of *Moringa oleifera* Lam. seeds, which is reflected by a decrease of the germination rate and the lengths of the rootlets and tigelles with increasing doses of Pb applied. Lead causes anatomical changes in different tissues and especially in cribro-vascular bundles in the stems and roots of the plant. Biochemical analyses reveal that the application of stress at high lead levels leads to a decrease in chlorophyll (chl a, b and total) and protein content, an important accumulation of osmoregulators (soluble sugars and prolin) and antioxidant compounds (polyphenols and flavonoids), as well as an increase in antioxidant activity (DPPH) in the aerial and root parts of the plant. Chemical analyses show that *Moringa oleifera* Lam. accumulates more lead in the root part compared to the aerial part of the plant. The calculated bioconcentration factor (BCF) and translocation factor (TF) are less than 1. The plant cannot be considered a Pb accumulator, but it is potentially suitable for phytostabilization of contaminated soils even at high lead concentrations.

**Key words:** lead, phytoremediation, *Moringa oleifera* Lam., germination, anatomical, biochemical and chemical parameters.

## الملخص

الرصاص هو أحد أكثر المعادن الثقيلة سمية و استخدامًا من قبل الإنسان ، حيث أصبح تلوث التربة بهذا العنصر مشكلة عالمية خطيرة تهدد أنظمتنا البيئية ، ولهذا السبب توجهت العديد من الدراسات نحو البحث عن تقنيات جديدة لإزالة التلوث البيئي مثل Phytoremediation. وفي هذا السياق ، تهدف الدراسة الحالية إلى دراسة قدرة نبات *Moringa oleifera* Lam على النمو في بيئة ملوثة بجرعات متزايدة من الرصاص (0 ، 3 ، 5 ، 7 و 10 ملي مولار) ، تحديد تأثير الرصاص على العوامل التشريحية و البيوكيميائية والكيميائية للنبات وامكانية استخدام نبات *Moringa oleifera* Lam لمعالجة وتنظيف التربة الملوثة بالرصاص. أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها أن الرصاص له تأثير سلبي على معاملات إنبات بذور *Moringa oleifera* Lam مما أدى إلى انخفاض في معدل الإنبات وأطوال الجذور والبراعم مع زيادة جرعات الرصاص المطبقة. يسبب الرصاص تغيرات تشريحية في الأنسجة المختلفة وخاصة حزم الأوعية الناقلة على مستوى جذور وسيقان هذا النبات. تكشف التحليلات البيوكيميائية أن تطبيق الإجهاد على مستويات عالية من الرصاص يؤدي إلى انخفاض في محتوى الكلوروفيل (الكلوروفيل أ ، ب والإجمالي) والبروتينات ، وتراكم كبير لمنظم التناضح (السكريات القابلة للذوبان والبرولين) ، والمركبات المضادة للأكسدة (البوليفينول و مركبات الفلافونويد) وكذلك زيادة في نشاط المضادات للأكسدة (DPPH) في الأجزاء الهوائية والجذرية من النبات. تظهر التحليلات الكيميائية أن *Moringa oleifera* Lam يراكم كمية كبيرة من الرصاص في الجزء الجذري مقارنة بالجزء الهوائي من النبات. إن عوامل التركيز البيولوجي المحسوبة: عامل تركيز الرصاص (FBC) وعامل نقله (TF) أقل من 1. ومنه نستخلص أنه لا يمكن اعتبار النبات كمراكم للرصاص ، ولكنه مناسبًا جدًا لتثبيته في التربة الملوثة حتى بتراكيز عالية من الرصاص.

الكلمات المفتاحية: الرصاص ، Phytoremediation ، *Moringa oleifera* Lam ، الإنبات ، المعايير التشريحية ، البيوكيميائية و الكيميائية.

## Liste des abréviations

<b>A, B, C et D :</b> Groupes homogènes	<b>EAG :</b> équivalent d'acide gallique
<b>ABA:</b> acide abscissique	<b>EC :</b> écorce
<b>ADEME :</b> Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie	<b>EDDS :</b> Acide éthylène diamine-N, N'-disuccinique
<b>As:</b> Arsenic	<b>EDTA:</b> acide éthylène diamine tétra-acétique
<b>B:</b> Bor	<b>EP :</b> épiderme
<b>Be:</b> Béryllium	<b>EQ :</b> équivalent de quercétine
<b>BRGM:</b> Bureau de Recherche Géologiques et Minières	<b>ETM :</b> élément trace métallique
<b>BSA:</b> sérum d'albumine bovine	<b>FBA:</b> Facteur de bioaccumulation
<b>BTEX :</b> benzène, toluène, éthylbenzène et xylène	<b>FBC :</b> facteur de bioconcentration
<b>C :</b> Cambium (Méristème II)	<b>FDPS:</b> ferme de démonstration et de production de semences
<b>Ca :</b> Calcium	<b>Fe:</b> Fer
<b>CaCO<sub>3</sub>:</b> carbonate de calcium	<b>FT :</b> facteur de translocation
<b>CC :</b> cylindre central	<b>Gr :</b> grossissement
<b>Cd :</b> cadmium	<b>ATPase:</b> adénosine triphosphatases
<b>CDTA :</b> acide trans-1,2-cyclohexylène dinitrilo tétra-acétique	<b>H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:</b> peroxyde d'hydrogène
<b>CEC:</b> capacité d'échange cationique	<b>ICP-MS :</b> Spectrométrie de masse par plasma à couplage inductif
<b>CEd:</b> conductivité électrique	<b>INSID:</b> Institut National des Sols de l'Irrigation et du Drainage
<b>chl a :</b> chlorophylle a	<b>K<sub>2</sub>O :</b> oxyde de potassium
<b>chl b :</b> chlorophylle b	<b>Lam. :</b> Lamarck
<b>Chl t :</b> chlorophylle totale	<b>LR :</b> Longueur de la radicelle
<b>Cl:</b> chlore	<b>LT :</b> Longueur de la tigelle
<b>Co:</b> cobalt	<b>M :</b> <i>Moringa</i>
<b>COV:</b> composés organiques volatils	<b>Meq :</b> milliéquivalent
<b>Cr :</b> Chrome	<b>Mf:</b> Matière fraîche
<b>Cu :</b> Cuivre	<b>Mg:</b> magnésium
<b>DO :</b> Densité optique	<b>MGDA:</b> Methylglycinediacetic acid trisodium salt
<b>DPPH :</b> diphenyl picryl-hydrazyl	

<b>mM:</b> Millimole	<b>Ph :</b> phloème
<b>Mn :</b> Manganèse	<b>Ph II:</b> Phloème II
<b>Mo :</b> Molybdène	<b>Phl:</b> Phelloderme
<b>MO:</b> Matière organique	<b>PM :</b> parenchyme médullaire.
<b>MS:</b> Matière sèche	<b>PR :</b> partie racinaire
<b>N :</b> azote	<b>PS :</b> le poids sec
<b>Ni :</b> Nickel	<b>Pt En :</b> plante entière
<b>Nt :</b> nombre total des graines mises à germer.	<b>ROS:</b> reactive oxygen species
<b>NTA:</b> acide nitrilotriacétique	<b>S:</b> Suber
<b>Nx :</b> nombre de graines germés	<b>Sc :</b> sclérenchyme,
<b>O:</b> oxygène	<b>Se:</b> sélénium
<b>OH:</b> hydroxyle	<b>SO<sub>3</sub> :</b> Trioxyde de soufre
<b>OMS:</b> Organisation mondiale de la santé	<b>TF:</b> facteur de translocation
<b>P :</b> parenchyme du xylème	<b>TG :</b> Taux final de germination
<b>PA :</b> Partie aérienne	<b>UV :</b> ultraviolet
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> :</b> pentoxyde de phosphore	<b>V :</b> volume
<b>Pb:</b> Plomb	<b>VIH :</b> virus de l'immunodéficienc e humaine
<b>Pb(C<sub>2</sub>H<sub>3</sub>O<sub>2</sub>)<sub>2</sub> :</b> Acetate de plomb	<b>X :</b> xylème
<b>Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub> :</b> nitrate de plomb	<b>Zn :</b> Zinc
<b>Pc:</b> parenchyme cortical	
<b>PF:</b> Poids fais	



## Liste de figures

<b>Fig. 01:</b> Évolution de la production mondiale de plomb depuis 5 000 ans.....	07
<b>Fig. 02:</b> Cycle biogéochimique des éléments.....	11
<b>Fig. 03 :</b> Transport sanguin du plomb et sa redistribution .....	13
<b>Fig. 04:</b> Transport des éléments métalliques au niveau des racines végétal, par voie symplasmique et apoplasmique .....	16
<b>Fig. 05:</b> Schéma de la toxicité du Pb sur les processus physiologiques et biochimiques des plantes .....	19
<b>Fig. 06:</b> Comportement des plantes sur des sols riches en métaux .....	30
<b>Fig. 07:</b> Stratégies de la phytoremediation .....	32
<b>Fig. 08:</b> Technique de la phytoextraction .....	32
<b>Fig. 09:</b> Schéma de la phytoextraction continue et la phytoextraction induite par un chélateur .....	34
<b>Fig. 10:</b> Technique de la phytostabilisation .....	35
<b>Fig. 11:</b> Technique de la phytovolatilisation .....	36
<b>Fig. 12:</b> Arbre de décision des différents types de phytoremédiation.....	41
<b>Fig. 13 :</b> Arbre du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	42
<b>Fig. 14 :</b> Répartition de la culture du <i>Moringa oleifera</i> dans le monde .....	43
<b>Fig. 15:</b> Tronc du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	44
<b>Fig. 16:</b> Feuilles du <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	45
<b>Fig. 17:</b> fleurs du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	45
<b>Fig. 18:</b> fruits du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	45
<b>Fig. 19:</b> graines du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	46
<b>Fig. 20:</b> Racines du <i>Moringa oleifera</i> Lam .....	46
<b>Fig. 21:</b> Principales utilisations des différents organes du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	48

<b>Fig. 22 :</b> Site expérimental de l'Université de Mostaganem .....	53
<b>Fig. 23:</b> Graines du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	54
<b>Fig. 24:</b> Préparation du substrat de culture du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	55
<b>Fig. 25:</b> Germination des graines du Moringa O. Lam. dans des boîtes de Pétri .....	56
<b>Fig. 26 :</b> Semis des graines du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	57
<b>Fig. 27 :</b> Repiquage des plantules du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	57
<b>Fig. 28 :</b> Piluliers contenant la matière sèche de la partie aérienne et racinaire du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	60
<b>Fig. 29:</b> Organigramme présentant le protocole expérimental de l'effet du Pb sur <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	61
<b>Fig. 30 :</b> Effet du plomb sur le taux de germination des graines du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. ....	67
<b>Fig. 31:</b> Effet du plomb sur la cinétique de germination des graines du <i>Moringa Oleifera</i> Lam.....	68
<b>Fig. 32:</b> Effet du plomb sur la cinétique des Longueurs des racelles du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. ....	69
<b>Fig. 33 :</b> Effet du plomb sur la cinétique de la Longueur des tiges du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. ....	70
<b>Fig. 34 :</b> Coupes transversales au niveau des tiges du <i>Moringa oleifera</i> Lam stressées au plomb .....	71
<b>Fig. 35:</b> Coupes transversales au niveau des racines du <i>Moringa oleifera</i> Lam stressées au plomb .....	73
<b>Fig. 36:</b> Teneur en chlorophylle (mg/g MF) dans les feuilles du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. stressée par le plomb .....	74
<b>Fig. 37:</b> Teneur en protéines (mg/g MF) dans la partie aérienne et racinaire du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. exposées au plomb .....	75
<b>Fig. 38:</b> Teneur en sucres solubles (mg/g MF) dans la partie aérienne et racinaire du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. exposées au plomb .....	76

<b>Fig. 39:</b> Effet du plomb sur la teneur en proline (mg/g MF) dans la partie aérienne et racinaire du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. ....	77
<b>Fig. 40:</b> Effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g. MF) de la partie aérienne et racinaire du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. ....	78
<b>Fig. 41:</b> Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g. MF) dans les feuilles et racines du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. traitée avec le plomb .....	79
<b>Fig. 42:</b> Teneur en DPPH (% MF) au niveau de la partie aérienne et souterraine des plantes du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. traitées par le plomb .....	80
<b>Fig. 43:</b> Teneur en plomb accumulée dans les parties aérienne et racinaire du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	81

## Liste de tableaux

<b>Tableau 1:</b> Tableau périodique des éléments .....	04
<b>Tableau 2:</b> Propriétés physico-chimiques du plomb .....	05
<b>Tableau 3:</b> plantes hyperaccumulatrices du Plomb .....	19
<b>Tableau 4 :</b> Comparaison de quelques performances zootechniques des bovins avec une alimentation à base ou sans <i>Moringa Oleifera</i> Lam.....	50
<b>Tableau 5 :</b> Caractéristiques du terreau .....	54
<b>Tableau 6 :</b> Caractéristiques physico-chimique et biologique du substrat de culture. ....	55
<b>Tableau 7:</b> Composition de la solution nutritive ‘‘Activeg’’ .....	58
<b>Tableau 8:</b> Dispositif expérimental .....	59
<b>Tableau 9 :</b> Analyse statistique de la chlorophylle a, b et totale (mg. g <sup>-1</sup> .MF) des feuilles du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. ....	74
<b>Tableau 10 :</b> Analyse statistique de l’effet du plomb sur la teneur en protéines au niveau de la partie aérienne et racinaire du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. ....	75
<b>Tableau 11 :</b> Analyse statistique de teneur en sucres solubles (mg/g MF) au niveau de la partie aérienne et racinaire du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. traitée avec le plomb.....	76
<b>Tableau 12 :</b> Analyse statistique de teneur en proline (mg/g MF) au niveau de la partie aérienne et racinaire du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. stressée par le plomb .....	77
<b>Tableau 13 :</b> Analyse statistique de l’effet du plomb sur la teneur en polyphénols (mg EAG/g. MF) du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. ....	78
<b>Tableau 14 :</b> Analyse statistique de la teneur en flavonoïdes (mg EQ/g. MF) du <i>Moringa Oleifera</i> Lam.sous l’effet de plomb.....	79
<b>Tableau 15:</b> Analyse statistique de la teneur en DPPH (% MF) chez les plantes du <i>Moringa Oleifera</i> Lam. sous l’effet de plomb.....	80
<b>Tableau 16:</b> Analyse statistique de la teneur en plomb chez <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	81
<b>Tableau 17:</b> facteur de translocation (FT) du plomb chez les plantes du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	82

**Tableau 18:** facteur de Bioconcentration (FBC) du plomb chez les plantes du *Moringa oleifera* Lam. ....83

**Tableau 19:** Tableau récapitulatif des principaux résultats de l'effet du plomb sur les paramètres de germination, biochimiques et chimiques du *Moringa oleifera* Lam..... .110

**Tableau 20:** niveaux de la toxicité du plomb sur la croissance de la plante *Moringa oleifera* Lam. .... 111

## **Table des matières**

Remerciements	
Dédicace	
Résumé	
Abstract	
المخلص	
Liste des abréviations	
Liste de figures	
Liste de tableaux	
Introduction générale .....	1

## **PARTIE THEORIQUE**

### **Chapitre I: Le plomb**

I. 1. Propriétés physico-chimiques du plomb .....	4
I. 2. Origines du plomb .....	5
I. 2.1. Origine naturelle .....	5
I. 2.2. Origine anthropique .....	6
I. 3. Utilisation du plomb .....	6
I.4. Mobilité du plomb .....	8
I.4.1. Influence des paramètres physico-chimiques sur la spéciation du plomb .....	8
I.4.2. Influence des microorganismes sur la mobilité du plomb .....	9
I.4.3. Influence de la plante sur la spéciation du plomb.....	10
I.5. Cycle biogéochimique .....	10
I. 6. Plomb dans l'environnement.....	11
I. 6.1. Dans l'atmosphère .....	11
I.6.2. Dans l'eau .....	12
I.6.3. Dans le sol.....	12

I.7. Toxicité du plomb pour l'homme.....	13
I.8. Plomb dans la plante.....	14
I.8.1. Phytodisponibilité du plomb.....	14
I.8.2. Absorption du plomb par la plante.....	14
I.8.3. Translocation.....	17
I.8.4. Accumulation du plomb par la plante.....	18
I.8.5. Principaux effets du plomb sur la plante.....	19
I.8.5.1. Effet du plomb sur la germination.....	19
I.8.5.2. Effet du plomb sur la croissance de la plante.....	20
I.8.5.3. Effet du plomb sur la photosynthèse.....	20
I.8.5.4. Effet du plomb sur la respiration.....	21
I.8.5.5. Effet du plomb sur la nutrition minérale.....	21
I.8.5.6. Effet du plomb sur l'équilibre hydrique.....	22
I.8.5.7. Effet du plomb sur les protéines.....	22
I.8.5.8. Effet antimitotique et génotoxique.....	22
I.8.5.9. Action sur les activités enzymatiques.....	23
I.8.5.10. Stress oxydatif.....	23
I.8.5.11. Altération de l'ADN.....	24

## **Chapitre II: Phytoremédiation**

II.1. Réhabilitation et remédiation des sols contaminés.....	25
II.2. Traitements classiques.....	25
II.2.1. Traitements physico-chimiques.....	26
II.2.2. Traitements thermiques.....	26
II.2.3. Confinement.....	27
II.3. Traitements biologiques.....	27
II.3.1. Phytoremédiation technologie alternative « verte ».....	28
II.3.1.1. Définition de la phytoremédiation.....	28

II.3.1.2. Historique.....	29
II.3.1.3. Plantes « idéales » pour la phytoremédiation .....	29
II.3.1.4. Techniques de phytoremédiation .....	31
II.3.1.5. Avantages de la phytoremédiation.....	37
II.3.1.6. Limites de la phytoremédiation .....	37
II.3.1.7. Phytoremédiation dans le monde .....	38
II.3.1.8. Phytoremédiation en Algérie .....	39
II.3.1.9. Applicabilité des phytotechnologies à un site donné.....	39

### **Chapitre III: *Moringa oleifera* Lam**

III.1. Généralités sur la plante <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	42
III.2. Identification <i>Moringa oleifera</i> Lam.et taxonomie .....	42
III.3. Historique et répartition géographique du <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	43
III.3.1. Dans le monde.....	43
III.3.2. En Algérie .....	44
III.4. Description botanique des différentes parties de la plante.....	44
III.5. Exigences environnementales du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	46
III.6. Production et culture du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	46
III.7. Utilisation du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	47
III.7.1. Alimentation et nutrition humaine .....	48
III.7.2. Médicaments et traitement de maladies humaines.....	49
III.7.3. Cosmétiques et produits de beauté .....	50
III.7.4. Alimentation animale .....	50
III.7.5. Purification de l'eau .....	51
III.7.6. Fertilisation des cultures et biostimulant.....	51
III.7.7. Pesticides .....	52
III.7.8. Apiculture.....	52
III.7.9. Industrie.....	52



## PARTIE EXPERIMENTALE

### Chapitre I: Materiel et méthodes

I.1. Site d'étude.....	53
I.2. Choix de l'espèce végétale.....	53
1.3. Conduit de l'essai .....	54
I.3.1. Préparation du substrat de culture .....	54
I.3.2. Préparation des graines de <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	56
I.3.3. Essai de germination.....	56
I.3.3.1. Germination dans des boîtes de Pétri.....	56
I.3.3.2. Germination dans des alvéoles.....	57
I.3.4. Repiquage des plantules de <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	57
I.3.5. Mesure de la capacité de rétention en eau .....	58
I.3.6. Arrosage.....	58
I.3.7. Application du stress par le plomb .....	58
I.3.8. Récolte des plantes de <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	60
I.3.8.1. Prélèvement et préparation du matériel végétal pour les analyses .....	60
I.3.8.2. Préparation du substrat de culture après la récolte des plantes pour le dosage du Pb.....	60
<b>I.4. Paramètres analysés.....</b>	<b>62</b>
<i>I.4.1. Paramètres de germination .....</i>	<i>62</i>
I.4.1.1. Taux de germination final (TG).....	62
I.4.1.2. Cinétique de la germination (CG).....	62
I.4.1.3. Longueur de la radicule et de la tigelle (LRT).....	62
<i>I.4.2. Paramètres anatomiques .....</i>	<i>62</i>
<i>I.4.3. Paramètres biochimiques .....</i>	<i>63</i>
I.4.3.1. Teneur en chlorophylle .....	63
I.4.3.2. Teneur en protéines totales .....	63

I.4.3.3. Teneur en sucres solubles .....	63
I.4.3.4. Teneur en proline .....	63
I.4.3.5. Teneurs en antioxydants .....	64
I.4.3.5.1. Teneur en polyphénols totaux .....	64
I.4.3.5.3. Teneur en flavonoïdes .....	64
I.4.3.5.4. Test de l'activité antioxydante par l'effet scavenger du radical DPPH ....	64
<i>I.4.4. Paramètres chimiques .....</i>	<i>64</i>
I.4.4.2. Dosage du Pb accumulé par la plante .....	64
I.4.4.3. Facteur de translocation et bioaccumulation de plomb par les plantes.....	65
I.5. Analyse statistique .....	65
I.6. Précautions adoptées relatives au plomb.....	66
 <b>Chapitre II: Résultats et discussion</b>	
<b>II.1. Résultats .....</b>	<b>67</b>
<i>II.1.1. Effet du plomb sur la germination du Moringa Oleifera Lam.....</i>	<i>67</i>
II.1.1.1. Effet du plomb sur le taux de germination .....	67
II.1.1.2. Effet du plomb sur la cinétique de germination .....	67
II.1.1.3. Effet du plomb sur la longueur des racelles .....	68
II.1.1.4. Effet du plomb sur la longueur des tigelles .....	69
<i>II.1.2. Paramètres anatomiques.....</i>	<i>70</i>
II.1.2.1. Effet du plomb sur l'anatomie de la tige du <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	70
II.1.2.2. Effet du plomb sur l'anatomie de la racine du <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	72
<i>II.1.3. Paramètres biochimiques .....</i>	<i>73</i>
II.1.3.1. Effet du plomb sur la teneur en chlorophylle .....	73
II.1.3.2. Effet du plomb sur la teneur en protéines.....	74
II.1.3.3. Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles .....	75
II.1.3.4. Effet du plomb sur la teneur en proline .....	76
II.1.3.5. Effet du plomb sur les antioxydants du <i>Moringa Oleifera</i> Lam.....	77

II.1.3.5.1. Effet du plomb sur la teneur en polyphénols .....	77
II.1.3.5.2. Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes. ....	78
II.1.3.5.3. Effet du plomb sur l'activité antiradicalaire (Test de DPPH).....	79
II.1.4. Paramètres chimiques .....	80
II.1.4.1. Teneur en plomb dans la partie aérienne et racinaire du <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	80
II.1.4.2. Accumulation et translocation du plomb dans la plante du <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	81
II.1.4.3. Bioconcentration du plomb dans la plante du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	82
<b>II.2. Discussion .....</b>	<b>84</b>
II.2.1. Effet du plomb sur la germination du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	84
II.2.1.1. Effet du plomb sur le taux de germination .....	84
II.2.1.2. Effet du plomb sur la longueur des racelles .....	85
II.2.1.3. Effet du plomb sur la longueur des tiges .....	86
II.2. 2. Effet du plomb sur les paramètres anatomiques du <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	87
II.2.2.1. Effet du plomb sur l'anatomie de la tige .....	87
II.2.2.2. Effet du plomb sur l'anatomie de la racine.....	88
II.2.3. Effet du plomb sur les paramètres biochimiques du <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	90
II.2.3.1. Effet du plomb sur la teneur en chlorophylle .....	90
II.2.3.2. Effet du plomb sur la teneur en protéines.....	92
II.2.3.3. Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles .....	93
II.2.3.4. Effet du plomb sur la teneur en proline .....	94
II.2.3.5. Effet du plomb sur les antioxydants du <i>Moringa Oleifera</i> Lam.....	96
II.2.3.5.1. Effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux .....	96
II.2.3.5.2. Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes .....	97
II.2.3.5.3. Effet du plomb sur l'activité antiradicalaire (Test de DPPH).....	98

II.2.4. Effet du plomb sur les paramètres chimiques du <i>Moringa oleifera</i> Lam.....	99
II.2.4.1. Accumulation du plomb dans la plante .....	99
II.2.4.2. Facteur de translocation du plomb.....	102
II.2.4.3. Facteur de bioconcentration du plomb .....	104
II.2.4.4. Pouvoir phytoremédiateur du <i>Moringa oleifera</i> Lam. ....	105
Conclusion & Perspectives .....	107
<b>Références bibliographiques .....</b>	<b>113</b>
Publication	
Annexes	

### ***Introduction générale***

La problématique des sols contaminés par les métaux lourds est un fait environnemental qui touche plusieurs pays. Elle résulte entre autre du développement industriel intense durant le dernier siècle. L'agriculture contribue également à la pollution des sols par des amendements des engrais chimiques, fertilisants et l'usage de pesticides (ADEME, 2013 ; LAURIF, 2001). En absence d'activités humaines, les métaux lourds, par nature non biodégradables (Traunfeld et Clement, 2001) sont relâchés dans l'environnement au rythme de l'érosion ou des activités biologiques (Gadd, 2010). L'Algérie a connu un développement aussi bien sur le plan urbain qu'industriel. Ce dernier s'est répercuté négativement sur la qualité de l'environnement et la santé publique (Ghrib, 2017), où on a enregistré quelques problèmes de pollution du sol par les métaux lourds qui sont causés par l'industrie et par l'utilisation des engrais (Belouchrani *et al.*, 2013). Des analyses faites, dans la région de Ghazaouet, par l'organisation mondiale « Greenpeace » en 1991 ont montré que le Pb, Cd, Hg, Zn et Cu se trouvent à des concentrations plus ou moins élevées engendrant une pollution du sol et une pollution marine importante (MATE, 2003).

Les métaux lourds sont considérés parmi les contaminants de sols les plus toxiques, certains sont indispensables au bon fonctionnement des processus vitaux des organismes vivants, mais peuvent se révéler toxiques, voire létaux lorsqu'ils sont présents en forte concentration tels que Cu, Zn, Fe... (Hänsch et Mendel, 2009). D'autres qui ne sont pas essentiels à la vie et s'avèrent toxiques même à des faibles doses (LAURIF, 2001), c'est le cas du plomb, qui est considéré l'un des contaminants les plus répandus dans l'environnement, et les plus toxiques pour les plantes et d'autres organismes vivants, y compris les êtres humains, car il n'a aucun avantage connu sur le plan biologique (Lamhamdi *et al.*, 2011; Jarup, 2003; Dazy, 2008). De plus, il n'est pas biodégradable et donc persiste dans l'environnement pendant de longues périodes. Cet élément est continuellement rajouté dans l'environnement par la combustion du charbon, les batteries électriques, les peintures, les boues d'épuration, les explosifs et les activités métallurgiques... (Wang *et al.*, 2003 ; Sharma et Dubey, 2005).

Le plomb est un élément peu mobile qui s'accumule dans les horizons supérieurs des sols, dont il peut être prélevé par les plantes, et par conséquent contaminer l'homme

via la chaîne alimentaire (Kabata-Pendias, 2011 ; Cecchi, 2008). L'effet du plomb dépend de la concentration, du type de sels, des propriétés de sols et des espèces végétales (Patra *et al.*, 2004). Le plomb induit tout un éventail des effets délétères pour les organismes, il perturbe les structures membranaires et pariétales, modifie le statut hydrique, perturbe l'absorption et/ou la translocation des éléments minéraux essentiels ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{+}$ ,  $\text{Zn}$ ,  $\text{Fe}\dots$ ) ou encore réduit la photosynthèse (Sharma et Dubey, 2005), et induit aussi un stress oxydatif en générant des espèces réactives d'oxygène (ROS) chez les plantes (Sidhu *et al.*, 2016, 2017a). À l'échelle macroscopique, l'exposition des plantes au plomb induit une réduction de la germination, de la croissance, de la biomasse produite et lorsque le stress est trop sévère, il conduit à l'apparition de nécroses racinaires et foliaires, de chloroses, voire à la mort de la plante (Mishra et Choudhari, 1998, Seregin et Ivanov, 2001; Sharma et Dubey, 2005).

Lorsque le risque de la pollution pour les écosystèmes est très élevé, la dépollution s'impose. Il existe plusieurs techniques de réhabilitation des sites pollués par les métaux, dont la majorité de ces techniques et les plus utilisées sont basées sur des procédés physico-chimiques (Pierzynski, 1997; Maenpaa *et al.*, 2002 ; Mench *et al.*, 2005). Cependant, malgré leurs efficacités, elles présentent l'inconvénient d'être coûteuses et laborieuses avec un impact non négligeable sur l'environnement (Fahr, 2014). Ainsi, l'utilisation de ces méthodes physico-chimiques et thermiques dans la dépollution est limitée à des surfaces très faibles.

Afin de pallier les principales limitations de ces techniques, les recherches s'orientent depuis quelques années vers les méthodes biologiques basées sur l'utilisation des plantes et/ou des microorganismes associés pour éliminer les polluants de l'environnement ou pour les rendre inoffensifs (Raskin *et al.*, 1997) ; ceci intègre des processus naturels de dégradation, assimilation, métabolisation ou détoxification des métaux et des composés organiques présents (Martinez Chois , 2012 ; Pilon-Smits, 2005). Ces techniques regroupées sous le terme générique de phytoremédiation, qui répond aux principes de développement durable.

Parmi ses techniques, la phytoextraction, qui consiste à utiliser des espèces hyperaccumulatrices de métaux pour tenter de dépolluer les sols. L'hyperaccumulation étant la capacité d'une espèce végétale à très fortement concentrer les métaux dans ses parties aériennes (Salt *et al.*, 1998). Cependant, à l'heure actuelle, le principal obstacle au développement de la phytoremédiation réside dans le faible nombre d'espèces végétales

potentiellement utilisables, la faible biomasse des plantes utilisées, ainsi que le manque en connaissances des mécanismes physiologiques et du déterminisme génétique de la tolérance et de l'hyperaccumulation des métaux (Fahr, 2014).

Les espèces végétales choisies dans la phytoremediation doivent avoir une croissance rapide, un système racinaire dense, une biomasse abondante et une grande tolérance aux métaux lourds afin d'obtenir une couverture complète sur la surface du sol (Simon, 2005). *Moringa oleifera* appartient de la famille monogénique d'arbres et arbustes « Moringacées ». *Moringa oleifera* Lam. est une plante originaire de l'Inde, mais très répandue à travers le monde et notamment dans les pays tropicaux et subtropicaux. C'est un arbre à croissance rapide, résistant à la sécheresse et pratiquement facile à multiplier (Louni, 2009). Grâce à son large utilisation dans le domaine de l'environnement et la décontamination de l'eau polluée par les métaux, de nombreux travaux mettent en lumière la possibilité de dépollution offerte par la culture du *Moringa oleifera* Lam. notamment pour la décontamination des sites pollués par Zn, Pb et Fe (Amadi et Tene, 2014).

Les objectifs principaux de la présente étude portent sur l'évaluation de :

- Effet du plomb à différentes concentrations (0, 3, 5, 7 et 10 mM) sur la germination du *Moringa oleifera* Lam.
- La réponse anatomique, biochimique et chimique de *Moringa oleifera* Lam. vis-à-vis au plomb.
- Le potentiel phytoremédiateur du *Moringa oleifera* Lam. pour le plomb.

Ce travail est présenté en deux parties :

- ❖ Première partie est réservée à une synthèse bibliographique présentant la contamination de sols par le plomb et ses effets sur les plantes, la phytoremediation et ses différents aspects, et enfin la plante miracle « *Moringa oleifera* Lam ».
- ❖ Seconde partie est consacrée à une partie expérimentale présentant matériel et méthodes où on a décrit l'espèce végétale utilisée, le protocole expérimental et les techniques d'analyse, ainsi les résultats obtenus et une discussion de l'ensemble de ces résultats.
- ❖ Enfin une conclusion et les principales perspectives de recherche.

# **PARTIE THEORIQUE**



# **CHAPITRE I**

---

***LE PLOMB (PB)***

## I. 1. Propriétés physico-chimiques du plomb

Du latin *plumbum*, Le plomb (Plomb) est un métal mou, gris et inodore. Il se caractérise par une faible conductivité électrique et de forte résistance à la corrosion. Le plomb appartient au groupe IVb de la classification périodique des éléments, et son numéro atomique est 82 (Auguy, 2012). Le plomb existe sous deux états de valence : +2 et +4. Dans les milieux naturels, les espèces inorganiques du plomb incorporent cet élément sous le degré d'oxydation (+2). Le degré d'oxydation (+4) n'est représenté que dans des conditions très oxydantes, non rencontrées dans les sols (Laperche, 2004).

**Tableau 1:** Tableau périodique des éléments: Classe A : métaux durs (le gris le plus foncé), Classe B : métaux mous (le gris le plus léger), et limite : métaux intermédiaires (gris intermédiaire) (Duffus, 2002).

																		Class A		Class B		Borderline																			
1																	13	14	15	16	17	18																			
H																	B	C	N	O	F	Ne																			
2																	Al	Si	P	S	Cl	Ar																			
3	Li	Be												11	12																										
4	Na	Mg	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe(III) Fe(II)	Co	Ni	Cu(II) Cu(I)	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr																							
5	K	Ca	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe																							
6	Rb	Sr	*	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb(IV) Pb(II)	Bi	Po	At	Rn																							
7	Cs	Ba	#	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	110																															
8	Fr	Ra	#	Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	110																															
* lanthanide				La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu																							
# actinide				Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr																							

Dans le milieu naturel, le plomb montre quatre isotopes stables dont un seul, le  $^{204}\text{Pb}$ , n'est pas issu d'une chaîne de désintégration radioactive. Les autres isotopes stables,  $^{206}\text{Pb}$ ,  $^{207}\text{Pb}$  et  $^{208}\text{Pb}$  sont issus d'uranium et thorium (Tassé, 2010). Leur abondance relative est respectivement de 1,48 %, 23,6 %, 22,6 % et 52,3 % (Chanel *et al.*, 1999).

Les principales propriétés physico-chimiques de plomb sont présentées dans le tableau n°2 (Laperche *et al.*, 2004).

**Tableau 2:** Propriétés physico-chimiques du plomb (Laperche *et al.*, 2004).

Numéro atomique	<b>82</b>
Masse atomique (g.mol <sup>-1</sup> )	<b>207,2</b>
Point de fusion	<b>327 °C</b>
Point d'ébullition	<b>1740 °C</b>
Densité	<b>11,35</b>
Configuration électronique	<b>[Xe]4f<sup>14</sup>5d<sup>10</sup>6s<sup>2</sup>6p<sup>2</sup></b>
Valences	<b>0, +2, +4</b>
Rayons ioniques (Å)	
Plomb <sup>2+</sup>	<b>0,94 à 1,49</b>
Plomb <sup>4+</sup>	<b>0,78 à 0,94</b>

## I. 2. Origines du plomb

En général, le plomb est présent naturellement dans l'environnement. Cependant, les fortes concentrations en plomb que l'on trouve aujourd'hui dans l'environnement sont le résultat des activités humaines passées et présentes.

### I. 2.1. Origine naturelle

Le plomb est le 36<sup>ème</sup> élément le plus abondant dans l'écorce terrestre en moyenne à 0,002% avec une concentration moyenne de 14 mg/kg (Emsley, 1992). L'activité volcanique, la dégradation et l'érosion du sol ainsi les feux de forêts sont les principales sources naturelles contribuant à la libération du plomb (Santé Canada, 2013). Mais généralement, ces processus naturels ne conduisent que rarement à des concentrations élevées de plomb dans l'environnement.

Le plomb est présent dans de nombreux minéraux et ne se rencontre que rarement à l'état natif. Les principaux minéraux porteurs de plomb dans les gisements miniers sont la galène (PlombS), l'anglésite (PlombSO<sub>4</sub>) et de la cérusite (PlombCO<sub>3</sub>), la galène étant de loin le plus abondant. Le plomb entre dans la composition de près de 240 minéraux naturels identifiés, dont plus d'un tiers est répertorié dans le groupe des sulfites et des sulfates. L'ensemble de ces minéraux présente une solubilité très faible à l'eau (Laperche *et al.*, 2004).

### I. 2.2. Origine anthropique

Les sources principales du plomb d'origine anthropique proviennent essentiellement de (Chimie et Ecologie 1998 ; Fahr, 2014):

- Activité agricole (épandages d'insecticides, de fongicides, d'engrais, de boues résiduelles urbaines ou de composts d'ordures ménagères,...)
- Industrie chimique (sidérurgie, cristallerie, verrerie, dérivés alkylés, câblerie, canalisation, accumulateurs...)
- Activité minière et métallurgique
- Centres thermiques (charbon)
- Unités d'incinération des déchets
- Anciennes peintures
- Transport routier

Les émissions totales de plomb issu de sources anthropiques s'élèvent à près de 200 mille tonnes par an (Nriagu, 1988). D'après le rapport de Miquel (2001), l'origine du plomb dans l'environnement était respectivement de 12 % dans les déchets agricoles, 19 % dans les déchets urbains, 1% dans les engrais et 68 % dans les retombées atmosphériques.

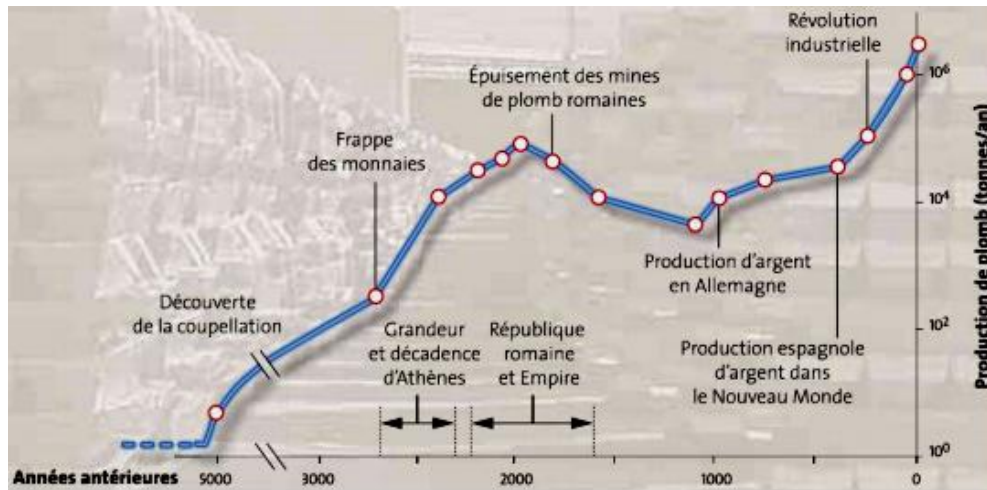
### I. 3. Utilisation du plomb

#### ➤ Histoire de l'utilisation du plomb

Du fait de ses propriétés physico-chimiques, le plomb a été l'un des premiers métaux largement utilisés par l'homme dès l'Antiquité, il y a plus de 5000 ans (fig. 1). L'utilisation du plomb est directement liée à la métallurgie, autour de 3000 av. J.-C. Avec deux pics notables. La métallurgie a connu son apogée sous l'empire romain, lorsque le plomb était utilisé pour la production de la monnaie, les canalisations, la vaisselle..., puis a décliné pendant l'époque médiévale pour augmenter à nouveau au XIX<sup>ème</sup> siècle pour atteindre 1 Mt an<sup>-1</sup> à l'ère industrielle (Laperche *et al.*, 2004). Durant la 1<sup>ère</sup> moitié du XX<sup>ème</sup>, il a été utilisé dans l'industrie, l'imprimerie et les peintures. Dans la seconde moitié du siècle, l'utilisation dominante était liée aux carburants automobiles, le plomb étant ajouté à l'essence comme antidétonant en 1920 (Miquel, 2001 ; Auguy, 2012 ; Laperche *et al.*, 2004 ; Cecchi, 2008).

Depuis 1970, le développement de nouvelles technologies ainsi que la prise en compte des problèmes environnementaux et de santé publique, ont conduit à la diminution

ou à l'arrêt de l'utilisation du plomb dans certaines applications (canalisation d'eau, soudure, pigments, dans l'essence, gaines des câbles et les pesticides) (Auguy, 2012; Laperche *et al.*, 2004 ; Cecchi, 2008).



**Fig. 01 :** Évolution de la production mondiale de plomb depuis 5 000 ans. (D'après Glorennec *et al.*, 2007, source : Settle et Patterson, 1980)

### ➤ Différentes utilisations du plomb

Traditionnellement, Le plomb est employé dans l'imprimerie et la métallurgie, à l'état pur ou sous forme d'alliages (Benadda, 2002). Actuellement, le plomb est largement utilisé dans la fabrication d'accumulateurs, la composition de batteries électriques, de radiateurs d'automobiles, de munitions et d'alliages (INERIS, 2003), les peintures, les canalisations d'eau, les additifs d'essence, les gaines de câbles et les pesticides agricoles. (Bonnard *et al.*, 1998, Laperche *et al.*, 2004 ; Gauthier-Dion, 2016). Le plomb connaît des usages émergents favorisés par les récentes technologiques. Par exemple, la feuille de plomb offre une protection efficace contre les radiations utilisées en imagerie médicale et en radiothérapie (INERIS, 2003). Le plomb est aussi utilisé pour le traitement et le stockage de produits corrosifs et dans l'industrie nucléaire comme protecteur contre les radiations (Cossa *et al.*, 1993).

La principale application du plomb a été, au cours des dernières années, la fabrication de batteries, qui a compté pour 78 % de la consommation mondiale en 2003. Il est également utilisé pour produire des composés chimiques (8 % du total), des feuilles (5 %), des munitions (2 %), des alliages (2 %), des gaines de câbles (1,2 %) et des additifs pour l'essence (moins de 1 %) (UNEP, 2010).

## **I.4. Mobilité du plomb**

Le plomb est considéré comme un élément très peu mobile dans les milieux naturels. Il s'accumule dans les horizons superficiels du sol (20 à 30 cm de profondeur) (Olivier *et al.*, 1999 ; INERIS , 2003 ; Laperche *et al.*, 2004), dont, Il s'avère un bon indicateur de la somme des apports d'origine humaine (Baize, 2010). Sa mobilité est principalement contrôlée par sa spéciation en phase aqueuse et par des processus d'adsorption/désorption et/ou de dissolution/précipitation. Le rôle de certains paramètres tels que le pH, le potentiel redox, la composition minéralogique du sédiment et la présence de ligands ou de colloïdes dans la phase va être déterminant (Laperche *et al.*, 2004).

### **I.4.1. Influence des paramètres physico-chimiques sur la spéciation du plomb**

#### **I.4.1.1. Influence du pH**

Le pH des sols superficiels varie entre 4 et 8, notamment en fonction de la roche mère (Marseille et Denot, 2007). Le pH est un des facteurs qui influence le plus sur la mobilité et la biodisponibilité du plomb (Swaine, 1986). Les risques de mobilité du plomb sont plus grands dans les milieux acides (Laperche *et al.*, 2004). un pH acide tend à augmenter la solubilité du plomb, tandis qu'un pH alcalin entraîne sa précipitation (Yarlagadda *et al.*, 1995). Plus le pH est acide plus le plomb est disponible et plus le pH est basique plus le plomb est oxydé (moins ou non disponible) (Brunet, 2008).

#### **I.4.1.2. Influence du potentiel redox**

Bien que le plomb garde globalement le même état d'oxydation dans les milieux naturels, sa mobilité va néanmoins pouvoir être affectée de manière indirecte par des changements de potentiels redox du milieu (Laperche *et al.*, 2004). Lorsque le potentiel redox est faible (conditions oxydantes), Le plomb se retrouve sous la forme d'ion libre soluble  $\text{Pb}^{2+}$ , c'est-à-dire susceptible de migrer dans les sols et les eaux souterraines. Tandis qu'en milieu réducteur, le plomb se précipite en galène (PbS) qui est la phase porteuse principale du plomb (Hu, 2012). Selon Chuan *et al.* (1996), lorsque le potentiel redox diminue, la solubilité du plomb et du zinc augmente.

#### **I.4.1.3. Influence de la composition minéralogique du sol**

Dans la mesure où la mobilité du plomb est majoritairement contrôlée par des phénomènes d'adsorption ou de précipitation/dissolution, elle va être très dépendante de la composition minéralogique du sol ou du sédiment, notamment de la teneur en phases adsorbantes (matière organique, argile, oxydes et oxyhydroxydes métalliques). La présence de carbonates va également affecter la mobilité du plomb. En effet, dans les sols riches en carbonates, le plomb va pouvoir être piégé par simple adsorption à la surface de la calcite ou par précipitation minérale due aux pH élevés de ce type de sol (Laperche *et al.*, 2004).

Veeresh *et al.* (2003) ont montré que les caractéristiques minéralogiques et chimiques des sols neutres et alcalins sont plutôt favorables à un piégeage du plomb par précipitation ou co-précipitation minérale (carbonates, oxydes..) à l'inverse dans les sols acides, le plomb semble lié à la fraction échangeable et a donc une plus grande mobilité potentielle.

#### **I.4.1.4. Influence des ligands présents dans la phase aqueuse**

La teneur et le type de ligands contenus dans la phase aqueuse sont susceptibles de complexer le plomb, augmentant sa mobilité. Ainsi, la présence de matière organique dissoute va avoir tendance à favoriser la migration du plomb vers les horizons inférieurs du sol, du fait de la formation de complexes organo-minéraux, tendent à limiter l'adsorption du plomb sur les autres constituants du sol (Laperche *et al.*, 2004).

#### **I.4.1.5. Influence de la fraction colloïdale**

En milieu naturel, le plomb est fréquemment associé à la fraction colloïdale, qui peut être organique (composés humiques) ou inorganique (oxyhydroxydes métalliques). Cette fraction aura tendance à favoriser la mobilité du plomb et à modifier sa biodisponibilité (Cecchi, 2008).

La formation de sulfure de plomb, forme très insoluble, explique également l'accumulation du plomb en surface des sols. L'affinité du plomb pour l'argile est également importante, il peut également être adsorbé par des oxydes de manganèse du sol (Adriano, 1986).

#### **I.4.2. Influence des microorganismes sur la mobilité du plomb**

Les microorganismes jouent un rôle dans la biodisponibilité du plomb par des processus de biosorption, bioaccumulation et de solubilisation. Elles peuvent augmenter le

lessivage et la dissolution des métaux en sécrétant des molécules organiques comme l'acide citrique, malique ou oxalique, qui entraînent une acidification du sol (Ernst, 1996 ; Wu *et al.*, 2003; Yang *et al.*, 2006a). Le champignon *Aspergillus niger* est capable de solubiliser la pyromorphite et de la transformer en oxalate de plomb hydraté (Sayer *et al.*, 1999).

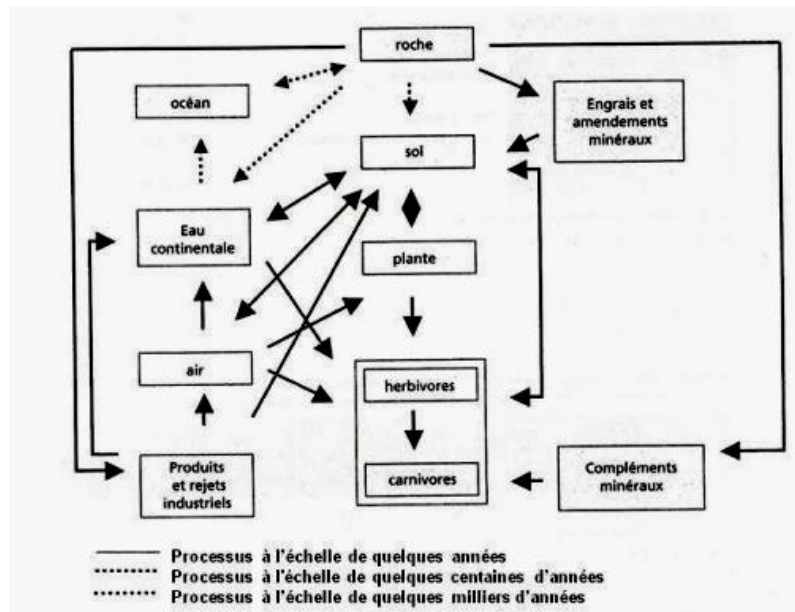
#### **I.4.3. Influence de la plante sur la spéciation du plomb**

La plante a un rôle prépondérant dans la mobilité du plomb. Elle influence énormément les propriétés physico-chimiques de la rhizosphère surtout le pH. Elle prélève de l'eau et des éléments nutritifs nécessaires à sa croissance, et libère diverses substances minérales et organiques : exsudats, sécrétions et excréctions racinaires qui modifient le pH de la rhizosphère (Hinsinger, 2001; Lasat, 2002). L'extrémité des racines est également nettement plus acide que le reste du sol, et l'on observe un gradient de pH le long de la racine. L'amplitude de la variation peut dépasser deux unités de pH. Cette acidification apicale est due à une intense excrétion de protons lors du processus d'élongation racinaire (Pourrut, 2008).

#### **I.5. Cycle biogéochimique**

En général, le plomb est présent dans tous les compartiments de l'environnement (sol, eaux, air et même les êtres vivants via la chaîne alimentaire) à des quantités et formes chimiques différentes selon son origine (naturelle ou anthropique). Le plomb peut se retrouver dans les sols, par altération de roches, à des teneurs variables selon la composition initiale de la roche mère. Ainsi il peut être libéré dans l'atmosphère en quantité plus faible, lors de l'activité volcanique ou lors de feux de forêt, et être déposé sur les sols par des retombées atmosphériques. De même, les activités anthropiques sont à l'origine d'un flux de plomb très important pouvant conduire à des contaminations locales aiguës (Pourrut, 2008 ; cecchi, 2008). Comme il existe un cycle pour tous les éléments chimiques, le plomb a un cycle biogéochimique véritable (fig.02) au cours duquel il change de compartiment et de forme chimique sous l'influence de processus naturels ou anthropiques.





**Fig. 02:** Cycle biogéochimique des éléments (Lamand *et al.*, 1991)

## I. 6. Plomb dans l'environnement

Le plomb est présent dans la croûte terrestre et dans tous les compartiments de la biosphère (INERIS, 2003). La dispersion de cet élément résultant des activités industrielles, agricoles et minières affecte les matrices environnementales telles le sol, l'eau et l'air et à partir desquelles il migre dans différents maillons de la chaîne alimentaire (Nduwayezu, 2010).

### I. 6.1. Dans l'atmosphère

Dans l'air, le plomb provient surtout des industries, dont, Les émissions industrielles représentaient 78% du plomb dans l'air, suivies du secteur des transports avec 12% et enfin la combustion représentait 10% selon l'US EPA (ATSDR, 2007), alors que, les niveaux du plomb d'origines naturelles sont de l'ordre de  $0,01-0,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  (Who, 1977).

Pendant le 20<sup>ème</sup> siècle, l'essence au plomb a été la principale source du plomb dans l'air, dont, la circulation automobile est responsable de 90 % de la présence du plomb dans l'atmosphère (Miquel., 2001). Ces deux dernières décennies, la pollution atmosphérique a fortement diminué, depuis, La généralisation des carburants sans plomb (Sétra, 2004 ; SPAQuE, 2015). Dans l'atmosphère, le plomb inorganique se présente principalement sous forme particulaire (INERIS, 2003).

Selon Boughedaoui *et al.* (2004), en Alger, le trafic routier est à l'origine de

l'émission de plus de 170 t de plomb annuellement. Il en résulte en milieu urbain des teneurs excessives en plomb qui s'élèvent en moyenne à plus de  $0,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . La valeur guide de l'OMS (moyenne annuelle de  $0,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) est fréquemment dépassée.

### I.6.2. Dans l'eau

Les rejets aquatiques en plomb les plus importants proviennent de la sidérurgie. Dans l'eau contenue dans le sol, le plomb restant en solution est fonction du pH, matière organique et les minéraux d'argile. Le plomb dans les rivières est principalement retrouvé sous forme de particules en suspension et sa concentration en moyenne entre 3 et 30 ppb (SPAQuE, 2015 ; INERIS, 2003 ; Hu, 2012). Cependant, Les canalisations en plomb constituent la source principale source du plomb dans l'eau de boisson. La quantité de plomb qui peut se dissoudre dans l'eau dépend de l'acidité (pH), de la température, de la dureté de l'eau et du temps pendant lequel l'eau repose dans les tuyaux. La valeur guide en plomb de l'eau de boisson est  $10\mu\text{g}/\text{l}$ , cette valeur est recommandée par l'OMS en 1993. (OMS, 1993; Laperche *et al.*, 2004).

### I.6.3. Dans le sol

Le sol s'enrichit naturellement en plomb suite à un ensemble de processus dont l'altération des roches, les éruptions volcaniques ou les incendies de forêts (Hough, 2010). Cependant, le principal processus d'enrichissement du sol en plomb reste anthropique, dont, le plus souvent industrielle mais peut aussi être urbaine ou agricole (Deneux-Mustin *et al.*, 2003; Hough, 2010; Nisse, 2010). La pollution des sols peut être localisée ou diffuse, elle peut résulter soit d'une contamination accidentelle, soit d'un rejet chronique. Le plomb est le plus persistant des métaux, à un temps de rétention dans le sol de 150 à 5000 années (Fournon, 1999). Dans le sol, le plomb peut se retrouver sous forme ionique, dissoute ou liée plus ou moins fortement aux particules (Raskin et Ensley, 2000).

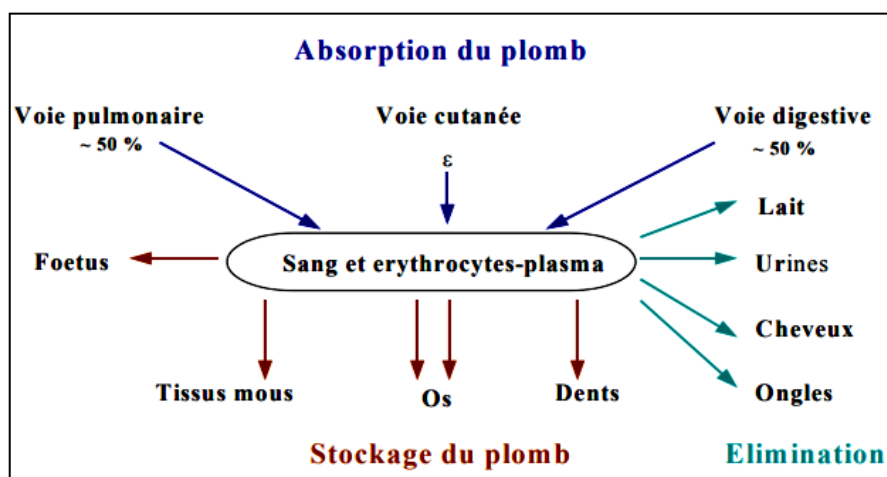
Il est généralement admis que la teneur en plomb dans les sols agricoles varie de 2 à  $200 \text{ mg kg}^{-1}$  (Swaine, 1955), mais de nombreux auteurs s'accordent pour affirmer que les sols non contaminés contiendraient de 10 à  $30 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , la moyenne étant autour de  $17 \text{ mg kg}^{-1}$  (Nriagu, 1978). D'après Davies *in* Adriano (1986), des teneurs en plomb supérieures à  $110 \text{ mg kg}^{-1}$  ne devraient pas se rencontrer dans des sols naturels et devraient être considérées comme anormales (Laperche *et al.*, 2004). La durée de vie de ce métal dans le sol est de 1700 ans, il peut être bioaccumulé dans les chaînes alimentaires et il est toxique pour l'homme. (Sétra, 2004).

Les risques liés à un élément métallique pour l'environnement et la santé humaine devront donc être évalués au travers sa spéciation, sa mobilité et sa biodisponibilité, qui sont les principaux facteurs conditionnant sa toxicité.

### I.7. Toxicité du plomb pour l'homme

L'exposition au plomb peut entraîner des effets nocifs sérieux sur la santé, et peut même être mortelle à de fortes doses. Il pénètre dans l'organisme par voie digestive, pulmonaire et rarement cutanée. Une fois dans le sang, le plomb est rapidement mobilisé à plus de 95 % par les érythrocytes puis distribué dans tous les organes mous. Il s'accumule dans le foie, les reins, le cerveau, le cœur et seuls 3% environ restent dans le plasma (Moore *et al.*, 1977). Il se stocke majoritairement dans l'os, son organe cible (80 à 90 % du plomb total présent dans l'organisme) (INSERM, 1999). Le plomb est responsable du saturnisme, dont, il produit des perturbations au niveau du système nerveux central, de l'appareil gastro-intestinal, du système cardiovasculaire, du système immunitaire et de l'appareil reproducteur. Le plomb est nocif particulièrement pour les nourrissons, les jeunes enfants et les femmes enceintes, dont il peut traverser la barrière placentaire et ainsi affecter le fœtus (OMS, 2016; Jacques, 1999 ; Inouri, 2012; Benadda, 2002).

La prise de conscience de la toxicité du plomb a conduit à une diminution de son utilisation, et les études montrent une baisse régulière de l'imprégnation de la population. (INSERM, 2008).



**Fig. 03 :** Transport sanguin du plomb et sa redistribution (Benadda, 2002).

## **I.8. Plomb dans la plante**

### **I.8.1. Phytodisponibilité du plomb**

La notion de biodisponibilité est définie comme « l'aptitude d'un élément à être transféré d'un compartiment du sol vers un organisme vivant (bactérie, végétal, animal, homme)» (Baize, 1997). Lorsque l'organisme vivant est une plante, on parle de phytodisponibilité (Tremel-Schaub et Feix, 2005), selon Hinsinger *et al.* (2005), la partie biodisponible pour une plante est la fraction d'un élément susceptible d'être absorbée par les racines.

La phytodisponibilité des ETMs est fortement corrélée aux caractéristiques chimiques d'espèces ioniques et leur concentration dans la solution du sol (Kabata-Pendias et Pendias, 1992 ; Prasad, 2004). Elle est également largement dépendante des propriétés du sol (texture, pH, CEC, etc.), de l'espèce végétale considérée (la surface racinaire et les exsudats racinaires), et de l'élément en question (Pourrut, 2008 ; Kabata-Pendias, 2010).

### **I.8.2. Absorption du plomb par la plante**

Les plantes peuvent absorber le plomb à partir des racines, mais également à partir des feuilles, ou bien par l'intermédiaire des deux organes. La quantité des métaux absorbés par les parties souterraines dépendent de la concentration et de la spéciation du métal dans la solution du sol, mais également de ses capacités de migration du sol vers la surface des racines. (Patra *et al.*, 2004, Arshad *et al.*, 2008 ; Fournon, 1999). Le pourcentage de transfert du plomb du sol vis-à-vis des plantes est de l'ordre de 1 à 10 % (Manceau *et al.*, 1996).

#### **I.8.2.1. Absorption foliaire**

Le transfert par la voie atmosphérique est négligeable par rapport au transfert sol-plante. Pourtant, selon (Miquel, 2001) l'enrichissement actuel des sols en plomb provient pour 68% des retombées atmosphériques. La capacité des plantes à absorber les contaminants disponibles via leurs feuilles dépend à la fois de l'âge de celles-ci, de leurs morphologies (densité stomatique...), des conditions climatiques, de l'espèce végétale (composition de sa cuticule variable entre espèces) et de la spéciation de l'élément (Fahr, 2014). Les ETM sous forme de poussière ou de gaz peuvent entrer directement par les stomates des feuilles. Une partie des retombées atmosphériques, solubilisée par l'eau de

pluie ou d'irrigation, peut traverser la cuticule des feuilles et des fruits (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

Le plomb peut être déposé sur les feuilles par les retombées atmosphériques, mais également par des apports en engrais et pesticides dans les cultures aux champs (plomb sous forme d'impuretés) (Pourrut, 2008). La pénétration du Cd, le Zn et le Cu est plus facile dans la feuille que le plomb qui est surtout adsorbé aux lipides épicuticulaires à la surface (Prasad et Hagemeyer, 1999). La majeure partie du plomb prélevée par la plante est stockée dans la cuticule et les parois cellulaires, sous forme insoluble et ne migre pas dans l'espèce végétale (OFEFP, 1996; Tremel-Schaub et Feix, 2005). Selon Uzu *et al.* (2010), le taux du plomb absorbé et séquestré au niveau des feuilles de la laitue (*Lactuca sativa*) exposées aux retombées atmosphériques pendant 43 jours, est de l'ordre de  $335 \pm 50$  mg Pb.kg<sup>-1</sup> PF, même après lavage des parties aériennes.

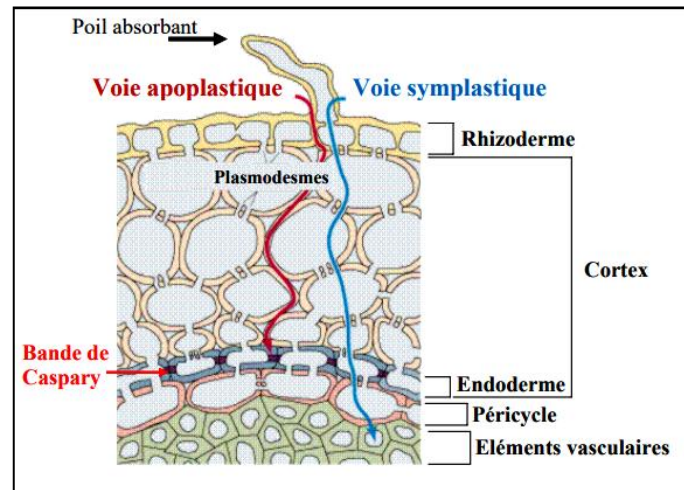
Le passage des éléments-traces par voie foliaire est encore mal connu et son importance est controversée (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

#### **I.8.2.2. Absorption racinaire**

La Pénétration du plomb majoritairement dans la plante se fait via les racines, dont ils constituent une barrière très efficace contre le transfert du plomb au sein de la plante (Gupta *et al.*, 2013). Les mécanismes d'absorption du plomb par les racines de plantes sont encore mal compris (Pourrut, 2008; Tremel-Schaub et Feix, 2005). Le plomb présent dans la solution du sol s'adsorbe à la surface des racines, dont, Il peut se lier aux groupements carboxyles des acides uroniques composant le mucilage racinaire (Glinski et Lipiec, 1990) ou directement aux polysaccharides présents à la surface des cellules rhizodermiques. Cette fixation en surface permet de restreindre le passage du plomb à l'intérieur de la racine (Pourrut, 2008).

##### **I.8.2.2.1. Mécanismes d'absorption racinaire**

Le plomb peut pénétrer et circuler dans le système racinaire par deux façons, par la voie apoplastique (passage entre les cellules), et par la voie symplastique (passage dans les cellules).



**Fig. 04:** Transport des éléments métalliques au niveau des racines végétal, par voie symplasmique (en bleu) et voie apoplastique (en rouge) (Brett et Waldron, 1996).

#### ❖ Voie apoplastique (extérieur de la cellule)

L'apoplasme est constitué de la paroi perméable et des espaces entre les cellules. Il s'agit un prélèvement qu'une véritable absorption de l'élément par la plante. (Tremel-Schaub et Feix, 2005). Ce type de transport s'arrête à l'endoderme à cadre de Caspary, dont, la paroi des cellules est recouverte d'une substance lipidique imperméable, la subérine (Morel, 1997). La poursuite du transport des éléments vers les vaisseaux conducteurs de sève brute, le xylème, se fait donc par l'intérieur des cellules racinaires et nécessite donc une absorption réelle (voie symplastique) (Tremel-Schaub et Feix, 2005).

La voie apoplastique n'est pas à négliger. Elle peut être prépondérante pour certains ETM chargés positivement comme le plomb, dont il peut migrer relativement vite dans l'apoplaste (Pourrut, 2008). Une faible fraction du plomb présent dans la racine est mobile, qui peut être diffusé dans la racine, et/ ou être transféré vers les parties aériennes (Pourrut, 2008). Alors que 90 % du plomb présent dans la racine est sous forme insoluble (Ernst, 1998; Wierzbicka *et al.*, 2007), et lié aux enveloppes cellulaires externes, aux parois (Tung et Temple, 1996b; Wierzbicka, 1998), mais peut se trouver associé à la lamelle moyenne (Jarvis et Leung, 2001, 2002) ou à la membrane plasmique (Seregin *et al.*, 2002; Seregin *et al.*, 2004). Il peut également être précipité dans l'espace intercellulaire (Jarvis et Leung, 2001).

Cette répartition, très spécifique au plomb, s'explique par son affinité particulière pour les groupements carboxyles présents sur les molécules de surfaces des parois. Ces

sites chargés négativement sont généralement liés à des cations comme le calcium. Les ions  $Pb^{2+}$  rentrent donc en compétition avec les ions  $Ca^{2+}$  pour l'accès à ces sites (Lane *et al.*, 1978), mais également aux sites de liaison entre molécules de pectines, dans la matrice pariétale.

Bien que cela soit dans une moindre mesure, il peut exister des liaisons plomb-O avec des molécules d'hémicellulose et de cellulose, composants importants des parois primaires et secondaires. Ce type de liaison peut également se former avec des molécules de lignine rentrant dans la composition des parois secondaires (Marmioli *et al.*, 2005). Cette forte affinité pour les composants pariétaux peut expliquer la faible mobilité de ce métal par rapport à d'autres ETM comme le cadmium, dont seulement 56 % se retrouvent adsorbés aux constituants cellulaires (Wierzbicka *et al.*, 2007). Cette propriété du plomb serait aussi une des raisons de sa moindre toxicité dans les cellules végétales (Seregin *et al.*, 2004).

#### ❖ Voie symplastique

Symplasma se définit comme étant les constituants intracellulaires (délimité par la membrane plasmique). Les métalliques traversent la paroi, puis la membrane plasmique, et se déplacent de cellule en cellule via les plasmodesmes. L'absorption des éléments est donc réelle, car ces éléments se trouvent dans le milieu intérieur de la cellule. Cette absorption peut être passive (le long d'un gradient électrochimique : d'un endroit où la solution est chargée plus positivement vers un endroit où elle est chargée moins positivement), passive avec dépense d'énergie (pompe à protons) ou active avec dépense d'énergie (contre le gradient électrochimique et via des transporteurs) (Tremel-Schaub et Feix, 2005 ; Migeon, 2009)

La quantité du plomb passant par cette voie est marginale par rapport à la voie apoplastique (Pourrut, 2008). A des doses létales, le plomb pénètre dans tous les tissus racinaires, et les membranes plasmiques ne semblent plus jouer leur rôle de barrière physique (Seregin *et al.*, 2004). Il peut pénétrer massivement dans le cytoplasme, le noyau et les différents organites, y compris ceux possédant des doubles membranes, comme les mitochondries (Malecka *et al.*, 2008).

### I.8.3. Translocation

Le transfert du plomb des racines vers les parties aériennes est fortement limité pour la plupart des cultures, car seulement 3% du plomb dans les racines est transporté aux

parties aériennes (Kabata-Pendias, 2011) et la majorité du plomb absorbé reste stockée dans les racines. Généralement, la translocation est variée considérablement en fonction du métal, mais également de l'espèce végétale.

Le transport limité du plomb des racines vers les feuilles peut être expliqué par la barrière formée par la bande de Caspari. Ainsi, le plomb doit passer des cellules du cortex aux cellules de l'endoderme et être déversé dans les faisceaux du xylème pour arriver à la partie aérienne. Bien qu'il existe quelques espèces végétales, dites accumulatrices, ayant capacité de translocation et d'accumulation une grande quantité le plomb au niveau des parties aériennes (Hanc *et al.*, 2009). Par conséquent, il est important de sélectionner ces espèces, car elles seules seront cultivées et donc utilisées dans les procédés de phytoextraction (Huang *et al.*, 1997).

#### **I.8.4. Accumulation du plomb par la plante**

Malgré son caractère phytotoxique (inhibition de la photosynthèse, de la croissance des racines et des feuilles...), il existe certaines plantes ont mis en place des mécanismes de détoxification (Pourrut *et al.*, 2013) afin de croître sur des milieux fortement contaminés en plomb et généralement sont des plantes hyperaccumulatrices, capables de tolérer et accumuler de fortes concentrations de plomb (Huang *et al.*, 1997, Sanisol, 2018). Le taux d'absorption et d'accumulation du plomb varient entre les espèces et à l'intérieur d'une même espèce et semblent être influencés davantage par le pH que par toute autre propriété du sol.

Dans le monde entier, le nombre des plantes hyperaccumulatrices de métaux est 400 espèces, cinq d'entre elles sont hyperaccumulatrices de plomb (tableau 3). Selon Kumar (1995), la famille des Brassicaceae présente une plus grande capacité d'accumulation de plomb dans les tissus par rapport aux d'autres familles végétales. Bien que ces espèces soient très efficaces dans l'accumulation de plomb, elles ont cependant un très faible taux de croissance et ne sont pas adaptées pratiquement à la phytoextraction du plomb contenu dans des sols contaminés (Huang *et al.*, 1997). Ainsi, la phytoextraction du plomb reste un défi pour les chercheurs (Fournon, 1999).

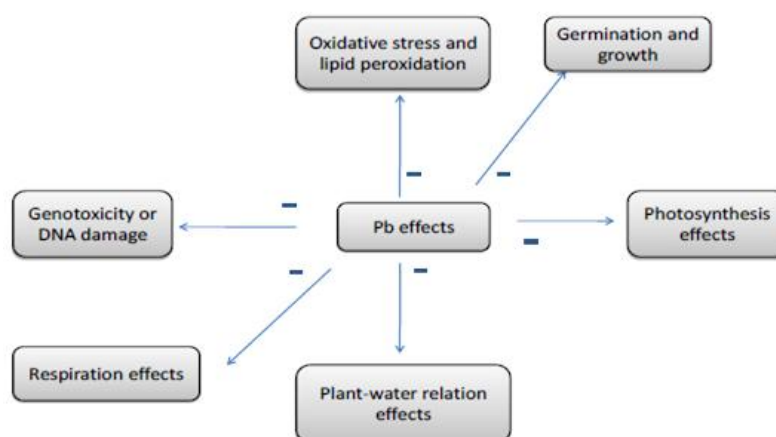


**Tableau 3:** Plantes hyperaccumulatrices de plomb (Huang *et al.*, 1997).

Espèce de plante	[Plomb] dans les pousses (mg/Kg de poids sec)
<i>Polycarpaea synandra</i>	1040
<i>Minuartia verna</i>	1400
<i>Armeria maritima</i>	1600
<i>Thlaspi alpestre</i>	2740
<i>Thlaspi rotundifolium</i>	130-8200

### I.8.5. Principaux effets du plomb sur la plante

La toxicité des ETM dans les écosystèmes dépend non seulement de la concentration totale en solution, mais plus significativement de leur spéciation (McNear *et al.*, 2005). Le plomb cause une grande diversité d'effets néfastes pour les plantes qui varient selon la durée d'exposition, l'intensité du stress, le stade de développement de la plante et évidemment des espèces étudiées. (Fahr, 2014). Une accumulation excessive de plomb dans les cellules végétales peut provoquer plusieurs perturbations morphologiques, physiologiques et biochimiques des plantes, soit directement ou indirectement, induisant ainsi des effets délétères (Pourrut *et al.*, 2011).



**Fig. 05:** Schéma de la toxicité du Pb sur les processus physiologiques et biochimiques des plantes (Ashraf *et al.*, 2021).

#### I.8.5.1. Effet du plomb sur la germination

Le plomb est considéré comme un élément non essentiel pour les plantes. La présence des ions  $Pb^{2+}$  même à de faibles concentrations peut fortement inhiber la

germination des grains qui ont des enveloppes perméables comme le petit pois *Pisum sativum* (Seregin et Ivanov, 2001). Cependant, les fortes concentrations en plomb, conduisent à une inhibition totale de la germination chez les espèces végétales, comme le haricot, dont le tégument de la graine ne limite pas assez la pénétration de ces ions (Wierzbicka et Obidzinska, 1998). Signalons par ailleurs, que certaines espèces comme le lin possèdent une forte résistance vis-à-vis de plomb. Celle-ci est sans doute due à une imperméabilité des téguments de son grain (Seregin et Kozidzinska, 2005). Le plomb réduit également fortement le développement de la plantule et des racelles (Mishra et Choudhuri, 1998; Islam *et al.*, 2007; Dey *et al.*, 2007; Gichner *et al.*, 2008; Gopal et Rizvi, 2008).

### **I.8.5.2. Effet du plomb sur la croissance de la plante**

Le plomb affecte la croissance et la morphogenèse des plantes, en perturbant de très nombreux mécanismes physiologiques. À faible dose, les symptômes visibles de la toxicité du plomb comprennent des feuilles plus petites, des feuilles chlorotiques et rougeâtres avec nécrose, des racines courtes noirâtres et une croissance réduite (Påhlsson, 1989). À plus forte dose, il peut provoquer la mort cellulaire (Seregin et Ivanov, 2001).

En général, Les racines sont plus sensibles au plomb par rapport aux parties aériennes (Kopittke *et al.*, 2007), parce qu'elles sont les premières cibles de passage et d'accumulation de ces métaux (Seregin et Ivanov, 2001), particulièrement, les racines primaires qui sont plus sensibles que les racines latérales (Obrouscheva *et al.*, 1998). Une exposition à une faible concentration de plomb conduit au développement de racines plus courtes mais plus compactes (Boutchiche, 2017). Hassett et coll. (1976) ont observé une réduction de 19 % de l'allongement des racines de maïs à 250 mg Pb·kg<sup>-1</sup>. Seiler et Paganelli (1987) ont observé une réduction de 38 à 45 % du poids sec des racines et des pousses d'épinette rouge, de même que de la hauteur des plants, à 150,1 mg Pb·kg<sup>-1</sup>

### **I.8.5.3. Effet du plomb sur la photosynthèse**

Un des effets bien connus du plomb sur la plante est l'inhibition de la photosynthèse, induisant des teneurs réduites en chlorophylle et une limitation du taux d'assimilation de CO<sub>2</sub> (Islam *et al.*, 2008). Cette inhibition est due à l'augmentation de l'activité de la chlorophyllase et la dégradation des pigments chlorophylliens, en particulier, de la chlorophylle b qui est plus sensible que la chlorophylle a (Liu *et al.*, 2009). Ainsi, la diminution de la photosynthèse pourrait être reliée l'inhibition des

enzymes impliquées dans la biosynthèse de la chlorophylle et la RUBISCO qui permet la fixation du CO<sub>2</sub> (Patra *et al.*, 2004 ; Liu *et al.*, 2008 ; Cenkci *et al.*, 2010). à cause de l'affinité du plomb aux protéines membranaires, à forte concentrations, il entraîne une déformation et une destruction de l'ultrastructure des chloroplastes (Islam *et al.*, 2008). Toutefois, ces effets varient en fonction des espèces végétales. Seiler et Paganelli (1987) ont été observés une réduction de 30 % de la photosynthèse d'épinette rouge fut à 271,1 mg Pb·kg<sup>-1</sup>.

#### **I.8.5.4. Effet du plomb sur la respiration**

L'effet du plomb sur la respiratoire des plantes est peu étudié par rapport aux effets des ions Pb<sup>2+</sup> sur la photosynthèse. L'ensemble des études concernant les feuilles, tandis que L'impact du plomb sur l'activité respiratoire des racines reste inconnu. À faible concentration en plomb, on observe une augmentation de la respiration (Pourrut *et al.*, 2008). Chez *Pisum sativum*, les feuilles traitées avec (Pb(NO)<sub>3</sub>)<sub>2</sub> voient leur concentration en CO<sub>2</sub> augmenter de façon significative (Parys *et al.*, 1998). Cette augmentation résulte de la diminution de l'activité photosynthétique et de l'augmentation de la respiration. L'augmentation globale de la respiration conduit à une élévation de la concentration en ATP pouvant correspondre à un besoin élevé d'énergie de la plante pour lutter contre les effets du métal (Pourrut, 2008). A de fortes concentrations, le plomb a un fort effet inhibiteur sur la chaîne respiratoire (Koeppel, 1977). Cette inhibition peut être la conséquence de la fixation du plomb sur la membrane mitochondriale, perturbant le transport d'électron (Bittell *et al.*, 1974) et pouvant conduire à un découplage de l'étape de phosphorylation, comme c'est le cas pour le cadmium ou le zinc (Romanowska *et al.*, 2002).

#### **I.8.5.5. Effet du plomb sur la nutrition minérale**

Le plomb a un effet également sur la disponibilité des éléments minéraux pour la plante. Il a été montré, chez plusieurs espèces exposées au plomb, une diminution de la concentration en cations divalents comme le Zn<sup>2+</sup>, le Mn<sup>2+</sup>, le Ca<sup>2+</sup> et le Fe<sup>2+</sup> au niveau des feuilles (Seregin *et al.*, 2004 ; Chatterjee *et al.*, 2004 ; Kopyitke *et al.*, 2007). La même tendance est observée pour le fer et le soufre. Cette diminution pourrait être due à une compétition entre le plomb et certains ions de taille équivalente au niveau des transporteurs membranaires. En effet, le plomb, qui a quasiment le même rayon que le K<sup>+</sup>, pourrait emprunter les canaux potassiques pour entrer dans la cellule (Sharma et Dubey, 2005).

### **I.8.5.6. Effet du plomb sur l'équilibre hydrique**

L'exposition des espèces végétales même à faibles doses du plomb entraîne une diminution de la transpiration (Barcelo et Poschenrieder 1990; Patra *et al.*, 2004). Cette diminution peut s'expliquer par la réduction de la surface foliaire ou encore à la fixation du plomb à la paroi cellulaire qui va entraîner une diminution de la plasticité de celle-ci et modifier la pression osmotique (Barcelo et Poschenrieder, 1990). Il a été montré que la présence du plomb entraîne une accumulation d'ABA au niveau des parties aériennes, ce qui va provoquer la fermeture des stomates et diminuer la perte d'eau par transpiration (Parys *et al.*, 1998 ; Pourrut *et al.*, 2011). Pour maintenir la turgescence de ces cellules, la plante synthétise massivement des osmolytes, et en particulier de la proline (Qureshi *et al.*, 2007).

### **I.8.5.7. Effet du plomb sur les protéines.**

L'effet du plomb sur la concentration totale en protéine n'est pas claire, bien que les fortes concentrations en plomb puissent diminuer le pool protéique chez plusieurs espèces végétales (Jana et Choudhuri, 1982; Mohan et Hosetti, 1997; Saxena *et al.*, 2003; Mishra *et al.*, 2006; Garcia *et al.*, 2006; Piotrowska *et al.*, 2009, Bouziani, 2012, Naggaz, 2019, Khdim, 2019). Cette diminution peut être liée à une modification de l'expression génique (Kovalchuk *et al.*, 2005), une augmentation de l'activité ribonucléasique (Gopal et Rizvi, 2008) ; une stimulation de l'activité protéasique (Jana et Choudhuri, 1982 ; Gpta *et al.*, 2009), ou à une diminution de la teneur en acides aminés libres (Xiong *et al.*, 2006 ; Gupta *et al.*, 2009).

Alors que, des faibles concentrations en plomb peuvent provoquer une augmentation de la teneur en protéines totales (Mishra *et al.*, 2006). Cette accumulation protéique pourrait être la conséquence de la synthèse de protéines de défense contre ce stress métallique par la plante (Gupta *et al.*, 2010), avec notamment des protéines intervenant dans le maintien du statut redox de la cellule comme l'ascorbate, ou dans la séquestration du métal (GSH, PC) (Brunet *et al.*, 2009; Liu *et al.*, 2009; Yadav, 2010; Jiang et Liu 2010).

### **I.8.5.8. Effet antimittotique et génotoxique**

L'effet antimittotique du plomb est un des effets les plus connus de sa toxicité (Shahid *et al.*, 2011). En effet, il y a 80 ans, Hammett (1928) démontrait que le plomb induisait une diminution de l'activité mitotique dans des cellules de racines d'oignon. Le

plomb provoque un rallongement de l'interphase lors de la division cellulaire (Patra *et al.*, 2004). Cette perturbation est due à la liaison du plomb à la membrane et à la paroi des cellules, ou, à la désorganisation des réseaux de microtubules (Slatni, 2014), qui ont un rôle majeur dans de nombreux processus (trafic intracellulaire, mitose et morphogenèse...). L'interaction entre le plomb et les microtubules entraîne l'apparition de cellules anormales bloquées au stade de la métaphase et d'inégalités dans les épaisseurs de la paroi (Augay, 2012; Slatni, 2014).

#### **I.8.5.9. Action sur les activités enzymatiques**

Le plomb affecte la conformation de nombreuses enzymes, surtout ceux avec un groupement -SH qui présentent une forte affinité pour ce métal, dont il empêche leur fonctionner (Seregin et Ivanov, 2001). Parmi les enzymes primordial qui peuvent être inhibées par le plomb, des enzymes qui interviennent à la synthèse de la chlorophylle et la RUBISCO qui permet la fixation du CO<sub>2</sub> au cycle de Calvin, à l'assimilation de l'azote et au métabolisme des sucres (Patra *et al.*, 2004 ; Liu *et al.*, 2008 ; Cenkci *et al.*, 2010 ; Sharma et Dubey, 2005). L'inhibition de ce type d'enzymes entraîne une forte perturbation de la photosynthèse. Alors que, d'autres enzymes sont activées par la présence du plomb comme les hydrolases (tel que les protéases), les phosphohydrolases et les enzymes du cycle ascorbate-glutathion (Sharma et Dubey, 2005).

#### **I.8.5.10. Stress oxydatif**

Un des effets très importants provoqué par le plomb dans les cellules est le stress oxydant qui est défini comme un déséquilibre entre les systèmes prooxydants et antioxydants (Sies, 1997). Le plomb provoque directement ou indirectement la production d'espèces réactives à l'oxygène (ROS) : peroxyde d'hydrogène (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>), radical superoxyde (O<sub>2</sub><sup>-</sup>) et radical hydroxyle (OH<sup>·</sup>) (Malecka *et al.*, 2001 ; Verma et Dubey, 2003). Le stress oxydant induit un ralentissement de la croissance végétale, mais également des dommages moléculaires en interagissant avec des substrats biologiques (dénaturation de protéines, inactivation d'enzymes, des cassures au niveau de l'ADN...) (Fahr, 2014).

Afin de surmonter les effets indésirables des ROS, les plantes produisent une variété d'enzymes antioxydantes telles que le superoxyde dismutase, la peroxydase et l'ascorbate peroxydase. L'activité de ces enzymes est positivement corrélée avec la teneur en plomb, tandis que la catalase, le glutathion réductase et le glutathion peroxydée sont

diminuées dans les tissus des feuilles et des racines chez plusieurs espèces végétales (Kumar *et al.*, 2020).

#### **I.8.5.11. Altération de l'ADN**

Le plomb même à de faibles concentrations peut induire la formation d'aberrations chromosomiques caractéristiques des ETM (Patra *et al.*, 2004 ; Cecchi *et al.*, 2008 ; Marcato-Romain *et al.*, 2009 ; Grover *et al.*, 2010 ; Barbosa *et al.*, 2010 ; Shahid *et al.*, 2011). Les aberrations chromosomiques peuvent s'expliquer en partie par les perturbations du réseau de microtubules (Pourrut *et al.*, 2011). Le plomb crée des cassures simples et doubles brins sur l'ADN, induisant par la suite l'inhibition du processus de la réplication, transcription et inévitablement celui de la division cellulaire et par conséquent le développement du végétal (Johnson, 1998 ; Ruley *et al.*, 2006).

# **CHAPITRE II**

---

## ***PHYTOREMEDIATION***

## II. Phytoremédiation

### II.1. Réhabilitation et remédiation des sols contaminés

Ces dernières années plusieurs chercheurs et organismes de recherche au niveau du monde entier se sont intéressés à la dépollution des sols contaminés par les métaux lourds (Belouchrani, 2013). La dépollution des sols consiste principalement à rendre le sol et le sous-sol d'une zone apte à un nouvel usage industriel ou un usage résidentiel, voire apte à un retour à la nature ou à un usage agricole, après avoir été pollué par une activité ou un accident industriel (Rudolph, 2011).

Il existe une grande variété de techniques de traitement des sols contaminés, elles peuvent être classées en fonction de la nature des procédés employés (physico-chimiques, thermiques et biologiques ainsi que le confinement), du lieu de traitement (traitement *in situ* ou *ex situ*) et le devenir des polluants (immobilisation ou destruction) (Colombano *et al.*, 2010).

❖ **Traitements *in situ*** : ne nécessitent pas l'excavation des sols pollués. Il s'agit plutôt d'extraire, de dégrader ou de fixer les polluants dans le sol directement. Ces traitements ne demandent donc aucun transport des sols traités, ce qui permet de faire de grandes économies sur l'ensemble du projet de décontamination

❖ **Traitements *ex situ*** : désignent tout procédé de dépollution appliqué à un sol après excavation. Ils englobent :

- **Traitements « on site » ou « sur site »** : les sols sont traités sur place, à l'aide d'équipements mobiles de décontamination.
- **Traitements « off site » ou « hors site »** : les sols sont transportés vers des centres de traitement fixes et adaptés (incinérateurs, centres d'enfouissement technique...).

**Remarque:** Les méthodes *in situ* sont généralement moins coûteuses et faciles à mettre en place sur grande surface, tandis qu'elles sont lentes et limitées que les méthodes *ex situ*. (Colombano *et al.*, 2010).

### II.2. Traitements classiques

Les traitements classiques de dépollution des sols pollués sont essentiellement basés sur des méthodes physico-chimiques, thermiques et le confinement.



### II.2.1. Traitements physico-chimiques

Ce groupe de technologies est le plus diversifié et le plus utilisé de tous les types de technologies de réhabilitation, il inclut les traitements par solidification/stabilisation, l'oxydation, la séparation électrocinétique et plusieurs autres (EPA, 2006). Ces techniques regroupent :

- **Procédés physiques** : consistent à séparer les polluants du sol ou de les concentrer dans le sol en exploitant les propriétés physiques du milieu et des polluants. Ces procédés ne modifient et ne détruisent en aucun cas les polluants présents dans le sol (Chevrier, 2013). Leur principe consiste à utiliser de fluides injectés ou déjà en place, comme de l'eau ou des gaz est une pratique courante. Ces fluides agissent ainsi comme vecteur pour transporter les polluants vers des points d'extraction ou pour les immobiliser (Colombano *et al.*, 2010).

- **Procédés chimiques** : consistent à détruire, fixer ou immobiliser les polluants par l'introduction de composés chimiquement actifs (Tiberg *et al.*, 2016 in Nouri, 2016). Toutefois, ces techniques s'appliquent difficilement aux matrices solides et nécessitent de bien connaître la nature du réactif et du sol. En effet, leur utilisation non maîtrisée pourrait générer d'autres formes de pollution. À l'heure actuelle, il existe un très grand nombre de procédés chimiques et l'extraction par solvant est la technologie la plus simple et donnant les meilleurs résultats (Perchet, 2008), mais ces agents peuvent d'autre part se retrouver dans les eaux résultantes du lavage, nécessitant ainsi un traitement supplémentaire (Huguenot, 2010).

### II.2.2. Traitements thermiques

Les procédés thermiques utilisent la chaleur afin de détruire les polluants (ex : incinération), de les isoler (ex : désorption thermique, thermolyse, etc.) ou de les rendre inertes (ex : vitrification, etc) (Colombano *et al.*, 2010). Cette chaleur administrée à la zone contaminée va augmenter la volatilité des polluants présents dans le sol. Généralement, les traitements thermiques offrent une décontamination rapide, mais à un prix assez onéreux comparativement aux autres techniques (Pavel et Gavrilescu., 2008). Les coûts associés à ces traitements sont régis par l'énergie, l'équipement ainsi que les suivis qui sont incontournables à la réhabilitation (Chevrier, 2013).

**Remarque:** Toutes ces méthodes ont l'avantage d'être rapides et efficaces, mais elles ne sont pas satisfaisantes d'un point de vue écologique et ont particulièrement l'inconvénient d'être onéreuses et lourdes à mettre en place (Repellini, 2000). De plus, elles perturbent fortement l'activité biologique des sols et altèrent leurs structures physiques et chimiques (Ben ghnaya *et al.*, 2006), voire aboutissent à une matrice dépolluée plutôt qu'à un sol (Norini, 2007) difficile à revégétaliser après le traitement (Rudolph, 2011).

### II.2.3. Confinement

Le confinement est plus une solution temporaire qu'une méthode de dépollution. Le confinement ayant pour objectif d'en empêcher ou limiter la migration des polluants dans le sol (Colombano *et al.*, 2010). Il se décline en trois grandes familles, le confinement de surface, le confinement vertical et le confinement horizontal profond (Esnault-Filet et Soyez, 2006).

### II.3. Traitements biologiques

Les traitements biologiques désignent un ensemble de techniques qui exploitent les propriétés d'un organisme vivant afin de décontaminer d'un site pollué (*in situ* ou *ex situ*). Ces techniques peuvent utiliser des microorganismes (bactérie, champignon), des végétaux (algue, plante, arbuste, arbre), voire des animaux (lombric, vers de terre) (ADEME, 2006). Les organismes utilisés lors de traitement biologiques ont la capacité de transformer les polluants en des substances moins toxiques pour l'environnement. De plus, certaines plantes ont la capacité d'accumuler de grandes quantités de métaux dans leurs tissus (Chevrier, 2013).

Elles se distinguent en six catégories : bioventilation, biopiles, compostages, bioréacteur, Atténuation naturelle contrôlée, la bioremédiation et la phytoremédiation (FRTR, 2008 in chevrier, 2013) et récemment, on remarque le couplage de ces deux techniques derniers:

❖ **Techniques de bioremédiation :** s'appuient sur la dégradation des polluants par des microorganismes présents ou injectés dans le sol. L'efficacité de la dégradation dépend de la biodégradabilité des polluants présents, des caractéristiques du milieu (conditions physico-chimiques, disponibilité et équilibre en nutriments...), et de la biomasse microbienne (espèces et quantités présentes).

❖ **Techniques de phytoremédiation** qui exploitent les propriétés de certains végétaux (plantes, arbustes, arbres) pour accumuler (phytoextraction), stabiliser (phytostabilisation), volatiliser (phytovolatilisation), dégrader (phytodégradation) les polluants du sol. (Lambot. 2010).

**Remarque :** Ces méthodes sont moins coûteuses, plus respectueuses à l'environnement et à la santé humaine, ainsi plus simples à mettre en place même sur de grandes surfaces (Vidali, 2001).

➤ Parmi toutes ces techniques de traitements, le choix s'avère difficile, mais est extrêmement important pour garantir le succès de la dépollution (Khan *et al.*, 2004). Ces traitements peuvent être combinés les uns avec les autres afin de réduire suffisamment les niveaux de contamination (Reddy *et al.*, 1999).

### II.3.1. Phytoremédiation technologie alternative « verte »

#### II.3.1.1. Définition de la phytoremédiation

Étymologiquement, le terme phytoremédiation est une combinaison de deux mots : *phyto* du grec qui signifie plante et *remedium* du latin qui signifie corriger un méfait (Bert et Deram, 1999 ; Norini, 2007).

La phytoremédiation est définie comme étant un groupe de technologies qui utilise les capacités naturelles de certains végétaux (herbacées, plantes, arbustes, arbres) et/ou des microorganismes rhizosphériques associés (bactéries, champignons) pour stabiliser, extraire, transférer, volatiliser ou détruire des polluants présents dans les sols, les sédiments, les boues ainsi que dans l'eau de surface ou souterraine et dans l'air (Pilon-Smits, 2005). Ces techniques sont applicables *in situ*, mais peuvent être utilisées *ex situ* (Mench *et al.*, 2012) et à une grande variété de contaminants organique et/ou inorganiques, incluant les hydrocarbures pétroliers, les solvants chlorés, les pesticides, les explosifs, les métaux et les radionucléides... (Susarla *et al.*, 2002). Les plantes sont utilisées pour décontaminer un écosystème pollué et/ou réduire les risques dans les systèmes sources – exposition – récepteurs (Pilon-Smits, 2005 ; Clémence, 2008 ; Sterckeman *et al.*, 2009 ; Bonet, 2016). La phytoremédiation est aussi décrite comme une stratégie économique et efficace d'écoremédiation fonctionnant à l'énergie solaire (Watharkar et Jadhav., 2014).

### II.3.1.2. Historique

L'idée d'utilisation des plantes pour décontaminer des sites pollués n'est pas récente puisqu'il y a environ 300 ans, où il a été utilisé les capacités épuratoires des plantes pour traiter les eaux usées (Hartman, 1975). En 1885 et pour la première fois, Baumann a été identifié que les deux espèces végétales *Thlaspi caerulescens* et *Viola calaminaria* sont capables à accumuler des niveaux élevés de métaux dans leurs feuilles. Puis, En 1935, des plantes du genre *Astragalus* ont été découvertes par Byers dont elles ont la capacité d'accumuler jusqu'à 0,6 % de sélénium (Se) dans la biomasse des pousses sèches. Une décennie plus tard, Minguzzi et Vergnano (1948) ont été identifié d'autres plantes capables d'accumuler jusqu'à 1 % de Ni dans leurs pousses et le terme "hyperaccumulation" a été proposé par Jaffré *et al.* (1976) dans sa description du comportement d'accumulation de Ni par plusieurs espèces végétales.

Toutefois, le concept de remédiation des sols utilisant les plantes est proposé pour la première fois en 1980 pour l'extraction du Cd (Cunningham *et al.*, 1995) et se démocratise dans les années 1990 (Chaney *et al.*, 1997), dont le premier essai sur le terrain de la phytoextraction du Zn et du Cd a été mené en 1991 (Baker *et al.*, 1991).

La phytoremédiation est encore en développement, elle n'est pas encore beaucoup utilisée dans le monde (**Fournon, 1999**).


Aujourd'hui, des essais sont poursuivis avec différentes plantes et des projets de phytoremédiation continuent à être mis en place (Echevarria *et al.*, 2012).


**Remarque** : Les premiers essais de phytomine remontent aux années 90 (Nicks et Chambers, 1995 ; Robinson *et al.*, 1997a, 1997b).


### II.3.1.3. Plantes « idéales » pour la phytoremédiation

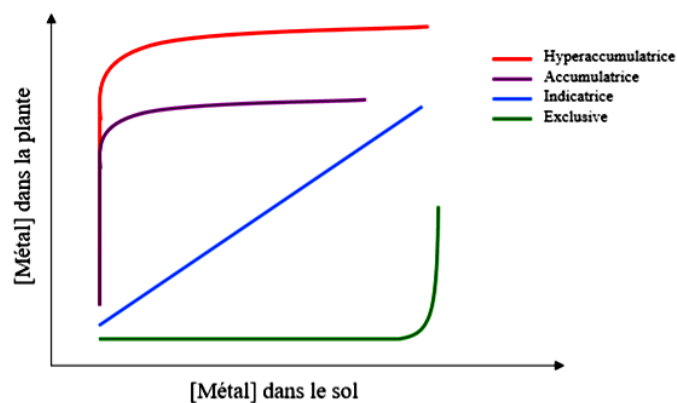
Une plante pour être utilisée en phytoremédiation, elle doit, en effet, associer un certain nombre de propriétés : Croissance rapide, forte biomasse, forte compétitivité et haute tolérance à la pollution. Elle doit, de plus, avoir un potentiel d'absorption racinaire important (racines développées, transporteurs efficaces,...) et être capable soit de stabiliser le polluant dans les racines (phytostabilisation), soit de le transporter et de l'accumuler dans les organes récoltables (phytoextraction), soit de le relarguer sous forme moins toxique dans l'atmosphère (phytovolatilisation) (Vavasseur *et al.*, 2009). Actuellement, plus de 800 espèces végétales se prêtent à la phytoremédiation (ADIT, 2006).

Les plantes ont trois stratégies de base pour leur croissance sur un sol pollué par des métaux :

 **Plantes exclusives** : prélèvement très peu des métaux dans les parties aériennes quelle que soit la concentration dans le sol. Ces plantes possèdent un mécanisme qui limite le prélèvement des métaux. Toutefois, lorsque la concentration devient trop élevée l'absorption augmente et atteint des valeurs élevées (Huguenot, 2010). Ces plantes sont principalement utilisées en phytostabilisation (Braud, 2007).

 **Plantes indicatrices** : sont des plantes qui accumulent des métaux dans les parties aériennes à des concentrations proportionnelles à celles mesurées dans le sol. La quantité de métal accumulée évolue de manière linéaire avec le contenu en métal du sol (Huguenot, 2010). Les plantes sont dites « indicatrices », car les concentrations mesurées dans la plante reflètent celles observées dans le sol (Dumat et Austruy, 2014).

 **Plantes accumulatrices et hyperaccumulatrices** : sont des espèces végétales capables d'absorber et accumuler des métaux dans leurs parties aériennes, en concentration nettement supérieures à celles du sol grâce à des mécanismes de détoxication. (Braud, 2007 ; Huguenot, 2010).



**Fig. 06:** Comportement des plantes sur des sols riches en métaux (Tremel-Shaud et Feix, 2005).

Cependant, Les plantes hyperaccumulatrices possèdent deux caractéristiques essentielles. D'une part, un facteur de translocation (FT), rapport de la concentration en ETM dans les feuilles à la concentration en ETM dans les racines qui est supérieur à 1. Cela signifie que les métaux se stockent préférentiellement dans les parties aériennes plutôt que les parties racinaires alors que les plantes seulement accumulatrices stockent surtout

les métaux dans leurs racines (Alkorta *et al.*, 2004), et d'autre part, elles sont capables d'accumuler dans leurs feuilles des teneurs en ETM supérieures à: 10 mg Hg.g<sup>-1</sup> de MS ; 100 mg Cd.g<sup>-1</sup> de MS ; 1000 mg (As, Co, Cr, Cu, Ni, Pb ou Se).g<sup>-1</sup> de MS et 10 000 mg (Mn ou Zn).g<sup>-1</sup> de MS (Baker *et al.*, 2000).

Le caractère accumulateur des plantes est lié à l'espèce, au génotype, à l'âge de la plante et à la concentration en métal du sol (Bhargava *et al.*, 2008) mais aussi à l'écotype, défini par les prédispositions génétiques de la plante en fonction de son « passé » dans le milieu considéré. Les capacités d'extraction varient alors d'un écotype à un autre (Ye *et al.*, 1997).

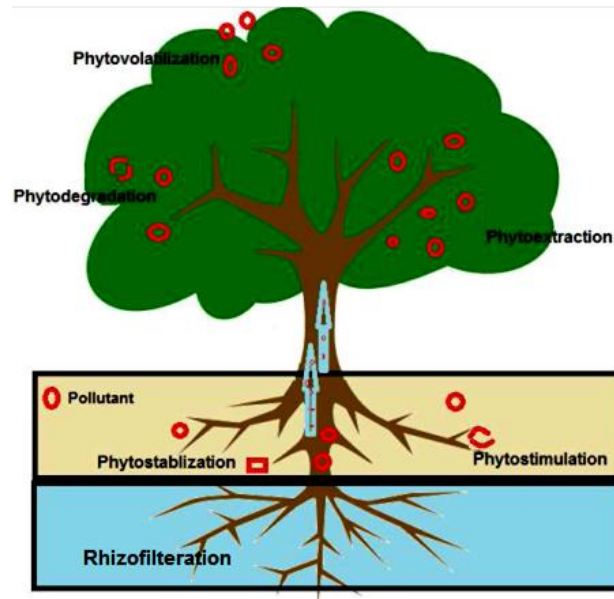
À ce jour, environ 400 espèces hyperaccumulatrices d'un ETM ont été identifiées : 0,2 % de toutes les angiospermes (Baker *et al.*, 2000), dont un grand nombre appartiennent à la famille des Brassicaceae avec une large gamme de métaux comprenant 87 espèces de 11 genres (Baker et Brooks, 1989).

La plupart sont caractérisées par une faible production de biomasse, une croissance lente et une colonisation racinaire superficielle, ce qui les rend moins efficaces à grande échelle par rapport aux espèces accumulatrices à forte biomasse (Bhargava *et al.*, 2008 ; Doumett *et al.*, 2008).

C'est pour quoi, les plantes ne doivent pas être choisies uniquement en fonction de la quantité de métaux extraite, mais également de la tolérance de la plante vis-à-vis des métaux présents dans le substrat à dépolluer (Hernández-Allica *et al.*, 2008).

#### **II.3.1.4. Techniques de phytoremédiation**

La phytoremédiation regroupe cinq techniques particulièrement prometteuses pour la réhabilitation des sols contaminés. On distingue : la phytoextraction, la phytovolatilisation, la phytostabilisation, la phytodégradation et phytostimulation (fig.07). Les mécanismes et l'efficacité de la phytoremédiation dépendent du type de contaminant, de la biodisponibilité et des propriétés du sol (Cunningham, 1996).

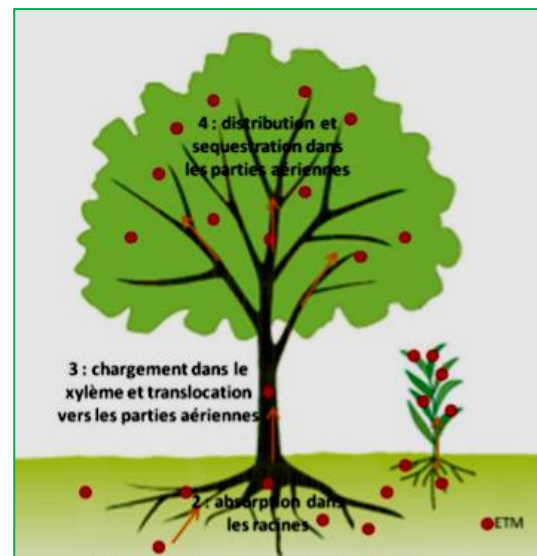


**Fig. 07:** Stratégies de phytoremédiation (Sharma et Pandey, 2014)

Ces procédés seront appliqués en fonction du type de contamination et des objectifs de remédiation à atteindre (Pivetz, 2001; USEPA, 2001; Sait *et al.*, 1995), et selon l'espèce végétale (Vavasseur *et al.*, 2009 ; Bonet, 2016).

#### II.3.1.4.1. Phytoextraction

La phytoextraction, appelée aussi phytoaccumulation, elle se définit comme étant l'absorption des contaminants présents dans le sol par les racines des plantes. Ensuite, ces contaminants sont transférés ou transloqués et accumulés dans les parties aériennes des plantes (EPA, 1999). Ces plantes peuvent être récoltées et incinérées dans des milieux contrôlés et les cendres résultantes peuvent être stockées ou bien réutilisées par la métallurgie (Blaylock et Huang, 2000). Cette méthode de recyclage s'appelle la phytomine (Gorzowski, 2018).



**Fig. 08:** Technique de phytoextraction (Sheoran *et al.*, 2011)

La phytoextraction est le procédé le plus connu et le plus utilisé de toutes les technologies de phytoremédiation (ADEM, 2006 ; Ghosh et Singh, 2005). Cette méthode représente la seule voie biologique d'extraction *in situ* et elle est adaptée à la réhabilitation des sols pollués de manière diffuse, sur de grandes surfaces et à des concentrations de contaminants faibles à modérés (Cunningham et Berti, 2000 ; Henry, 2000)

Ce procédé est répété jusqu'à ce que l'abaissement du niveau de pollution du sol soit significatif (ADEME, 2010; Bert et Deram, 1999 ; Dechamp et Meerts, 2003). Il peut prendre plusieurs années avant que des niveaux satisfaisants de décontamination soient atteints dans le sol (Pilon-Smits, 2005). Ce délai n'est pas une contrainte importante pour les sites contaminés laissés en friche pendant des dizaines d'années en attente de décontamination (Peer *et al.*, 2005).

L'efficacité de la phytoextraction est fonction d'un certain nombre de facteurs, tels l'espèce végétale, la phytodisponibilité et le prélèvement du polluant, la capacité de la plante à produire beaucoup de biomasse et à être capable de transloquer et accumuler le contaminant dans ses parties aériennes et la tolérance de la plante aux concentrations toxiques (Ernst, 1996; Blaylock et Huang, 2000; McGrath et Zhao, 2003).

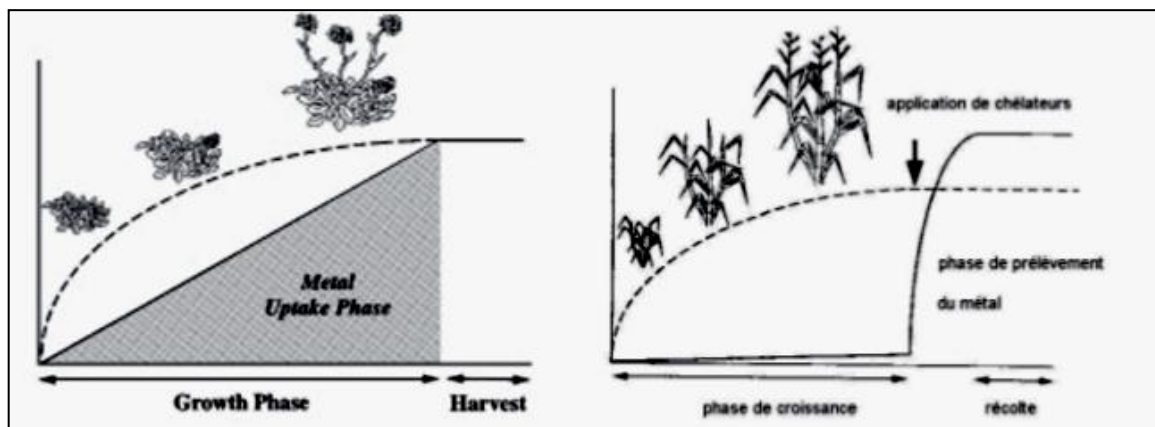
Deux stratégies sont actuellement développées dans la phytoextraction. On distingue phytoextraction assistée ou induite et d'autre part la phytoextraction continue. Parmi ces deux procédés la phytoextraction assistée est la plus développée (Abdelly, 2007).

• **Phytoextraction continue** (ou bien être plus naturelle), dépend uniquement des capacités physiologique et génétique des plantes contribue naturellement à l'extraction et à l'accumulation des polluants dans leurs parties récoltables durant toute la période de leur croissance (Abdelly, 2007). Elles peuvent contenir des teneurs supérieures aux niveaux habituellement rencontrés sans montrer de symptômes apparents de phytotoxicité, s'apparentant à une hypertolérance aux conditions hostiles et toxiques des sites pollués (INA P-G, 1999 in Lambot, 2010).

**Phytoextraction assistée ou induite** : Cette technique peut être améliorée en ajoutant d'agents chélateurs au sol, au moment où la production de biomasse de la partie aérienne est optimale (Jemal et Ghorbal, 2002 ; INA P-G, 1999 dans Lambot, 2010.), pour rendre les contaminants plus solubles et donc plus disponibles pour les plantes (Prasad et Freitas 2003, Peng *et al.*, 2005). Par exemple l'ajout d'acide éthylène diamine tétra-acétate (EDTA) qui est très efficace pour améliorer la mobilité du Pb, mais aussi de Cd, Cu, Ni et



Zn. D'autres chélateurs existent comme EDDS ou MGDA (Nascimento et Xing, 2006) ou encore l'acide trans-1,2-cyclohexylène dinitrilo tétra-acétique (CDTA) pour le Pb et l'acide nitrilotriacétique (NTA) pour Cd, Cu et Zn. Des acides organiques de faibles poids moléculaires sont aussi utilisés mais ils semblent moins efficaces comme l'acide citrique, l'acide malique ou l'acide oxalique (Evangelou *et al.*, 2007). Ceci induit que l'extraction et l'accumulation des métaux lourds se fera de façon intense durant une période de temps relativement courte (plusieurs jours ou semaines) (Lambot, 2010).



**Fig. 09:** Schéma de la phytoextraction continue (à gauche) et la phytoextraction induite par un chélateur (à droite), la ligne pointillée représente la croissance de biomasse de la partie aérienne et la ligne pleine représente l'absorption des métaux lourds au cours du temps (Salt *et al.*, 1998).

#### II.3.1.4.2. Rhizofiltration

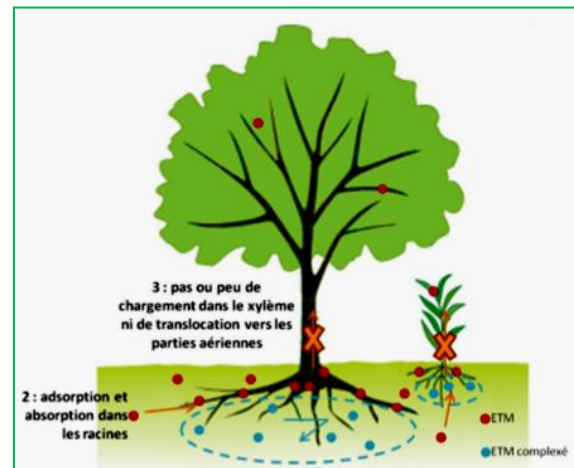
La rhizofiltration est similaire à la phytoextraction, mais elle est principalement utilisée pour assainir les eaux souterraines, les eaux de surface et les eaux usées polluées avec de faibles concentrations de contaminants (Ensley, 2000). Elle est définie comme l'utilisation de plantes, terrestres et aquatiques, pour absorber, concentrer et précipiter les contaminants provenant de sources aqueuses polluées dans leurs racines (Chhotu et Fulekar, 2009). Cette technique peut être utilisée *in situ* ou *ex situ* (Priya, 2016).

Les plantes terrestres sont plus adaptées à la rhizofiltration que les plantes aquatiques, car elles ont un système racinaire à croissance rapide et beaucoup plus long, comparativement aux plantes aquatiques qui sont plus petite et possèdent un système racinaire à croissance lente (EPA, 1999). Plusieurs types de plantes comme le tournesol, la moutarde indienne, le tabac, les épinards et le maïs ont été étudiées pour leur capacité à éliminer le plomb de l'eau (Ghosh et Singh, 2005 ; Chhotu et Fulekar, 2009). Des tests

utilisant les tournesols pour extraire les radionucléides des étangs contaminés par l'accident de Chernobyl en Ukraine ont montré que la rhizofiltration est une voie possible pour traiter des eaux de surfaces chargées en uranium, césium et strontium (Cooney, 1996).

#### II.3.1.4.3. Phytostabilisation

Elle est également appelée phytoréstation. Dans cette technique de remédiation, les plantes réduisent la mobilité et la biodisponibilité des contaminants, par immobilisation chimique soit par absorption et accumulation dans les tissus végétaux, soit par adsorption sur les racines ou précipitations dans la zone racinaire (rhizosphère) (McGrath, 1998). L'avantage de cette voie est de limiter l'érosion et d'empêcher la mobilité des



**Fig. 10:** Technique de Phytostabilisation (Padmavathiamma et Li, 2007).

polluants dans les couches superficielles, évitant en particulier leurs migrations vers les eaux de surfaces et souterraines (Baker *et al.*, 1997 ; Cunningham *et al.*, 1997) ainsi que leur dispersion dans l'air (Smith et Bradshaw, 1972).

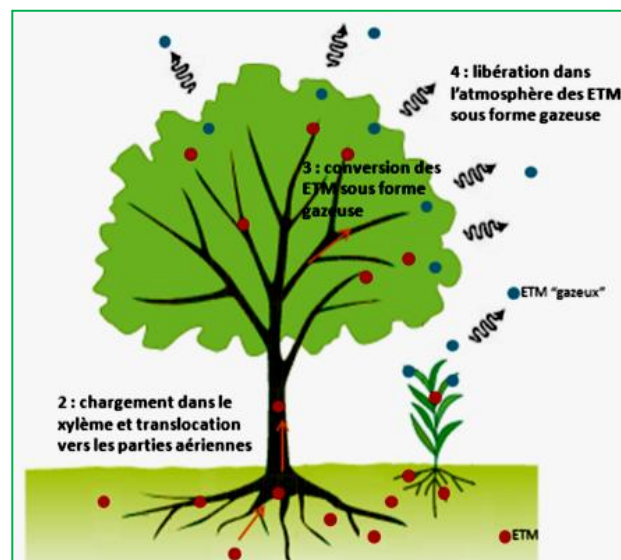
Les meilleures plantes candidates pour la phytostabilisation devraient avoir un système racinaire dense et une couverture végétale importante pour limiter l'érosion éolienne et une faible translocation du métal vers les parties supérieures (Mench *et al.*, 2005). Il faut donc choisir les plantes stockent préférentiellement les contaminants dans les racines, ce sont les « excluders » (Clémence, 2008).

#### II.3.1.4.4. Phytovolatilisation

La phytovolatilisation implique l'utilisation de plantes pour absorber les contaminants du sol, les transformer en forme volatile moins toxique et les libérer sous forme de gaz dans l'atmosphère par transpiration (Ghosh et Singh, 2005). Ce procédé concerne plus particulièrement les composés volatils, à savoir les composés organiques volatils (COV), BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylène) et solvants chlorés pour

les polluants organiques et le sélénium, le mercure et l'arsenic principalement, pour les polluants métalliques (Sterckeman *et al.*, 2011).

Cette technique présente également l'avantage de ne pas nécessiter de récolter et de traiter la biomasse puisque les contaminants sont dispersés dans l'atmosphère (Pilon-Smits; 2005 ; Dechamp et Meerts, 2003 ; Bert et Deram, 1999).



**Fig. 11:** Technique de la phytovolatilisation (Padmavathiamma et Li, 2007)

#### II.3.1.4.5. Phytodégradation

la phytodégradation ou phytotransformation : c'est l'utilisation des plantes et des microorganismes associés (bioremédiation assistée par les plantes) pour dégrader les polluants organiques (Kumar *et al.*, 2014). Les plantes absorbent et transforment les contaminants en molécules plus simples et moins toxiques dans leurs tissus ou sécrètent des enzymes qui aident à catalyser et à accélérer des réactions chimiques liées à la dégradation dans la rhizosphère (Rudolph, 2011). La dégradation des composés organiques peut être complète (générant des éléments inorganiques comme le  $\text{CO}_2$ , l'eau ou le  $\text{Cl}_2$ , mais elle peut aussi être incomplète, entraînant la formation d'intermédiaires stables (métabolites) qui peuvent être entreposés dans la plante (Pilon-Smits, 2005). La dégradation peut avoir lieu dans les parties aériennes et les racines des plantes (Ghosh et Singh, 2005).

La rhizodégradation ou phytostimulation, la décontamination s'opère dans le sol. Dans ce procédé la décontamination est effectuée dans la rhizosphère par les microorganismes dont la croissance et l'activité sont stimulées par les plantes (Priya, 2016)

La rhizodégradation est un processus beaucoup plus lent que la phytodégradation (Ghosh et Singh, 2005).

### II.3.1.5. Avantages de la phytoremédiation

La phytoremédiation présente de nombreux avantages d'ordre environnemental et économique : (Lorec *et al.*, 2016; Bert, 2012; Ghosh et Singh, 2005; Alkorta *et al.*, 2004; Cadiere, 2012)

- Applicable à une large gamme de contaminants organiques et inorganiques.
- Adaptation aux grandes superficies contaminées (dizaines d'hectares) ; et à plusieurs variétés de sols pollués (sols agricoles, friches industrielles, sédiments excavés...)
- Possibilité d'application *in situ* / *ex situ*.
- Faible perturbation du sol contaminé et inhibition de la propagation des contaminants par l'air et l'eau.
- Facile à mettre en œuvre et à entretenir; ne nécessite pas d'équipement coûteux ni de personnel hautement spécialisé.
- Récupération des polluants par la phytomine ; réduction de la quantité de déchets envoyés aux sites d'enfouissement (jusqu'à 95 %).
- Faibles coûts de traitement (10 à 100 fois inférieurs aux technologies classiques).
- Adéquat avec les principes du développement durable.

❖ **Remarque** : La phytoremédiation est une technique « passive », le soleil est le seul apport énergétique

### II.3.1.6. Limites de la phytoremédiation

La phytoremédiation est une technique intéressante pour le traitement des sols contaminés par les métaux, mais elle présente quelques points négatifs (Ghosh et Singh, 2005 ; Cadiere, 2012 ; Vogel, 2001 ; vavasseur *et al.*, 2009)

- Limitée par la profondeur occupée par les racines des plantes (de 50 cm à 1,5 m en fonction des espèces végétales) ainsi par la solubilité et la disponibilité du contaminant.
- la superficie des sites doit être suffisamment importante pour l'utilisation des techniques agricoles ;

- Temps de remédiation généralement long (peut atteindre plusieurs années);
- Limitée aux sites avec des niveaux de pollution faible à modéré, (problème de multipollutions qui limite le choix des plantes);
- Dépend des conditions climatiques et édaphiques, des attaques des insectes, des microorganismes et des substances phytopathogènes (elle peut perdre de son efficacité lorsque la végétation est endommagée par des maladies ou des ravageurs)
- La biomasse végétale récoltée de la phytoextraction pourrait être classée comme étant un déchet dangereux ;
- Risque d'affecter la biodiversité en introduisant des espèces non native ;
- Transfert possible du contaminant dans la chaîne trophique ;

#### II.3.1.7. Phytoremédiation dans le monde

La phytoremédiation ne s'est réellement développée que depuis une dizaine d'années et les véritables enjeux commerciaux ne sont apparus qu'au début des années 2000 (Origo *et al.*, 2012). Cette méthode de décontamination est utilisée à plusieurs endroits dans le monde, particulièrement aux pays développés que les pays en voie de développement. Les États-Unis, le Canada, la Russie sont parmi les pays pionniers dans ce domaine (Lambot, 2010). Tandis que cette technique est très faiblement employée en Europe et en France (Gorzowski, 2018). La majorité des projets de phytoremédiation sont exécutés aux États-Unis plus de 200 projets de phytoremédiation actuellement menée grandeur nature, dont la phytoextraction est la technique la plus appliquée (Valérie, 2004 in Lambot, 2010). Alors qu'en 2010 en Europe, une quarantaine d'essais de phytostabilisation et une quarantaine d'essais de phytoextraction étaient recensés par la communauté scientifique (Bert, 2012). En effet, le marché des traitements biologiques ne représente qu'un chiffre d'affaires d'environ 80 millions d'euros en 2005 en France, nettement moins qu'au Canada où l'on estime qu'il a connu une croissance moyenne oscillant entre 5 et 15 % par an depuis 2000 pour atteindre les 500 millions de dollars en 2005 (ARTEB, 2006).

En Afrique, les cas de recours à la phytoremédiation pour le traitement de sites pollués sont très marginaux. (Origo *et al.*, 2012). En particulier en Tunisie, la majorité des études réalisées se sont focalisées sur l'identification de la teneur des métaux dans les sols et les plantes tout en essayant de retrouver des plantes tolérantes et hyperaccumulatrices pour gérer les sols pollués. (Ben Ghnaya *et al.*, 2006).

### II.3.1.8. Phytoremédiation en Algérie

La phytoremédiation en Algérie connaît un grand retard, restant méconnues chez la majorité des acteurs du domaine et ignorée par la politique du ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement et de la direction de l'environnement de la wilaya, où il est remarqué que le terme phytoremédiation n'est jamais figuré dans les textes législatifs ou les programmes de recherche (Gherib *et al.*, 2016a). Les techniques de traitement des eaux usées en Algérie par la phytoremédiation représentent actuellement 56% des procédés de dépollution des eaux usées, avec 60 stations de lagunage. Les espèces phytoremédiatrices utilisées dans la bioaccumulation et la biodégradation des polluants sont environ 941 espèces, dominées par: les algues microscopiques, les lentilles d'eau, les roseaux, Laurier rose, Hibiscus, Canna, Papyrus, Grenadier, Jonc, etc. La répartition géographique des stations de lagunage en Algérie est variable d'une zone à l'autre selon les spécificités de chaque zone (Gherib *et al.*, 2016b).

### II.3.1.9. Applicabilité des phytotechnologies à un site donné

Lorsque l'on opte pour une technique de phytoremédiation afin de décontaminer les sols, on fait le choix s'inscrire un projet qui répond aux objectifs du développement durable (Chevrier, 2013). Avant le début de tout projet de réhabilitation, chaque site doit subir une évaluation environnementale dont la connaissance des paramètres simples concernant le site, ses usages actuels et futurs, le(s) polluant(s) et le sol permet de présélectionner la (les) phytotechnologie(s) la (les) plus adaptée(s) et d'identifier les paramètres susceptibles de limiter la faisabilité et les performances des techniques (Cadiere, 2012 ; Bert, 2012)

Au-delà de la délimitation des sources de pollution, les qualités agronomiques des sols doivent être prises en considération pour servir à orienter le choix de la (des) espèce(s) végétale(s) adaptée(s) au site et à sa pollution, les travaux du sol (décompactage...) et les pratiques agronomiques éventuelles à mettre en place (fertilisation, irrigation...). On peut citer par exemple, les paramètres suivants : pH, teneur en matière organique, capacité d'échange cationique, rapport carbone/azote... Les éléments climatiques tels que le taux de précipitation annuel sur le site, la répartition annuelle des précipitations et les températures sont aussi des éléments à considérer.

L'arbre de décision ci-dessous extrait du guide « Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués - Etat de l'art et guide de mise en œuvre » (Bert, 2012) vise à

identifier la phytotechnologie la plus pertinente au regard des objectifs de gestion fixés pour le site et de la nature des polluants présents sur la zone concernée.

Enfin, la réussite d'une opération de gestion de site pollué par l'utilisation de phytotechnologies repose sur les compétences de l'équipe projet qui devra maîtriser à la fois les conditions de gestion des sites et sols pollués, mais également les phytotechnologies (avec le cas échéant le recours à des spécialistes du domaine). La mise en œuvre des phytotechnologies pourra nécessiter le recours à des professionnels des espaces verts et de la foresterie ou des professionnels agricoles en renfort de l'équipe travaux (Cadiere, 2012).

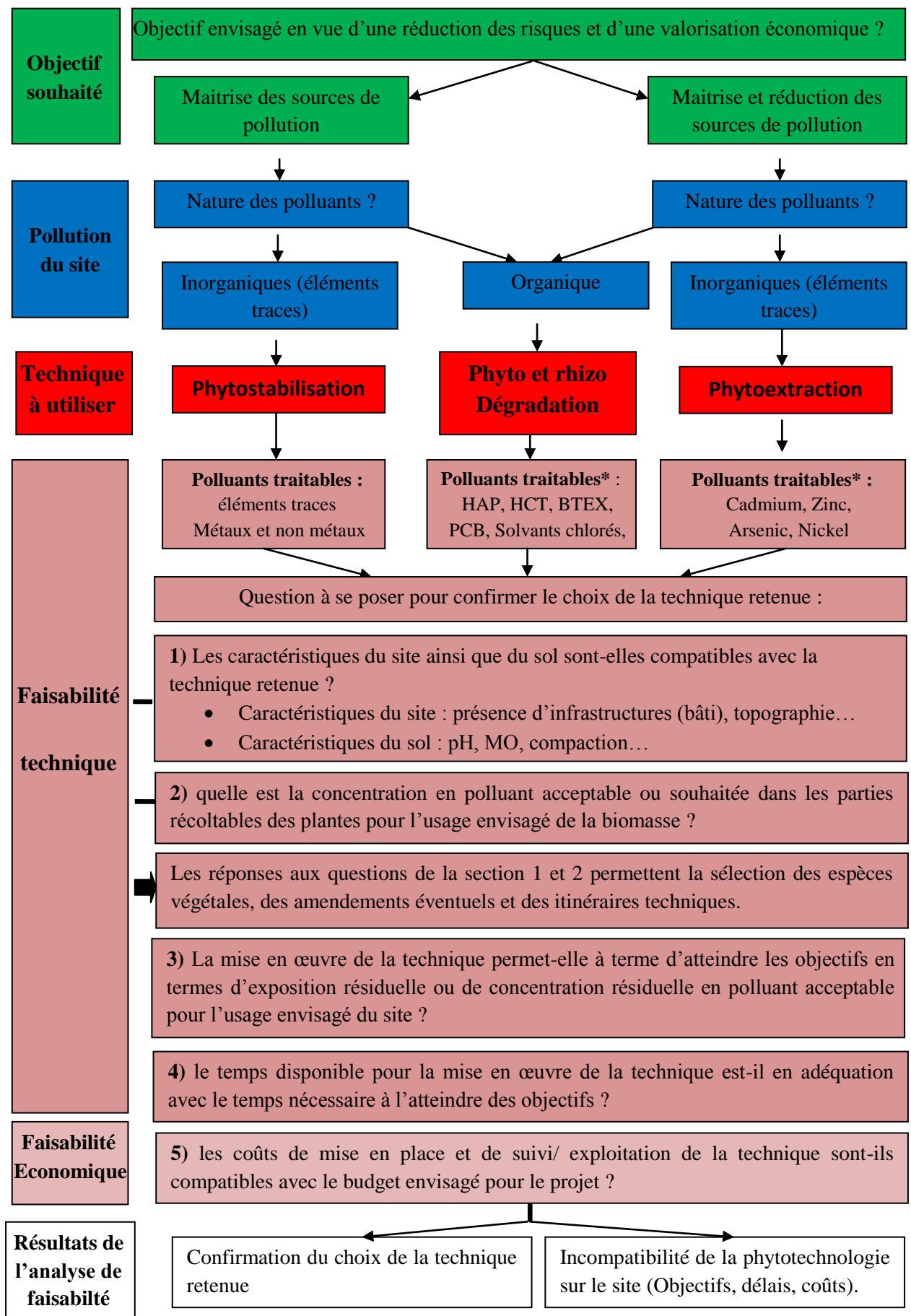


Fig. 12: Arbre de décision des différents types de phytoremédiation (Bert, 2012).



# CHAPITRE III

---

*Moringa Oleifera Lam.*

### III. *Moringa oleifera* Lam.

#### III.1. Généralités sur la plante *Moringa oleifera* Lam.

*Moringa oleifera* (syn. *Moringa pterygosperma* Gaertn.) appartient à la famille Moringaceae, qui fait partie de l'ordre des Capparacées. Cette famille est dite monogénérique car ne comporte qu'un seul genre «Moringa », avec 13 espèces. (Houndji *et al.*, 2013 ; Foidl *et al.*, 2001): *M. arborea*, *M. borziana*, *M. concanensis*, *M. drouhardii*, *M. hildebrandtii*, *M. longituba*, *M. ovalifolia*, *M. peregrina*, *M. pygmaea*, *M. rivaie*, *M. ruspoliana*, *M. stenopetala* et *M. oleifera* (Atakpama *et al.*, 2014). Ce dernier est l'une des espèces les plus connues et plus utilisées au monde en raison de ses vertus exceptionnelles environnementales, médicinales, industrielles et nutritionnelles (Boukandoul *et al.*, 2017; Farei, 2017).

Il porte différents noms selon les régions. Dans les pays francophones, il est appelé Acacia blanc, ben ailé, *moringa* ailé, benzolive, pois quénique l'arbre de vie, l'arbre miracle ou plante divine... Dans les pays anglophones, on le trouve sous les noms : miracle tree, Horseradish tree, Never die tree, Radish tree ou encore Mother's Best Friend ou malunggay (aux Philippines) (Price, 1985; Foidl *et al.*, 2001; Boullard, 2001).

Le *Moringa* est un arbre pérenne à croissance rapide 1 mètre par mois dans des bonnes conditions (Palada et Chang, 2009), résistant à la sécheresse grâce à ses racines tubéreuses lui permettant d'accumuler de l'eau. (Madi *et al.*, 2012; Houndji *et al.*, 2013).

#### III.2. Identification *Moringa oleifera* Lam. et taxonomie

Le *Moringa oleifera* Lamarck 1785. Appartient à la classification botanique suivante (in Louni, 2009).

<b>Règne :</b>	Plantae
<b>Sous-règne :</b>	Tracheobionta
<b>Division :</b>	Magnoliophyta
<b>Classe :</b>	Magnoliopsida
<b>Sous-classe :</b>	Dilleniidae
<b>Ordre :</b>	Capparales
<b>Famille :</b>	Moringaceae
<b>Genre :</b>	<i>Moringa</i>
<b>Espèce :</b>	<i>Moringa oleifera</i>



**Fig. 13 :** Arbre du *Moringa oleifera* Lam.

(Niko, 2014)

### III.3. Historique et répartition géographique du *Moringa oleifera* Lam.

#### III.3.1. Dans le monde

*Moringa oleifera* est un arbre originaire des régions d'Agra et d'Oudh, au nord-est de l'Inde, au sud de la chaîne de montagne de l'Himalaya. *Moringa* est mentionné dans le « Shushruta Sanhita », écrit au début du premier siècle avant J-C, sous le nom de «Shigon». Les arbres du genre *Moringa* sont connus et utilisés depuis l'antiquité par les Romains, les Grecs et les Égyptiens. Ces derniers cultivaient *Moringa* à des fins médicinales pour extraire l'huile contenue dans les graines (Louni, 2009). Mais il semble que la culture de cet arbre en Inde ait en fait été établie il y a plusieurs milliers d'années (Foidl *et al.*, 2001).

Aujourd'hui le *Moringa oleifera* et ses dérivés sont cultivés à travers le Moyen-Orient, ainsi tout le long de la ceinture tropicale et subtropicale, et continuent de se répandre dans d'autres régions comme Pakistan, Afghanistan, Asie occidentale, la péninsule arabique, Amérique latine, dans les Caraïbes, en Floride et au Mexique, dans les îles du Pacifique, au Pérou, au Paraguay et au Brésil (Bosch, 2004 ; Jed et Fahey, 2005). Il a été introduit en Afrique de l'Est au début du 20<sup>ème</sup> siècle (Foidl *et al.*, 2001). Ses principaux lieux de cultures sont Ghana, le Sénégal, Malawi, Éthiopie et Soudan (Bennett *et al.*, 2003 ; Jed et Fahey, 2005). Au Cameroun cette plante pousse naturellement dans la partie septentrionale du pays (Pamo *et al.*, 2004).



**Fig. 14 :** Répartition de la culture du *Moringa oleifera* dans le monde (in Louni, 2009)

### III.3.2. En Algérie

En 2000, un essai d'introduction le *Moringa oleifera* en Algérie a été réalisé à titre expérimental à partir de semences en provenance de Dar El Salem (Tanzanie) ont été réalisés dans de nombreuses stations à travers l'Algérie (Bainem, Zeralda, Mostaganem, Jijel, Biskra, Adrar et Tamanrasset) (Louni, 2009). Puis en 2005, Des agriculteurs de la région de Tabelbala (400 km au sud de Béchar) ont réussi l'introduction de cette plante et obtenu des résultats positifs dans son adaptation à cette région saharienne, dont l'origine des graines utilisées est de l'Inde qui ont été semés dans de petites parcelles. La plantation future, à grande échelle, du *Moringa* (très résistant à la chaleur) aura certainement des effets bénéfiques pour l'agriculture et l'économie de cette région (L'ECHO, 2018). Une autre expérience de la culture de cette espèce a été introduite à la ferme de démonstration et de production de semences (FDPS) de Hassi-Benabdallah (Ouargla) en 2017 sur de petites parcelles de terre (moins d'un hectare et extensibles), offrent d'importantes caractéristiques d'adaptation aux conditions climatiques et édaphiques de la région, l'aridité et la salinité du sol et de l'eau (Barghouti, 2019).

### III.4. Description botanique des différentes parties de la plante

- **Arbre**

*Moringa oleifera* est un arbre pérenne, à croissance rapide, qui peut atteindre une hauteur de 7 à 12 mètres et dont le tronc mesure 20 à 40 cm de diamètre (Foidl *et al.*, 2001; Louni, 2009).

- **Tronc**

Le tronc est généralement droit. En général, il atteint 1,5 à 2 m de haut avant de se ramifier, bien qu'il puisse parfois atteindre les 3 m (Foidl *et al.*, 2001). L'écorce est de couleur grise brunâtre ou gris foncé, grossièrement lenticellée, épaisse, tranche jaunâtre exsudant une gomme blanche et opaque qui rougit en surface (Eyog Matig *et al.*, 2006). Son bois tendre et mou ne supporte pas les vents agressifs (Rosa, 1993).



**Fig. 15:** Tronc du *Moringa oleifera* Lam.

[www.faune-flore.be](http://www.faune-flore.be)

- **Branches**

Les branches poussent de manière désorganisée et la canopée est en forme de parasol (Foidl *et al*, 2001).

- **Feuilles**

Les feuilles, alternes composées et bi ou tripennées, se développent principalement à l'extrémité des branches. Elles ont un long pétiole (20 à 70 cm) avec 8 à 10 paires de pennes composées chacune de deux paires de folioles opposées, plus un à l'apex, ovales à elliptiques, et mesurant 1 à 2 cm de long (Morton, 1994; Foidl *et al*, 2001).



Fig. 16: Feuilles du *Moringa oleifera* Lam. (Hamad, 2022)

- **Fleurs**

Les fleurs mesurent 2,5 cm de large et se développent en panicule axillaire et tombants de 10 à 25 cm. Elles sont de couleur blanche, avec des points jaunes à la base (Foidl *et al*, 2001) ; odorantes ; hermaphrodites, irrégulières, pentamères (symétriques et lancéolés) ; 5 pétales inégaux (minces et spatulés) ; 5 étamines jaunes, 5 staminodes ; ovaire à 1 loge (Foidl *et al*, 2001; Eyog Matig *et al.*, 2006).



Fig. 17: fleurs du *Moringa oleifera* Lam. (Costa, 2018)

- **Fruits**

Les fruits sont faits des gousses à trois lobes, mesurent de 20 à 60 cm de longueur. Chaque gousse contient entre 12 et 35 graines (Foidl *et al*, 2001).



Fig. 18: fruits du *Moringa* (boutique végétale, 2022)

- **Graines**

Les graines sont rondes, avec une coque marron semi-perméable. La coque présente trois ailes blanches et renferme une amande (Verma et Nigam 2013). Un arbre peut produire 15000 à 25000 graines par an. Une graine pèse en moyenne 0,3 g et la coque représente 25% du poids de la graine (Makkar et Becker, 1997).



**Fig. 19:** graines du *Moringa oleifera* Lam. (Isabelle, 2019)

- **Racines**

Le système racinaire est de structure tubulaire, il est formé d'un pivot central qui peut s'enfoncer dans le sol jusqu'à 1,30 m de profondeur ; ce qui lui vaut sa grande résistance à la sécheresse. Des racines secondaires se ramifient ensuite latéralement à partir de cette dernière jusqu'à constituer une chevelure dense (Rosa, 1993).



**Fig. 20:** Racines du *Moringa oleifera* Lam. (Hamad, 2022)

### III.5. Exigences environnementales du *Moringa oleifera* Lam.

*Moringa oleifera* est une plante qui s'adapte à des milieux différents. Cependant, certaines conditions du milieu favorisent son épanouissement. Le *Moringa oleifera* pousse dans tous les pays tropicaux et subtropicaux présentant des caractéristiques environnementales particulières, à savoir un climat tropical ou subtropical sec à humide, avec des précipitations annuelles de 760 à 2500 mm et une température entre 18 et 28 ° C. Il pousse dans n'importe quel sol type, mais il préfère des sols limoneux, sableux ou sablo-limoneux, avec un pH compris entre 4,5 et 8, à une altitude allant jusqu'à 2000 m (Palada, 1996 ; Nouman *et al.*, 2014).

### III.6. Production et culture du *Moringa oleifera* Lam.

*Moringa oleifera* est l'espèce la plus largement cultivée au monde. Le développement du *Moringa oleifera* se fait de deux manières principales: par semis ou par bouturage. La méthode de semis direct est suivie, car elle présente un taux de germination élevé entre 80 à 90% pour des conditions de stockage idéales (3 °C, 5 à 8 % d'humidité).

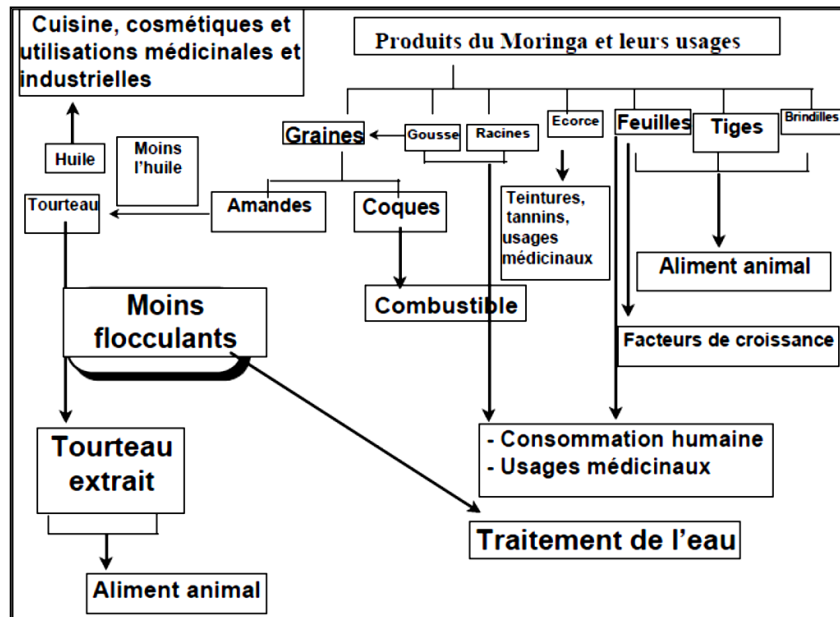
En effet, les graines de *Moringa* germent en 5 à 12 jours suivant l'ensemencement et peuvent être implantées à une profondeur de 2 cm dans le sol (Leone *et al.*, 2015; Gopalakrishnan *et al.*, 2016). Lorsque le semis se fait en pépinière, les plants peuvent être transplantés lorsqu'ils atteignent environ 30 cm de longueur (3 à 6 semaines après la germination) (Ojiako *et al.*, 2011). Cependant, il faut faire très attention lors de la transplantation, car les racines pivotantes sont tendres et ont tendance à être affectées. L'arbre peut également être cultivé à partir de boutures de 1 m de long et de 4 à 5 cm de diamètre (Gopalakrishnan *et al.*, 2016). Les arbres cultivés à partir de graines développent des racines plus longues (un avantage pour la stabilisation et accès à l'eau) par rapport à celles qui sont cultivées à partir de boutures ayant des racines beaucoup plus courtes et elles ont tendance à être sensibles à la sécheresse et aux vents (Animashaun, 2013; Gopalakrishnan *et al.*, 2016).

### III.7. Utilisation du *Moringa oleifera* Lam.

*Moringa oleifera* est considéré comme l'un des arbres les plus utiles au monde, car presque toutes les parties végétales du *Moringa* sont traditionnellement utilisées dans plusieurs domaines : médicinale, nutritionnelle et environnementale ainsi qu'industrielle, mais les feuilles sont généralement les plus utilisées (Popoola et Obembe, 2013 ; Sivasankari *et al.*, 2014; Khalafalla *et al.*, 2010).

*Moringa oleifera* est un arbre étonnant, très généreux dont toutes ses différentes parties contiennent un profil de minéraux importants et elles sont une bonne source de protéines, vitamines A et D, les acides aminés essentiels, ainsi que les antioxydants connus, tels que  $\beta$ -carotène, vitamine C et flavonoïdes et une grande variété de composés phénoliques (Bennett *et al.*, 2003 ; Mbikay, 2012 ; Anwar *et al.*, 2007), dont toutes ces parties peuvent être employées par une multitude de moyens (Figure, 21)





**Fig. 21:** Principales utilisations des différents organes du *Moringa oleifera* Lam. (Foidl et al., 2001).

### III.7.1. Alimentation et nutrition humaine

*Moringa oleifera* est considéré comme la plante la plus nutritive connue pour l'homme. Il contient presque tous les éléments nutritifs nécessaires à la vie, grâce à la présence d'une variété de composés phytochimiques essentiels présents dans ses feuilles, gousses et graines. En fait, le *Moringa* fournirait 7 fois plus de vitamine C que les oranges, 10 fois plus de vitamine A que les carottes, 17 fois plus de calcium que le lait, 9 fois plus de protéines que le yaourt, 15 fois plus de potassium que les bananes et 25 fois plus de fer que les épinards (FAREI, 2017; Rockwood et Anderson., 2013).

*Moringa oleifera* est considéré comme un extraordinaire aliment, dont toutes les parties de l'arbre sont comestibles et sont consommées comme légumes depuis longtemps par l'homme (Prabhu et al., 2011). Les feuilles de cette plante sont couramment consommées cuites, comme des épinards, ou préparées en soupe ou en salade (Yang et al., 2006). Les jeunes gousses vertes sont très goûteuses et peuvent être consommées cuites; bouillies comme des haricots ou sous forme de pois tendre (Atakpama et al., 2014). Les graines sèches réduites en poudre sont utilisées comme condiments, elles sont utilisées comme ingrédients dans la confection de plusieurs sauces. Ces graines ont une forte teneur en huile de 30 à 40%, avec une composition en acides gras de haute qualité, c'est-à-dire une teneur élevée en acide oléique (> 70%), une huile fine et légère, également comestible



(Rashid *et al.*, 2008; Eyog Matig *et al.*, 2006; Agroconsult Haiti S A, 2016). Les fleurs se consomment comme légume, ou dans des sauces.

L'arbre du *Moringa* a le potentiel d'améliorer la nutrition, dont les feuilles ont été utilisées pour lutter contre la malnutrition, en particulier chez les nourrissons et les mères allaitantes (Moyo *et al.*, 2011; Jed et Fahey, 2005) et de renforcer la sécurité alimentaire (Hsu, 2006). Alors que Les feuilles de *Moringa* ont également une faible valeur calorifique et peuvent être utilisées dans le régime alimentaire des obèses (Gopalakrishnan *et al.*, 2016).

### III.7.2. Médicaments et traitement de maladies humaines

Depuis de siècles, le *Moringa* est utilisé dans le monde entier en médecine traditionnelle, pour divers problèmes de santé, tels que les maladies métaboliques, inflammatoires, infectieuses, parasitaires, tumorales (Tahiliani et Kar, 2000; Siddhuraju et Becker, 2003; Sengupta *et al.*, 2012). La médecine traditionnelle indienne ayurvédique dit que le *Moringa oleifera* peut prévenir 300 maladies et que ses feuilles ont été exploitées à la fois à des fins préventives et à des fins curatives (Ganguly, 2013).

❖ Les feuilles de *Moringa* possèdent un large éventail d'activités biologiques supplémentaires, notamment des actions antioxydantes, protectrices des tissus (foie, reins, cœur, testicules et poumons), analgésiques, antiulcéreuses, antihypertenseurs, radioprotectrices et immunomodulatrices (Stohs et Hartman, 2015). Dans de nombreuses régions d'Afrique, Les feuilles de cette plante sont utilisées comme fortifiant et stimulateur du système immunitaire chez les patients atteints VIH /SIDA (Lipipun *et al.*, 2003 ; Tete–Benissan *et al.*, 2012).

❖ Les racines ont également des propriétés antibactériennes, antifongiques et anti-inflammatoires (Shank *et al.*, 2013). L'écorce de la racine a des vertus médicinales et est utilisée pour la dyspepsie, les maladies des yeux et les problèmes cardiaques (Adejumo et Kolapo, 2012). En revanche, il ne faut jamais utiliser les racines ou l'écorce des racines pour les femmes enceintes.

❖ Les fleurs sont utilisées pour produire des substances aphrodisiaques et pour traiter les inflammations, les maladies musculaires, l'hystérie, les tumeurs et l'hypertrophie de la rate (Anwar *et al.*, 2007 ; Yabesh *et al.*, 2014).

❖ Les gousses sont fibreuses et sont précieuses pour traiter les problèmes digestifs et contrecarrer le cancer du côlon (Oduro *et al.*, 2008).

❖ Enfin, les graines peuvent être utilisées pour traiter les maux d'estomac (soulager les maux d'estomac, les ulcères et faciliter la digestion), la mauvaise vision, les douleurs articulaires, le diabète, l'anémie et hypertension, maux de dents, hémorroïdes, troubles utérins (Popoola et Obembe, 2013; Yabesh *et al.*, 2014).

### III.7.3. Cosmétiques et produits de beauté

Dans le domaine de la cosmétologie, presque toutes les parties de la plante du *Moringa oleifera*, notamment les graines sont employées dans la fabrication des produits comme le savon, les pommades et les huiles, afin de les utiliser dans les soins du corps et des cheveux comme hydratant et revitalisant pour la peau (Stohs et Hartman, 2015). En général, l'huile de graines de cette plante est riche en vitamines A qui aide à bâtir le collagène de la peau, en vitamine C qui réduit les rides et les ridules, en vitamine E et minéraux - potassium, calcium - qui fournissent des propriétés antiseptiques et inflammatoires (Agroconsult Haiti S A, 2016).

### III.7.4. Alimentation animale

Les qualités nutritives du *Moringa* sont excellentes, ce qui en fait une source de fourrage de très bonne qualité pour les animaux (bovins, caprins, ovins...) afin de leur fournir des protéines pouvant favoriser leur développement et améliorer leur santé. Le *Moringa* est une source de fourrage particulièrement intéressante tant en terme économique qu'en termes de productivité (Foidl *et al.*, 2001).

D'après Agroconsult Haiti S A (2016), des expériences réalisées en Amérique centrale montrent que les performances techniques des bovins sont beaucoup plus intéressantes avec une alimentation à base de la plante du *Moringa* que sans ce produit. Les résultats obtenus (tableau 8) sont particulièrement impressionnants à différents niveaux.

**Tableau 4 :** Comparaison de quelques performances zootechniques des bovins avec une alimentation à base ou sans *Moringa*. Source: <http://www.monografias.com/trabajos88/desarrollo-del-morango/desarrollo-delmorango.shtml>

	La production du lait	Augmentation du poids en matières grasses	Le poids à la naissance	Naissance de jumeaux
Avec <i>Moringa</i>	10 litres/ jour	1.200 grs/ jour	23-26 kg	13 pour 20
Sans <i>Moringa</i>	7 litre/ jour	900 grs/ jour	20-22 kg	1 pour 50

### III.7.5. Purification de l'eau

Traditionnellement, quelques feuilles déposées sur l'eau saumâtre rendaient l'eau claire sa pureté ne pouvant toutefois être prouvée (Pico *et al.*, 2011). Actuellement, la purification de l'eau se fait avec les graines du *Moringa*, dont elles sont considérées comme l'un des meilleurs coagulants naturels non toxiques découverts à ce jour (Ndabigengesere et Narasiah, 1998), et peuvent remplacer les produits chimiques dangereux et coûteux tels que le sulfate d'aluminium (Popoola et Obembe, 2013).

Les graines de *Moringa* a la capacité d'éliminer les métaux lourds (tels que le Pb, Cu, Cd, Cr et Ar) de l'eau (Ravikumar, A.K. Sheeja, 2013), et de précipiter les particules organiques et minérales d'une solution (Rockwood *et al.*, 2013 ; Lurling et Beekman, 2010). Les graines de *Moringa* sont très efficaces pour les eaux à turbidité élevée et présentent des effets de coagulation similaires aux coagulants synthétiques comme l'alun (Muyibi et Evison, 1995). L'efficacité de la coagulation de *Moringa oleifera* varie en fonction de la turbidité initiale dont la turbidité peut réduire de 92% à 99% (Muyibi et Evison, 1995) et les boues produites par coagulation/floculation des eaux turbides sont biodégradables et occupent un volume quatre à cinq fois moins important que les boues chimiques issues de l'emploi des coagulants conventionnels (Angelica *et al.*, 2010), ainsi, peuvent être un correcteur de pH (réduction de l'alcalinité) (Anwar *et al.*, 2007).

Les graines ont de *Moringa* ont également des propriétés antimicrobiennes qui inhibent la croissance bactérienne, ce qui implique la prévention des maladies d'origine hydrique. Ces propriétés des graines de *M. oleifera* sont largement applicables pour éviter les maladies et peuvent améliorer la qualité de vie des communautés rurales, car elles sont très abondantes (Gopalakrishnan *et al.*, 2016).

### III.7.6. Fertilisation des cultures et biostimulant

Les feuilles de *Moringa* produisent un humus riche en phosphore et en azote qui fertilise les sols, ainsi elles sont riches en zéatine (hormone de croissance végétale appartient au groupe des cytokinines), dont les feuilles peuvent être utilisées comme stimulateur naturel de croissance des plantes; et peuvent augmenter le rendement des cultures de 25 à 30 % (Fuglie, 2005 ; Leone *et al.*, 2015). Tandis que, le tourteau de graines séchées du *Moringa* peut être utilisé comme engrais naturel à haute teneur en azote (Agroconsult Haiti S A, 2016).

**III.7.7. Pesticides**

Les extraits de feuilles et de graines présentent une activité biopesticide, efficace contre les larves et les adultes de *Trigoderma granarium* et peuvent réduire l'incidence des champignons sur les graines d'arachide (Ashfaq *et al.*, 2012), ainsi, peuvent limiter les maladies liées aux semences surtout dans les sols humides. (Agroconsult Haiti S A, 2016).

**III.7.8. Apiculture**

En général, les fleurs du *Moringa* sont une excellente source de nectar et sont utilisées par les apiculteurs. Le miel obtenu est clair ; l'odeur et le goût sont très appréciés pour les consommateurs (Agroconsult Haiti S A, 2016).

**III.7.9. Industrie**

L'une des applications intéressantes des graines de *Moringa* est leur utilisation comme biomasse pour production de biodiesel. Le biodiesel peut remplacer l'huile dérivée du pétrole (pétrodiesel), sans soufre ni composé aromatique et avec une émission plus faible de monoxydes, d'hydrocarbures et de particules (Leone *et al.*, 2015).

*Moringa oleifera* possède d'autres utilisations ; par exemple, l'écorce, le bois et les pulpes de la graine de *Moringa* sont utilisés dans la fabrication de cordes, de papier et de carton, de la teinture bleue et de la gomme pour tannage et pour la production d'alcool. Les feuilles sont utilisées dans la production de biogaz. Le bois peut être utilisé comme bois de chauffage et donc servir à la cuisson de la nourriture ; il peut produire 4600 Kcal / kg (Rashid *et al.*, 2008; Agroconsult Haiti, 2016).

# **Etude expérimentale**

# CHAPITRE I

---

*Matériel et méthodes*

## I.1. Site d'étude

L'expérimentation a été réalisée dans une serre en verre non contrôlée, au sein de l'atelier agricole de l'université Abdelhamid Ibn Badis-Mostaganem, situé à mazagran environ 5 km de la ville de Mostaganem, entre 35°35'35" de l'altitude et 0°4',44" de longitude.



**Fig. 22 :** Site expérimental de l'Université de Mostaganem

L'essai de germination et les analyses des paramètres étudiés ont été effectuées au niveau du laboratoire de recherche « Biodiversité et conservation des eaux et des sols » de l'université Abdelhamid Ibn Badis-Mostaganem.

## I.2. Choix de l'espèce végétale

La plante *Moringa oleifera* Lam., fait partie de la famille de Moringaceae, elle a été choisie en raison de son utilisation dans la dépollution de l'eau, les graines de cette plante peuvent être utilisées comme un coagulant naturel pour éliminer les métaux lourds tels que le Pb, Cu, Cd, Cr et Ar de l'eau (Ravikumar et Sheeja, 2013). De plus, cette plante présente de nombreuses propriétés: croissance rapide, biomasse végétale importante, résistante à la sécheresse grâce à ses racines tubéreuses. Elle possède un potentiel important d'accumulation des métaux lourds.

Les graines de *Moringa oleifera* Lam. utilisées proviennent d'Oued Alleug wilaya de Blida des arbres âgés de 5 ans, récoltées à la fin de la période de la fructification, en novembre 2017. Les arbres de *Moringa* issus des graines d'origine de Sénégal, poussant dans des conditions naturelles.



**Fig. 23:** Graines de *Moringa oleifera* Lam.

### 1.3. Conduit de l'essai

#### 1.3.1. Préparation du substrat de culture

Le milieu de culture utilisé est composé de 90% de sable des dunes, ramené du littoral de Sablette- Mostagnem et 10% de terreau.

**Tableau 5 :** Caractéristiques du terreau

Caractéristiques	Valeurs
<b>pH</b>	5.2 - 6.0
<b>N (mg/l)</b>	110 - 250
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> (mg/l)</b>	60 - 140
<b>K<sub>2</sub>O (mg/l)</b>	120 - 280
<b>CE (μ/cm)</b>	300 -370
<b>Texture</b>	Fine

Le sable a subi plusieurs opérations de préparation avant son utilisation, en premier lieu, il a été tamisé à l'aide d'un tamis à maille de 2 mm pour éliminer les débris végétaux et animaux et pierres. Ensuite, il a été lavé trois fois à l'eau de robinet pour éliminer l'excès du chlore de sodium, puis, il a été traité à l'acide chlorhydrique pour éliminer les carbonates, les chlorures. Le sable a été rincé abondamment à l'eau distillée afin d'éliminer toutes traces de l'acide chlorhydrique. Enfin, il a été séché à l'air libre.





1. Tamisage 2. Rinçage à l'eau de robinet 3. Traitement à l'acide chlorhydrique 4. Séchage à l'air libre

**Fig. 24:** Préparation du substrat de culture de *Moringa oleifera* Lam.

### I.3.1.1. Caractérisation physico-chimique et biologique du substrat de culture

Des analyses chimique, physico-chimique et biologique (tableau 6) du substrat de culture ont été réalisées au niveau du laboratoire d'analyse du sol INSID, El Matmar, Relizane.

**Tableau 5 :** Caractéristiques physico-chimique et biologique du substrat de culture.

Caractéristique	Valeur
pH eau	8.27
CEd 1/5 (dS/m)	0.319
CaCO <sub>3</sub> Total (%)	16.55
MO (%)	3.49
N total (%)	0.17
CEC (meq/100g)	8.25
Ca <sup>++</sup> (meq/100g)	1.53
Mg <sup>++</sup> (meq/100g)	3.03
K <sup>+</sup> (meq/100g)	0.27
Na <sup>+</sup> (meq/100g)	1.03
Argile (%)	2.02
Limon (%)	2.29
Sable (%)	95.69
Classe textural	Sableux
Pb (mg/g)	45,655 ppm

Les résultats d'analyses physico-chimique et biologique du substrat de culture (Tableau 5) montrent que le sol a une texture sableuse avec un pH moyennement alcalin et une conductivité électrique (Ced 1/5) faible (Ced 1/5 < 0.6 dS/m, sol non salé). Il présente une teneur moyenne en matière organique, une capacité d'échange cationique (CEC) faible et un taux légèrement élevé de calcaire. De plus, le substrat est riche en azote.

### I.3.2. Préparation des graines de *Moringa oleifera* Lam.

Les graines choisies ont subi deux étapes essentielles avant la mise en germination :

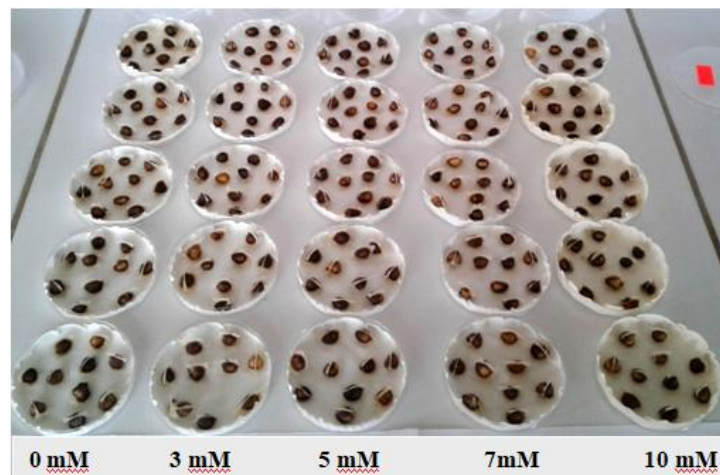
➤ **Stérilisation** : les graines de *Moringa* ont été triées et désinfectées par un lavage avec de l'hypochlorite de sodium pendant cinq minutes pour éliminer tous agents pathogènes (champignons, bactéries...), puis rincées trois fois à l'eau distillée dans le but de supprimer toutes traces de l'hypochlorite de sodium.

➤ **Trempage** : pour faciliter et homogénéiser la germination, Les graines ont été trempées dans de l'eau distillée pendant 24 h, la pénétration d'eau dans la graine est exprimée par le gonflement de cette dernière.

### I.3.3. Essai de germination

#### I.3.3.1. Germination dans des boîtes de Pétri

Les graines de *Moringa* désinfectées et imbibées ont été mises à germer dans des boîtes de Pétri en plastique de 9 cm de diamètre contenant deux couches de papier filtre à raison de 10 graines par boîte et 5 répétitions par traitement. Chaque boîte de Pétri reçoit 10 ml de l'eau distillée pour les graines témoins (0 mM) et le même volume de différentes concentrations du plomb (3, 5, 7, et 10 mM) pour les graines traitées, ensuite, les boîtes de Pétri ont été déposées à l'obscurité dans l'étuve à une température 27 °C et suivies toutes les 24 h pendant 15 jours.



**Fig. 25:** Germination des graines de *Moringa oleifera* Lam. dans des boîtes de Pétri.

### I.3.3.2. Germination dans des alvéoles

L'expérimentation a été réalisée au laboratoire de biodiversité et conservation des eaux et des sols, Le semis des graines de *Moringa* stériles et imbibées est réalisé dans des alvéoles contenant du terreau pour la production des plantules. Les graines sont arrosées avec de l'eau distillée, dont l'arrosage est effectué sous forme de gouttelettes afin d'éviter le déchaussement des graines.



Fig. 26 : Semis des graines de *Moringa oleifera* Lam.

### I.3.4. Repiquage des plantules de *Moringa oleifera* Lam.

Après un mois de germination, les alvéoles contenant les plantules de *Moringa* ont été déplacés à la serre de l'atelier agricole de Mazagran afin de repiquer les plantules dans des cylindres en plastique d'un diamètre de 20 cm et une profondeur de 50 cm, tapissés au fond par une couche fine du gravier pour assurer le drainage, remplis avec 10 kg de substrat préparé, à raison d'un plant par cylindre (fig. 27). De plus, la culture sous serre permet de travailler dans des conditions semi ou non contrôlées qui sont plus proches aux conditions naturelles (au champ) que la culture in vitro.



Fig. 27 : Repiquage des plantules de *Moringa oleifera* Lam.

### 1.3.5. Mesure de la capacité de rétention en eau

La capacité de rétention correspond à la quantité d'eau retenue, après 24 heures de décantation de l'eau, par un sol préalablement gorgé d'eau. La capacité de rétention du substrat de culture est 1400 ml.

### 1.3.6. Arrosage

L'arrosage des plantes a été effectué trois fois par semaine deux fois par l'eau distillée et une fois par la solution nutritive "Activeg puissance 20" (**Tableau 7**), pour maintenir les cylindres à leur capacité au champ, pendant deux mois et jusqu'à l'application du stress métallique.

**Tableau 7:** Composition de la solution nutritive "Activeg"

Eléments majeurs (g/l)	
<b>Azote (N)</b>	200
<b>Phosphore (P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>)</b>	200
<b>Potassium (K<sub>2</sub>O)</b>	200
Oligoéléments (g/l)	
<b>Magnésium (MgO)</b>	4
<b>Fer EDTA (Fe)</b>	0.65
<b>Manganèse (Mn)</b>	0.65
<b>Molybdène (Mo)</b>	0.05
<b>Souffre (SO<sub>3</sub>)</b>	8
<b>Cuivre (Cu)</b>	0.06
<b>Zinc (Zn)</b>	0.3
<b>Bore (B)</b>	0.3

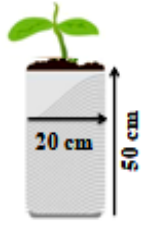
























### 1.3.7. Application du stress par le plomb

Après deux mois de repiquage, les plantes sont soumises à cinq doses de solutions stressantes au plomb sous forme de nitrate de plomb (Pb(NO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) (0, 3, 5, 7 et 10 mM), cinq répétitions ont été réalisées pour chaque dose. Le stress a été appliqué une fois par semaine pendant quinze jours. Les plantes témoins ont été arrosées avec l'eau distillée, tandis que, les plantes traitées ont été arrosées avec la solution stressante de Pb à différentes concentrations (0,3, 5, 7 et 10 mM).

## I.3.7.1. Dispositif expérimental

L'expérimentation comporte 5 doses de plomb (0, 3, 5, 7 et 10 mM) avec 5 répétitions (R) pour chaque niveau. Les cylindres ont été disposés aléatoirement en 5 groupes dont chaque groupe contenant les cinq doses de Pb (0, 3, 5, 7 et 10 mM).

Tableau 8: Dispositif expérimental.

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4	Groupe 5
				
0 mM - R4	5 mM- R3	3 mM - R1	10 mM- R5	7 mM- R5
				
7 mM - R4	3 mM- R2	10 mM - R4	5 mM- R4	0 mM- R3
				
3 mM - R3	7 mM- R1	0 mM - R5	7 mM- R3	10 mM- R2
				
10 mM - R1	0 mM- R1	5 mM - R1	3 mM- R4	3 mM- R5
				
5 mM - R5	10 mM- R3	7 mM - R2	0 mM- R2	5 mM- R2

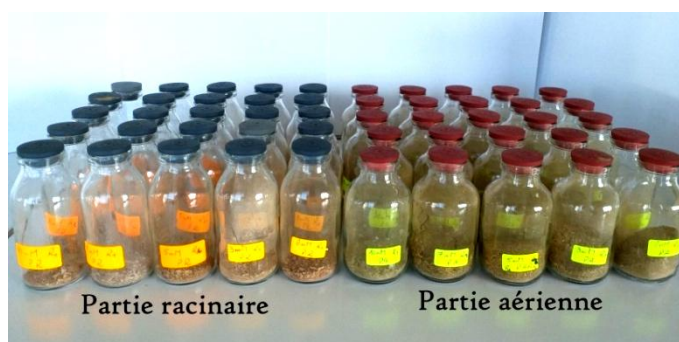
Remarque : R: répétition

### I.3.8. Récolte des plantes de *Moringa oleifera* Lam.

#### I.3.8.1. Prélèvement et préparation du matériel végétal pour les analyses

À la fin de l'expérimentation, les plantes ont été déterrées de leur substrat soigneusement, puis rincées abondamment avec l'eau de robinet et transvasées individuellement dans des sachets afin de les amener au laboratoire. Les différentes parties de la plante (aériennes et souterraine) ont été séparées, dont les racines ont été rincées successivement avec de l'eau distillée en assurant d'éliminer toute particule de sol.

Les différents organes séparés ont été enveloppés à l'aide du papier aluminium et séchés dans une étuve à une température de 80 °C pendant 72 h. Les échantillons obtenus ont été broyés à l'aide d'un mortier en porcelaine, qui a été mise par la suite dans des piluliers hermétiquement fermés avec des bouchons plasma ; le tout a été conservé pour la suite des analyses.



**Fig. 28 :** Piluliers contenant la matière sèche de la partie aérienne et racinaire de *Moringa oleifera* Lam.

#### I.3.8.2. Préparation du substrat de culture après la récolte des plantes pour le dosage du Pb

Après la récolte des plantes, le substrat a été séché à l'air libre pendant une semaine. Le sol a été ensuite tamisé avec un tamis à 2 mm de diamètre de mailles afin d'obtenir un substrat homogène.



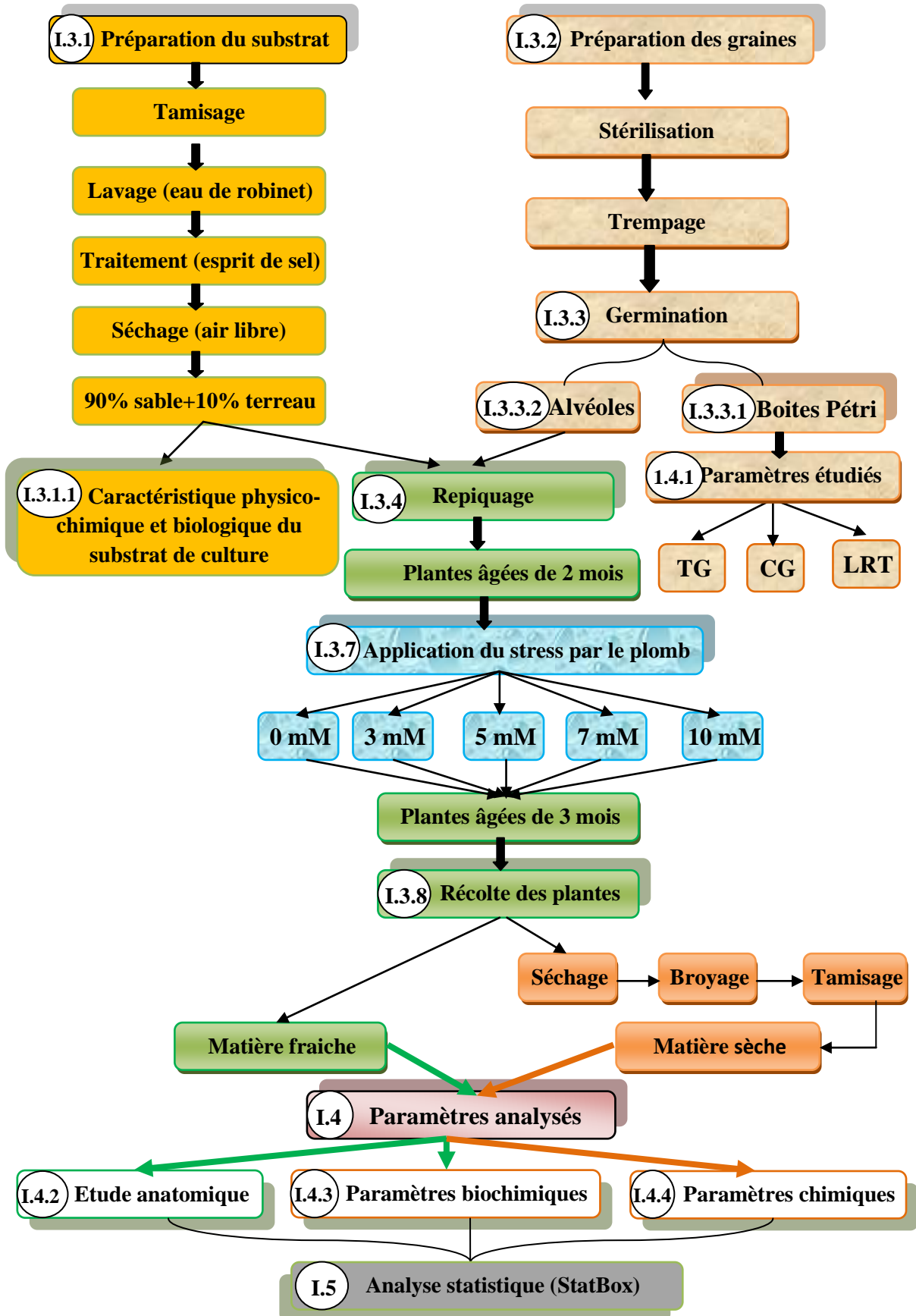


Fig. 29: Organigramme présentant le protocole expérimental de l'effet du Pb sur *Moringa oleifera* Lam.

## **I.4. Paramètres analysés**

### **I.4.1. Paramètres de germination**

#### **I.4.1.1. Taux de germination final (TG)**

Une graine est considérée germée lorsque la radicule a percé l'enveloppe et est devenue visible à l'œil nu, selon la définition de Come (1970). Et le taux final de germination est calculé selon le rapport suivant :

$$\text{TG \%} = \frac{N_x}{N_t} * 100$$

Où, **TG** : Taux final de germination ; **N<sub>x</sub>** : nombre de graines germées ; **N<sub>t</sub>** : nombre total des graines mises à germer.

#### **I.4.1.2. Cinétique de la germination (CG)**

Il est exprimé par le pourcentage de graines germées chaque jour par rapport au nombre total de graines par boîte de Pétri (%) (Mazliak, 1981).

#### **I.4.1.3. Longueur de la radicelle et de la tigelle (LRT)**

Elle a été mesurée à l'aide d'une règle graduée, de six graines par boîte tous les 2 jours pendant 15 jours pour évaluer la croissance de la plante vis-à-vis au stress. Les mesures de ce paramètre sont effectuées à partir du 4<sup>ème</sup> jour de l'expérimentation jusqu'à la fin de l'essai (15<sup>ème</sup> jour).

### **I.4.2. Paramètre anatomique**

L'étude anatomique consiste à réaliser des fines coupes à mains levées, transversales de tiges et de racines, à l'aide d'une lame de rasoir puis les colorer par la technique de la double coloration de Mirande (coloration par le carmin et le vert d'iode ou le vert de méthyle et le rouge Congo) selon la méthode citée par Marche-Marohad (1965). Cette méthode permet de colorer spécifiquement les parois cellulaires en fonction de leur composition chimique. Après un rinçage avec de l'eau distillée, les coupes histologiques ont été étalées entre lame et lamelle pour observation au microscope optique muni d'une tablette, aux grossissements 40, 100 et 400.

Les tissus lignifiés et tubérisés apparaissent vert jaune, les tissus cellulodiques violets; parfois les tissus sont bleus au faible grossissement dans le cas de tissus de réserve.



### I.4.3. Paramètres biochimiques

#### I.4.3.1. Teneur en chlorophylle

La teneur en chlorophylle (chlorophylle a, chlorophylle B, chlorophylle totale (a+b)) est déterminée selon la méthode de Lichtenthaler, (1987) et Shabala *et al.*, (1998) au niveau des jeunes feuilles de différentes plantes de *Moringa* (plantes témoins et plantes traitées avec différentes doses de Pb).

Les concentrations en chlorophylles A, B, totale exprimées en  $\text{mg.g}^{-1}$  de matière fraîche, sont calculées par les équations de (Wang *et al.*, 2010):

- **Chlorophylle a** =  $12,7 \times \text{DO}_{663} - 2,59 \times \text{DO}_{645}$
- **Chlorophylle b** =  $22,9 \times A_{645} - 4,68 \times \text{DO}_{663}$
- **Chlorophylle totale** = chl a + chl b

#### I.4.3.2. Teneur en protéines totales

Le dosage des protéines totales est effectué selon la méthode de Bradford (1976), dont le bleu brillant de Coomassie G250 (BSA) est utilisé comme réactif et le sérum d'albumine bovine (BSA) comme standard. La lecture de la densité optique est faite à l'aide d'une spectrophotométrie UV à longueur d'onde de 595 nm et la quantité des protéines totales est exprimée en mg/g de matière fraîche.

#### I.4.3.3. Teneur en sucres solubles

La méthode utilisée pour le dosage des sucres solubles, dans les feuilles et les racines des plantes, est celle de Dubois (1956). La lecture de l'absorbance est faite à 490 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV. La concentration des protéines totales est exprimée en milligramme par gramme du poids de la matière sèche (mg/gMS).

#### I.4.3.4. Teneur en proline

La technique retenue pour doser la proline est celle utilisée par Troll et Lindesly (1955), simplifiée et mise au point par Dreier et Goring (1974) et modifiée par Monneveux et Nemmar (1986). La concentration de la proline est exprimée par mg/g MS, dont la densité optique est réalisée à l'aide d'un spectrophotomètre UV à la longueur d'onde de 528 nm.

### **I.4.3.5. Teneurs en antioxydants**

#### **I.4.3.5.1. Teneur en polyphénols totaux**

Les composés phénoliques totaux dans les différents extraits sont dosés selon la méthode de Singleton *et al.* (1999), dont le Folin-Ciocalteu est utilisé comme un réactif. La lecture de la densité optique est faite à l'aide d'un spectrophotomètre UV à 760 nm.

La concentration des polyphénols totaux est déduite à partir de l'équation de régression de la gamme d'étalonnage établie avec l'acide gallique et elle est exprimée en mg d'équivalent d'acide gallique par gramme d'extrait (mg EAG/g d'extrait)

#### **I.4.3.5.2. Teneur en flavonoïdes**

La teneur en flavonoïdes totaux est réalisée par la méthode de trichlorure d'aluminium (AlCl<sub>3</sub>) (Bahroun *et al.*, 1996). L'absorbance est lue à partir du spectrophotomètre UV à 430 nm.

La concentration des flavonoïdes est calculée à partir d'une gamme d'étalonnage établie avec la quercétine et elle est exprimée en milligramme d'équivalent de quercétine par gramme d'extrait (mg EQ/g d'extrait).

#### **I.4.3.5.3. Test de l'activité antioxydante par l'effet scavenger du radical DPPH**

L'activité antiradicalaire des différents extraits est estimée par la méthode décrite par Ammar *et al.*, (2009) qui utilise le DPPH (diphényl picryl-hydrazyl) comme un radical libre relativement stable. La lecture de l'absorbance est faite à 517 nm.

L'activité antioxydante a été exprimée en % de DPPH, selon l'équation ci-dessous:

$$\% \text{d'activité antiradicalaire} = [(\text{Abs contrôle} - \text{Abs échantillon}) / \text{Abs contrôle}] \times 100$$

### **I.4.4. Paramètres chimiques**

#### **I.4.4.2. Dosage du Pb accumulé par la plante**

La détermination de la quantité du plomb accumulée par la plante du *Moringa oleifera* Lam. a été réalisée au niveau de laboratoire de biodiversité et conservation des eaux et des sols, selon la méthode décrite par Sasmaz et Obek (2009), et le dosage de ce métal a été déterminé par spectrophotomètre d'absorption atomique (Shimadzu AA-7000) à 283,3 nm avec une flamme air-acétylène au niveau de laboratoire de mesure de l'université Abdelhamid Ben Badis (ITA) Mostaganem.

La quantité du plomb accumulée par les plantes est exprimée en ppm (MS) selon la formule de Estefan *et al.*, (2013).

$$\text{Concentration du métal (mg/g)} = \frac{[\text{Pb}]_{\text{lue par SAA}} * v}{\text{PS}}$$

**Dont, [Pb]** : concentration de plomb, **V** : le volume final d'ajustement après digestion, **PS** : le poids sec de l'échantillon pris pour la digestion.

#### I.4.4.3. Facteur de translocation et bioaccumulation de plomb par les plantes

Le facteur de translocation (TF) correspond à la concentration des ETM dans les parties aériennes par rapport à la concentration des ETM dans les parties racinaires (McGrath et Zhao, 2003). Tandis que, le facteur de bioaccumulation (FBA) est le rapport entre la concentration en ETM accumulée par la plante et la concentration en ETM dans le sol (Chen *et al.*, 2011).

Ces facteurs sont calculés selon les équations suivantes (Yadav *et al.*, 2009):

$$\text{❖ Facteur de bioconcentration : } \text{FBC}_{\text{Pb}} = \frac{[\text{Pb}]_{\text{plante (mg/kg)}}}{[\text{Pb}]_{\text{sol (mg/kg)}}}$$

$$\text{❖ Facteur de translocation : } \text{FT} = \frac{[\text{Pb}]_{\text{Partie aérienne}}}{[\text{Pb}]_{\text{Partie racinaire}}}$$

Les valeurs des facteurs de translocation et de bioaccumulation jouent un rôle clé pour déterminer la capacité d'une espèce végétale à remédier des sols contaminés par des métaux. Les espèces végétales qui possèdent les deux facteurs (FBC et FT>1) ont la capacité de transférer et stocker des métaux dans leurs parties aériennes (tige, feuilles, etc.) et sont appropriées pour la phytoextraction. En outre, les espèces végétales avec (FBC>1 et FT<1) ont le potentiel d'accumuler des concentrations élevées des métaux dans leurs racines et sont utilisées pour la phytostabilisation (Gagan Preet, 2017).

#### I.5. Analyse statistique

Les résultats de germination obtenus ont fait l'objet d'une analyse statistique par le logiciel R version 3.5.2 (2018-12-20), et les résultats des paramètres biochimiques et chimiques obtenus sont traités statistiquement à l'aide du logiciel Statbox. Version 6.4, dont. L'analyse de variance ANOVA à un facteur est réalisée selon le test de Newman-Keuls, dont le seuil de probabilité est 5%.

**I.6. Précautions adoptées relatives au plomb**

Le plomb est un métal toxique qui nécessite une prudence durant la manipulation dans le laboratoire. Le port des gants et de masque est obligatoire surtout lorsque le plomb est sous forme de poudre. Tous les déchets (solides et/ou liquides) contaminés par le plomb doivent être traités comme des produits dangereux.

# CHAPITRE II

---

*Résultats & discussion*

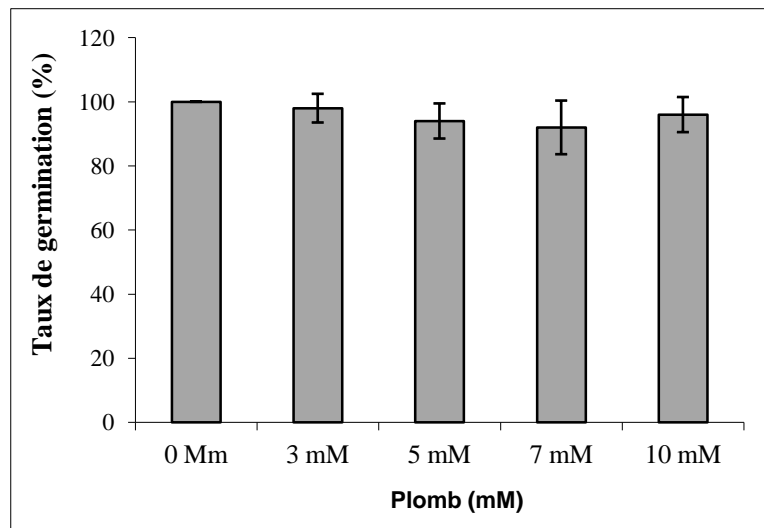
## II.1. Résultats

### II.1.1. Effet du plomb sur la germination du *Moringa Oleifera* Lam.

#### II.1.1.1. Effet du plomb sur le taux de germination

Les résultats obtenus montrent une diminution du taux de germination du *Moringa Oleifera* Lam. en fonction de l'augmentation des doses de Pb appliquées. Les valeurs du taux de germination enregistrées sont 98, 94, 92 et 96% respectivement avec les doses 3, 5, 7 et 10 mM du Pb comparativement au témoin, dont le taux de germination est 100%.

L'analyse statistique montre que l'effet de Pb sur le taux de germination de la plante est non significatif.



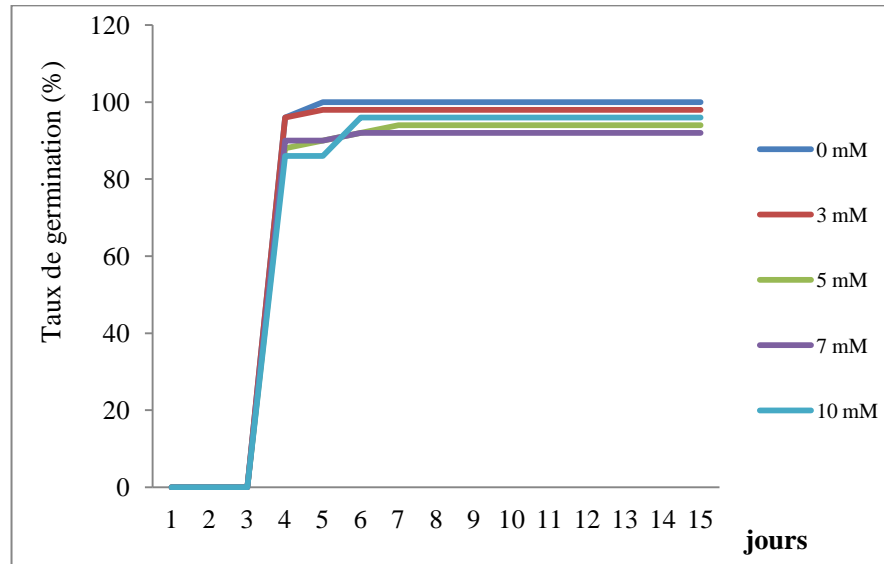
**Fig. 30** : Effet du plomb sur le taux de germination des graines du *Moringa Oleifera* Lam.

#### II.1.1.2. Effet du plomb sur la cinétique de germination

Les graines du *Moringa Oleifera* Lam. commencent à germer à partir du 4<sup>ème</sup> jour, avec un taux de germination plus de 80% en présence et en absence du plomb. En effet, les graines témoins et les graines traitées avec 3 mM du plomb germent dès le 4<sup>ème</sup> jour et atteignent 96% du taux de germination pour les deux doses 0 et 3 mM du Pb, la germination s'achève au cinquième jour avec un taux de germination de 100 et 98% respectivement pour les graines traitées avec 0 et 3 mM du Pb. Cependant, Les graines traitées à 5 mM du Pb évoluent lentement jusqu'au 7<sup>ème</sup> jour pour atteindre un taux final de germination de 94%. Alors que, les graines traitées à 7 et 10 mM du Pb atteignent un taux de germination final de 92 et 96% respectivement pour les doses 7 et 10 mM après le

6<sup>ème</sup> jour de la mise en germination, on note par la suite que le taux de germination reste constant jusqu'au quinzième jour (Fig. 31).

L'analyse statistique révèle que le plomb n'a aucun effet significatif sur la cinétique du taux de germination du *Moringa Oleifera* Lam.

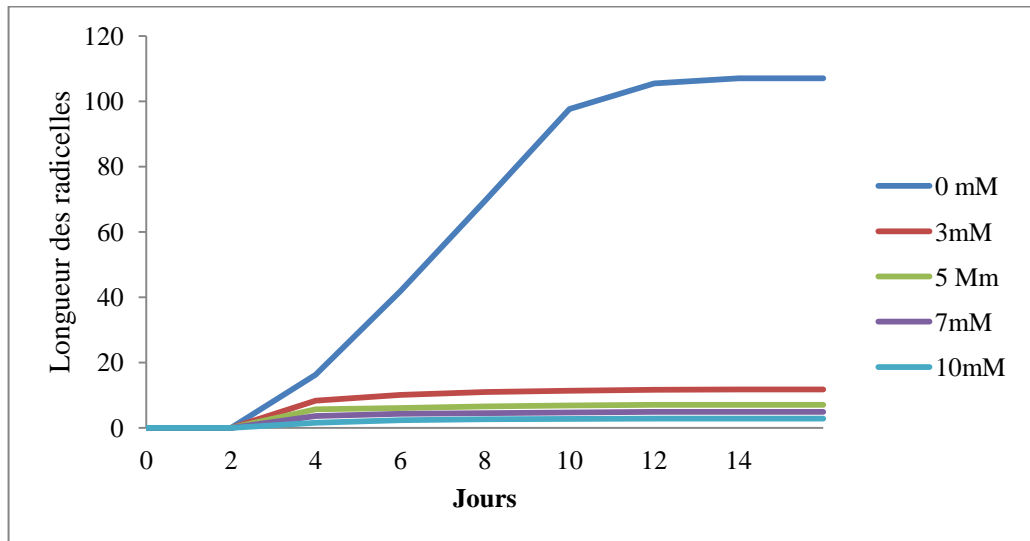


**Fig. 31:** Effet du plomb sur la cinétique de germination des graines du *Moringa Oleifera* Lam.

### II.1.1.3. Effet du plomb sur la longueur des racinelles

Les résultats obtenus montrent une diminution des longueurs des racinelles du *Moringa Oleifera* Lam. au fur et à mesure que la dose du plomb appliquée augmente. Les longueurs maximales ont été enregistrées chez les plantes témoins, avec une valeur de 107 mm, alors qu'on a enregistré des valeurs de 11.8, 7.0, 4.9, et 2.8 mm de longueur respectivement pour les doses 3, 5, 7 et 10 mM de Pb. Cependant, l'allongement se poursuit jusqu'au dixième jour pour se stabiliser au douzième jour pour l'ensemble des traitements.

L'analyse statistique révèle un effet hautement significatif de Pb sur la longueur des racinelles du *Moringa Oleifera* Lam.



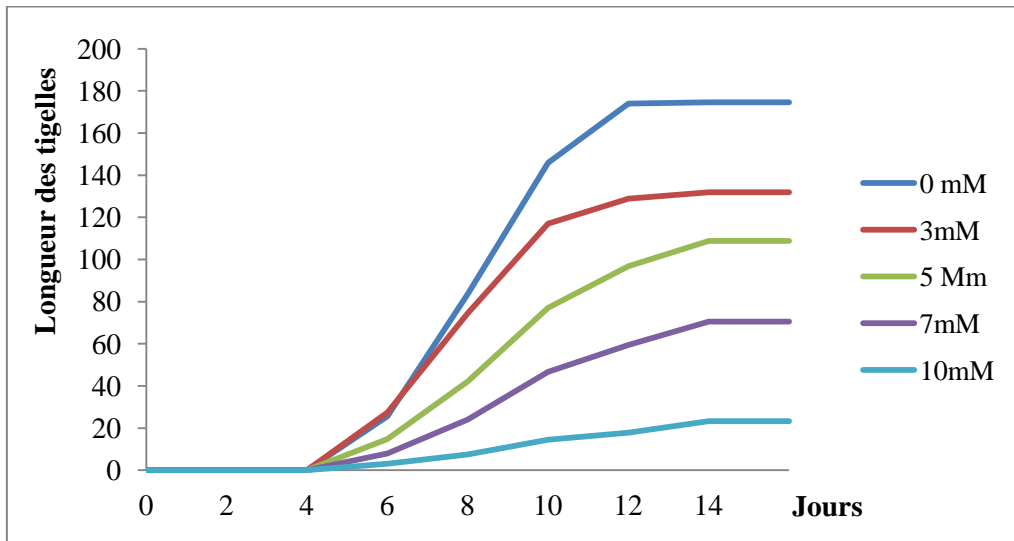
**Fig. 32:** Effet du plomb sur la cinétique des Longueurs des racines du *Moringa Oleifera* Lam.

#### II.1.1.4. Effet du plomb sur la longueur des tiges

Les résultats obtenus montrent que l'application du stress au plomb dans le milieu de culture des graines du *Moringa oleifera* Lam. provoque une réduction de la longueur des tiges de cette dernière avec l'accroissement des doses du plomb appliquée, dont cette réduction est plus importante à la dose 7 et 10 mM de Pb comparativement aux autres doses (0, 3 et 5 mM), où on a enregistré au dixième jour les longueurs suivantes : 174.6, 131.8, 108.7, 70.5, 23.4 mm respectivement avec les doses 0, 3, 5, 7 et 10 mM du Pb. L'allongement des tiges se poursuit jusqu'au dixième jour pour se stabiliser au douzième jour pour l'ensemble des traitements du plomb. (**Fig. 33**).

L'analyse de variance de l'effet du Pb sur la longueur des tiges du *Moringa Oleifera* Lam. est hautement significatif.





**Fig. 33 :** Effet du plomb sur la cinétique de la Longueur des tiges du *Moringa Oleifera* Lam.

## II.1.2. Paramètres anatomiques

### II.1.2.1. Effet du plomb sur l'anatomie de la tige du *Moringa oleifera* Lam.

L'observation microscopique des coupes transversales (fig. 34) de la tige de *Moringa oleifera* Lam., montre des altérations anatomiques considérables dans le nombre et la taille des cellules de différents tissus de la tige des plantes stressées avec 3, 5, 7 et 10 mM de Pb par rapport au témoin. La réduction du diamètre de la tige des plantes stressées au plomb est l'une des principales altérations observées, en raison de la diminution de l'épaisseur de l'écorce et du cylindre central particulièrement chez les plantes traitées avec 7 et 10 mM de Pb. Une diminution également de tissus du cortex et de sclérenchyme ainsi une réduction du nombre et de dimensions des vaisseaux du xylème, en particulier le diamètre du métaxylème chez les plantes traitées avec 5, 7 et 10 mM de Pb. Contrairement au xylème, le tissu du phloème est apparu étendu et désorganisé chez les plantes stressées avec les doses croissantes du plomb comparativement aux plantes témoins.

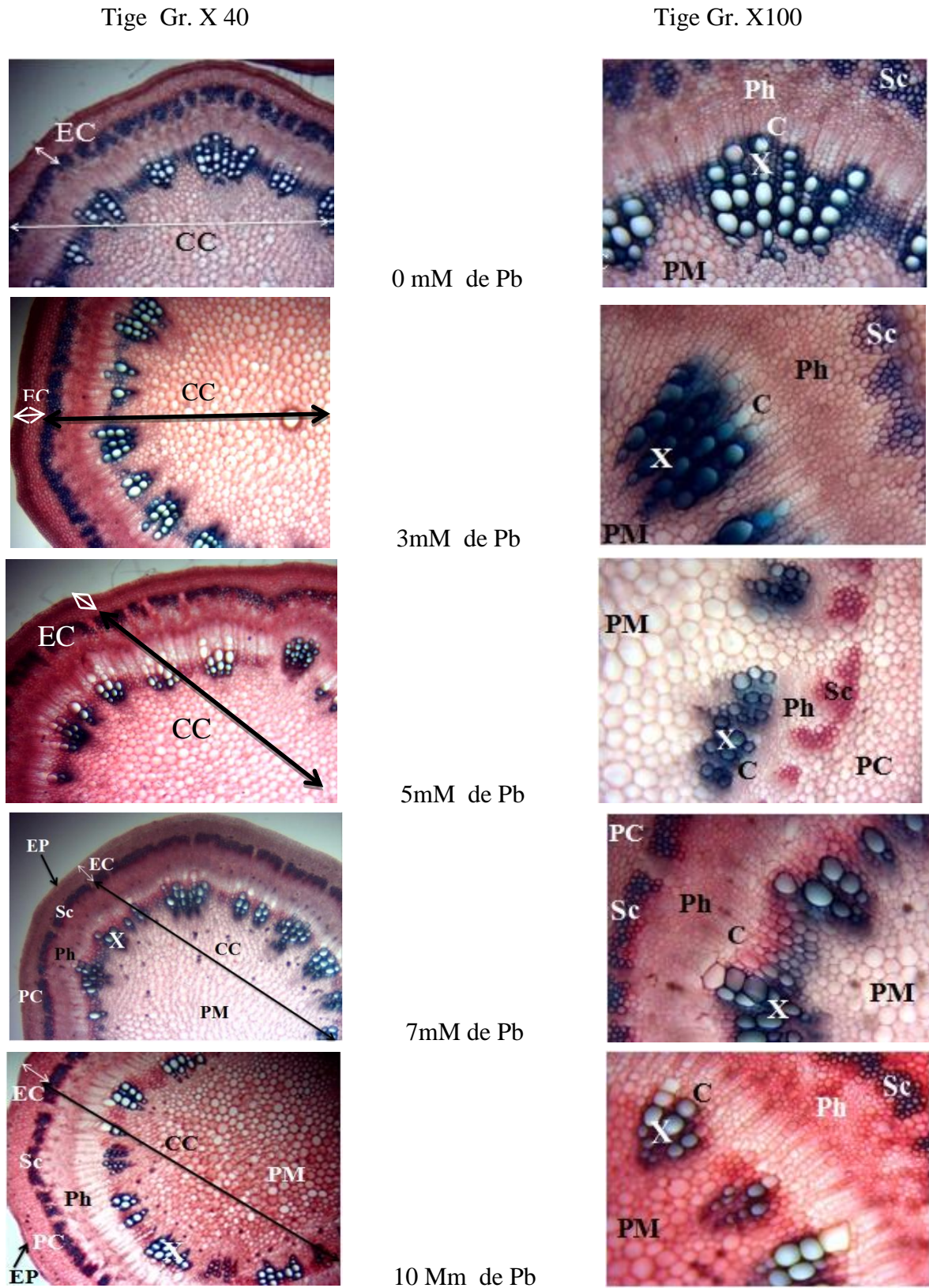


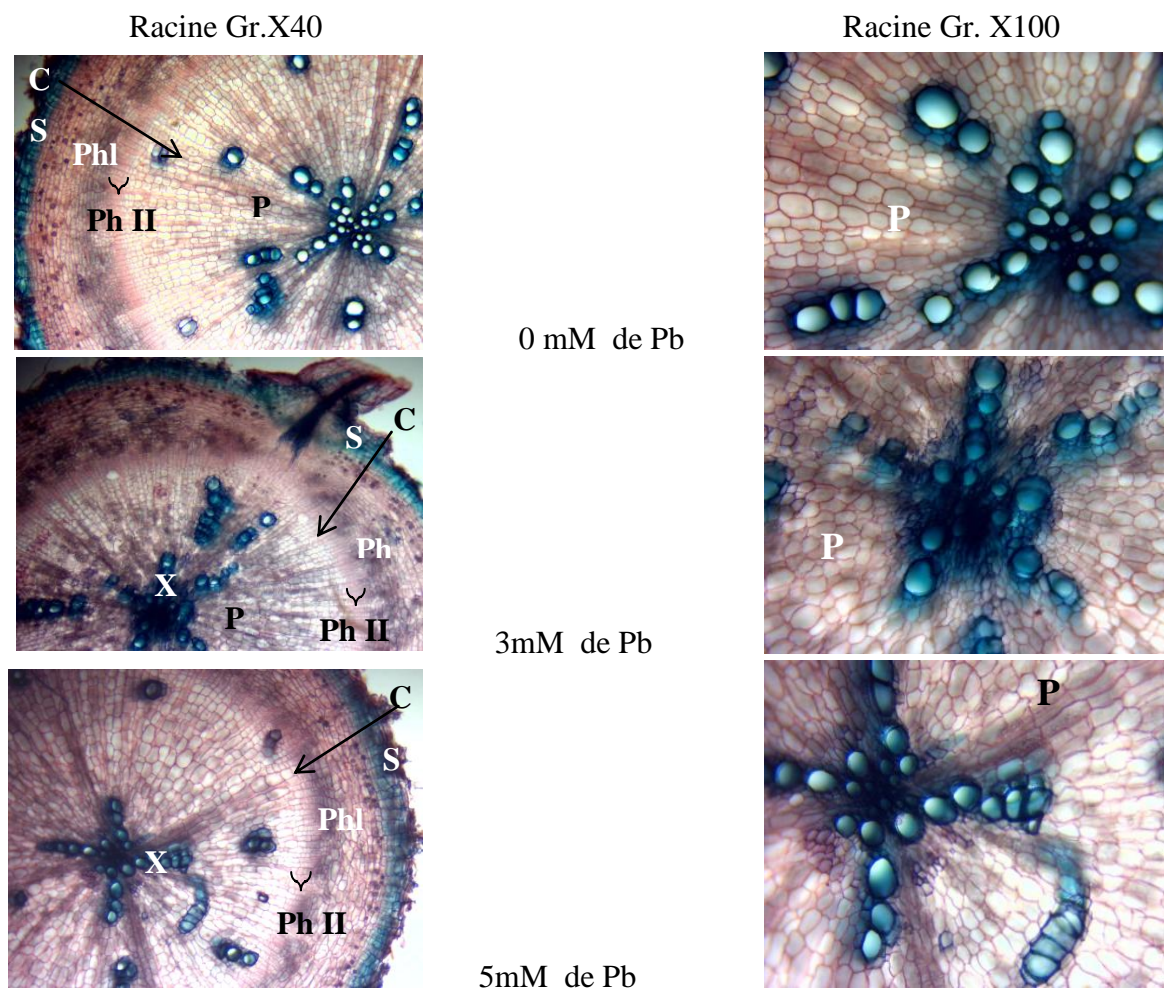
Fig. 34 : Coupes transversales au niveau des tiges de *Moringa oleifera* Lam stressées au plomb

**NB :** EC : écorce, **EP :** épiderme **Pc :** parenchyme cortical, **Sc :** sclérenchyme, **CC :** cylindre central ; **X :** xylème, **Ph :** phloème, **PM :** parenchyme médullaire.

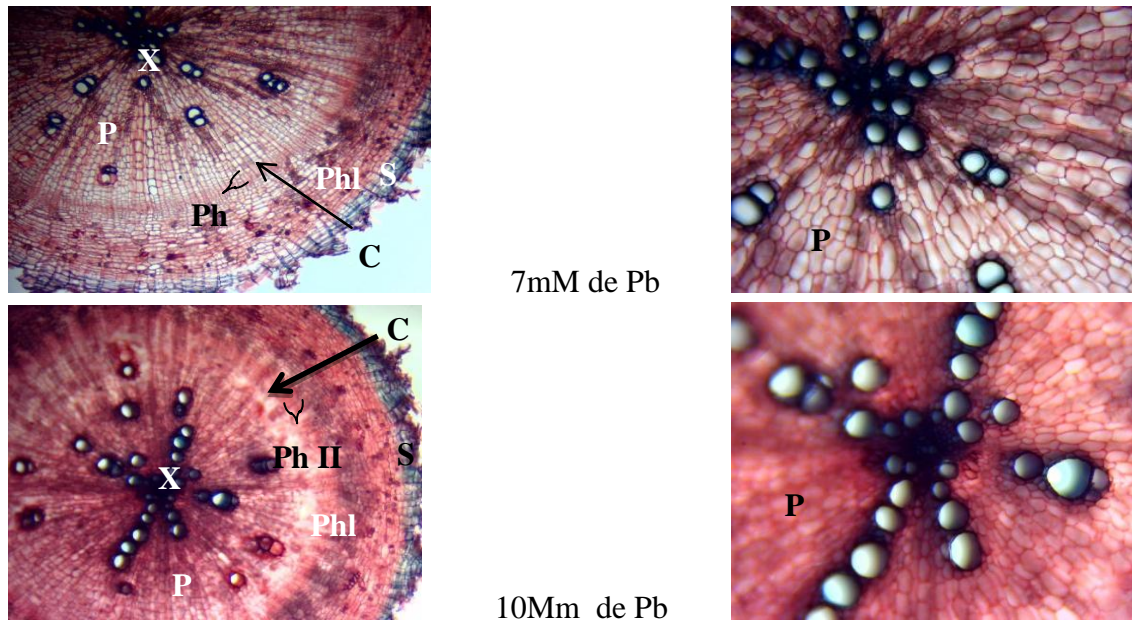
### II.1.2.2. Effet du plomb sur l'anatomie de la racine du *Moringa oleifera* Lam.

Contrairement à la structure typique des coupes transversales des racines des plantes témoins du *Moringa oleifera* Lam., le stress au plomb à 3, 5, 7 et 10 mM de Pb a fait une diminuer le nombre et le diamètre des vaisseaux de xylème et des trachéides ainsi du métaxylème. L'augmentation des doses de Pb appliquées provoque une désorganisation du tissu du phloème secondaire, ainsi une désintégration partielle des cellules épidermiques, une réduction également de l'espace intercellulaire du cortex (Fig. 35).

L'application du plomb dans le milieu de culture du *Moringa oleifera* Lam. conduit à une diminution du diamètre du cylindre central et de l'épaisseur du cortex, entraînant un rétrécissement du diamètre des racines.







**Fig. 35:** Coupes transversales au niveau des racines de *Moringa oleifera* Lam stressées au plomb

S : Suber, Phl : Phelloderme, Ph II : Phloème II, C : CAMBIUM (Méristème II), P : parenchyme du xylème, X : xylème.

### II.1.3. Paramètres biochimiques

#### II.1.3.1. Effet du plomb sur la teneur en chlorophylle a, b et totale

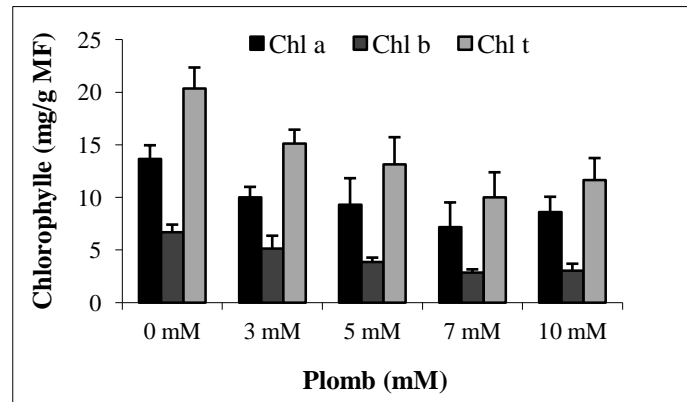
Les résultats obtenus montrent que les teneurs en chlorophylles **a**, **b** et **totale** des feuilles du *Moringa Oleifera* Lam. diminuent au fur et à mesure que les doses du plomb augmentent, dont les valeurs les plus basses ont été enregistrées chez les plantes traitées avec 7 mM de Pb. La teneur en chlorophylle **b** est largement inférieure à celle de la chlorophylle **a** et totale, où on a enregistré une diminution de 50% de teneur en chlorophylle **b** que celle enregistrée dans la chlorophylle **a**.

La teneur en chlorophylle **a** enregistrée chez les plantes témoins est de 13.651 mg/g MF, cette teneur est supérieure à celle obtenue pour les plantes stressées au plomb avec 3 mM (10.005 mg/ g Mf), 5 mM (9.31 mg/g MF), 7 mM (7.168 mg/g MF) et 10 mM (8.617 mg/ g Mf).

Chez les plantes témoins, la teneur en chlorophylle **b** est beaucoup plus importante par rapport à celle enregistrée chez les plantes traitées à 3, 5, 7 et 10 mM de Pb. Les valeurs enregistrées sont 6.69, 5.13, 3.84, 2.85 et 3.03 mg/g MF respectivement avec les doses 0, 3, 5, 7 et 10 mM de Pb.

L'application du plomb aux doses 3, 5, 7 et 10 mM entraîne une diminution de la teneur en chlorophylle totale des feuilles (15.13, 13.15, 10.02 et 11.65 mg/ MF), par rapport à la plante témoin (20.34 mg/g MF).

L'analyse statistique montre que l'effet de Pb est hautement significatif sur la teneur en chlorophylle **a**, **b** et **totale** dans les feuilles du *Moringa Oleifera* Lam.



**Fig. 36:** Teneur en chlorophylle (mg/g MF) dans les feuilles du *Moringa Oleifera* Lam. stressée par le plomb.

**Tableau 9 :** Analyse statistique de la chlorophylle a, b et totale ( $\text{mg.g}^{-1}.\text{MF}$ ) des feuilles du *Moringa Oleifera* Lam.

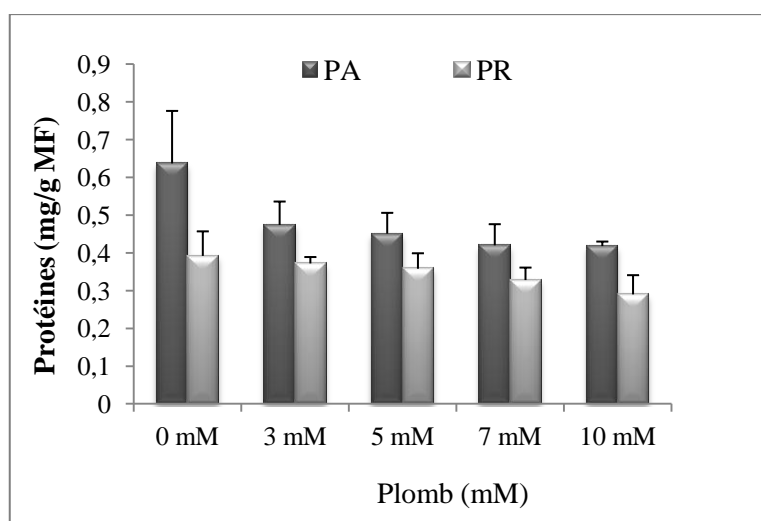
Doses (Pb)	Chl a **	Chl b **	Chl t **
0 mM	13,651 ± 1.313	6,693 ± 0.727	20,344 ± 2.012
3 mM	10,005 ± 1.001	5,126 ± 1.235	15,131 ± 1.312
5 mM	9,31 ± 2.519	3,845 ± 0.436	13,155 ± 2.575 B
7 mM	7,168 ± 2.358	2,849 ± 0.314	10,017 ± 2.376
10 mM	8,617 ± 1.448	3,031 ± 0.667	11,648 ± 2.098

**NB :** \*\* Hautement significatif

### II.1.3.2. Effet du plomb sur la teneur en protéines

Les résultats montrent que la teneur en protéines de la partie aérienne de la plante est plus élevée comparativement à la partie racinaire. L'application du stress au plomb à des doses 3, 5, 7 et 10 mM a fait considérablement diminuer la teneur en protéines au niveau des feuilles et racines des plantes du *Moringa Oleifera* Lam. Par ailleurs, la teneur maximale en protéines est enregistrée chez les plantes témoins, dans la partie aérienne est (0,637mg/g MF) le double que celle enregistrée dans les racines (0,392mg/g MF).

L'analyse de variance de l'effet du Pb sur la teneur en protéines dans la partie aérienne est hautement significative, tandis que l'effet de ce métal sur la partie racinaire du *Moringa Oleifera* Lam. est significatif.



**Fig. 37:** Teneur en protéines (mg/g MF) dans la partie aérienne et racinaire du *Moringa Oleifera* Lam. exposées au plomb.

**Tableau 10 :** Analyse statistique de l'effet du plomb sur la teneur en protéines au niveau de la partie aérienne et racinaire du *Moringa Oleifera* Lam.

Doses (Pb)	Partie aérienne **	Partie racinaire *
0 mM	0,637 ± 0,139	0,392 ± 0,065
3 mM	0,474 ± 0,062	0,372 ± 0,017
5 mM	0,451 ± 0,055	0,358 ± 0,041
7 mM	0,42 ± 0,056	0,328 ± 0,033
10 mM	0,418 ± 0,012	0,29 ± 0,051

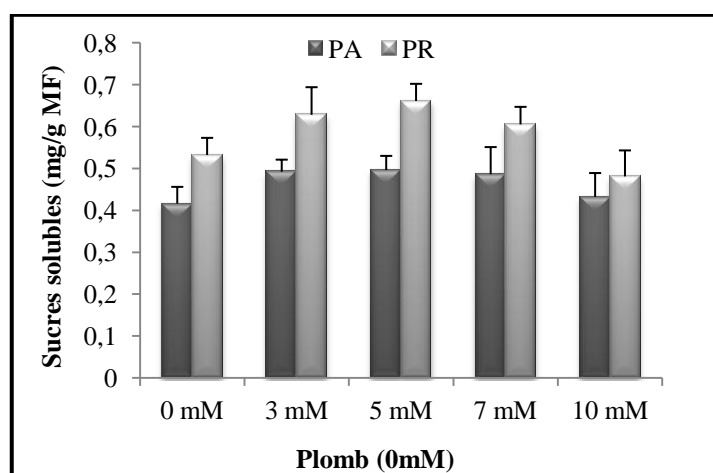
**NB :** \*\* : hautement significatif, \* : significatif

### II.1.3.3. Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles

Les résultats obtenus montrent que les teneurs en sucres solubles dans la partie racinaire est supérieure à celle de partie aérienne des plantes du *Moringa oleifera* Lam. en présence et en absence du plomb. L'évaluation de l'effet de cet élément sur la teneur en sucres solubles chez les plantes du *Moringa* révèle que le taux des sucres augmente au niveau des feuilles et des racines des plantes traitées avec 3 et 5 mM de Pb par rapport aux témoins et plantes traitées avec 7 et 10 mM du Pb, dont, les valeurs maximales ont été notées chez les plantes traitées avec 5 mM dans les feuilles (0,496 mg/g MF) et dans les

racines (0,661 mg/g MF), tandis que, les valeurs les plus basses ont été enregistrées dans les deux parties ; aérienne et racinaire chez les plantes intoxiquées avec 10 mM de Pb.

L'analyse de la variance révèle que le plomb a un effet hautement significatif sur la teneur en sucres solubles des racinaires du *Moringa.*, tandis qu'il a un effet significatif sur la teneur en sucres solubles de leur feuille.



**Fig. 38:** Teneur en sucres solubles (mg/g MF) dans la partie aérienne et racinaire du *Moringa Oleifera* Lam. exposées au plomb.

**Tableau 11 :** Analyse statistique de teneur en sucres solubles (mg/g MF) au niveau de la partie aérienne et racinaire du *Moringa Oleifera* Lam. traitée avec le plomb.

Doses (Pb)	Partie aérienne *	Partie racinaire **
0 mM	0,416 ± 0,04	0,532 ± 0,041
3 mM	0,492 ± 0,029	0,628 ± 0,066
5 mM	0,496 ± 0,034	0,661 ± 0,041
7 mM	0,486 ± 0,065	0,605 ± 0,042
10 mM	0,432 ± 0,057	0,481 ± 0,062

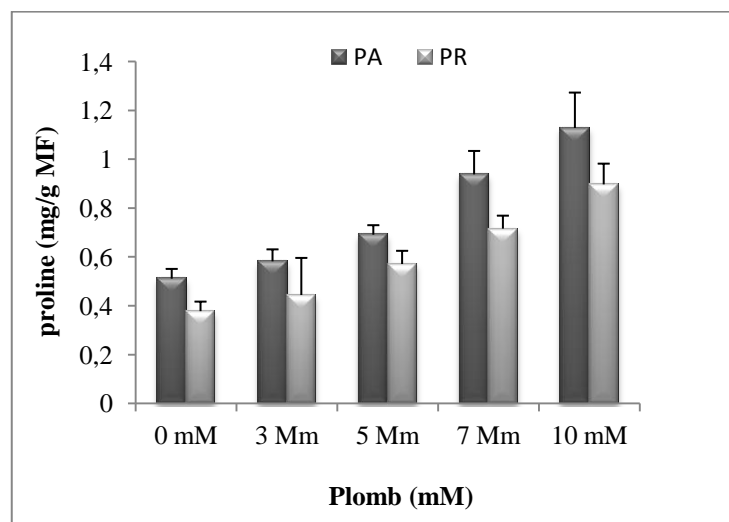
**NB :** \*: significatif, \*\*: Hautement significatif

#### II.1.3.4. Effet du plomb sur la teneur en proline

Les résultats obtenus révèlent que la teneur en proline du *Moringa Oleifera* Lam. augmente avec l'accroissement des doses du plomb dans le substrat de culture, dont la valeur la plus basse de la proline est enregistrée en absence du plomb dans les feuilles (0,511 mg/g MF) et dans les racines (0,378 mg/g MF). La teneur en proline des feuilles est plus élevée par rapport à celle des racines de la plante où on a enregistré les valeurs

de : 0.582, 0.691, 0.938 et 1.128 mg/g MF respectivement avec les doses 3, 5, 7 et 10 mM du Pb; en revanche, les racines semblant moins sensibles à l'exposition au plomb.

L'analyse de la variance montre que le plomb a un effet hautement significatif sur l'accumulation de la proline dans les deux parties ; aérienne et racinaire de la plante du *Moringa Oleifera* Lam.



**Fig. 39:** Effet du plomb sur la teneur en proline (mg/g MF) dans la partie aérienne et racinaire du *Moringa Oleifera* Lam.

**Tableau 12 :** Analyse statistique de teneur en proline (mg/g MF) au niveau de la partie aérienne et racinaire du *Moringa Oleifera* Lam. stressée par le plomb.

Doses (Pb)	Partie aérienne **	Partie racinaire **
0 mM	0,511 ± 0,04	0,378 ± 0,039
3 mM	0,582 ± 0,049	0,444 ± 0,152
5 mM	0,691 ± 0,039	0,571 ± 0,054
7 mM	0,938 ± 0,096	0,716 ± 0,053
10 mM	1,128 ± 0,145	0,897 ± 0,085

**NB :** \*\* : Hautement significatif

### II.1.3.5. Effet du plomb sur les antioxydants du *Moringa Oleifera* Lam.

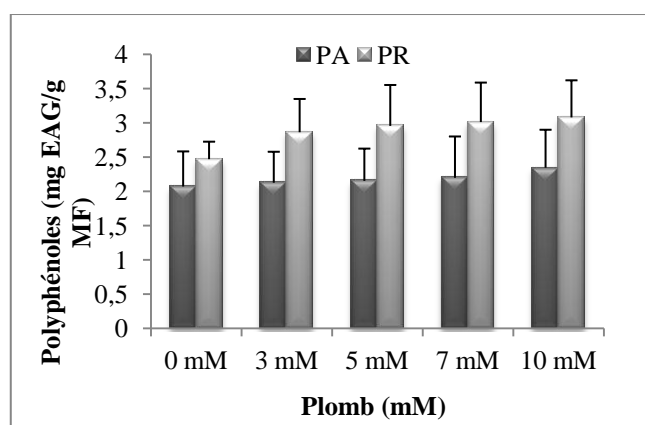
#### II.1.3.5.1. Effet du plomb sur la teneur en polyphénols

Les résultats obtenus montrent que la teneur en polyphénols chez les plantes du *Moringa Oleifera* Lam. augmente au fur et à mesure avec les doses croissantes du plomb appliquées. La teneur en polyphénols est importante dans les racines comparativement aux feuilles chez les plantes traitées et non traitées avec le plomb. Les valeurs les plus élevées



sont enregistrées chez les plantes stressées avec 10 mM de Pb ; au niveau de la partie racinaire (3,078 mg EAG/g. MF) et aérienne (2,344 mg EAG/g. MF), tandis que les valeurs les plus basses sont remarquées au niveau de la partie aérienne (2,07 mg EAG/g. MF) et racinaire (2,469 mg EAG/g. MF) des plantes témoins.

Les résultats de l'analyse de la variance montrent que le plomb n'a aucun effet significatif sur la teneur en polyphénols au niveau de la partie aérienne et racinaire du *Moringa Oleifera* Lam.



**Fig. 40:** Effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux (mg EAG/g. MF) de la partie aérienne et racinaire du *Moringa Oleifera* Lam.

**Tableau 13 :** Analyse statistique de l'effet du plomb sur la teneur en polyphénols (mg EAG/g. MF) du *Moringa Oleifera* Lam.

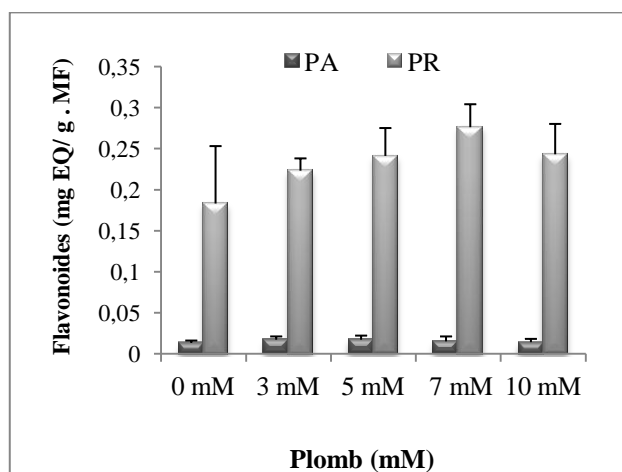
Doses (Pb)	Partie aérienne	Partie racinaire
0 mM	2,07 ± 0,512	2,469 ± 0,255
3 mM	2,125 ± 0,452	2,862 ± 0,485
5 mM	2,152 ± 0,471	2,954 ± 0,597
7 mM	2,197 ± 0,603	3,01 ± 0,576
10 mM	2,344 ± 0,554	3,078 ± 0,541

#### II.1.3.5.2. Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes du *Moringa Oleifera* Lam.

Les résultats obtenus montrent que la teneur en flavonoïdes chez la plante du *Moringa Oleifera* Lam. augmente en fonction de l'augmentation des doses du plomb dans le milieu de culture. Cette augmentation étant plus prononcée dans les racines que dans les feuilles, où elle est multipliée par dix. L'exposition des plantes au plomb provoque une légère accumulation des flavonoïdes dans la partie aérienne dont les valeurs les plus élevées sont remarquées chez les plantes traitées avec 3 et 5 mM de Pb (0,017 mg EQ/g. MF), tandis que la valeur la plus basse est enregistrée chez les plantes témoins. En effet, la

plus forte stimulation de la synthèse des flavonoïdes a été observée au niveau des racines chez plantes stressées avec 7 mM de Pb (0,276 mg EQ/g. MF) par rapport au témoin.

L'analyse statistique montre que le plomb n'a aucun effet significatif sur la teneur en flavonoïdes dans les feuilles et les racines du *Moringa Oleifera* Lam.



**Fig. 41:** Teneur en flavonoïdes (mg EQ/g. MF) dans les feuilles et racines du *Moringa Oleifera* Lam. traitée avec le plomb

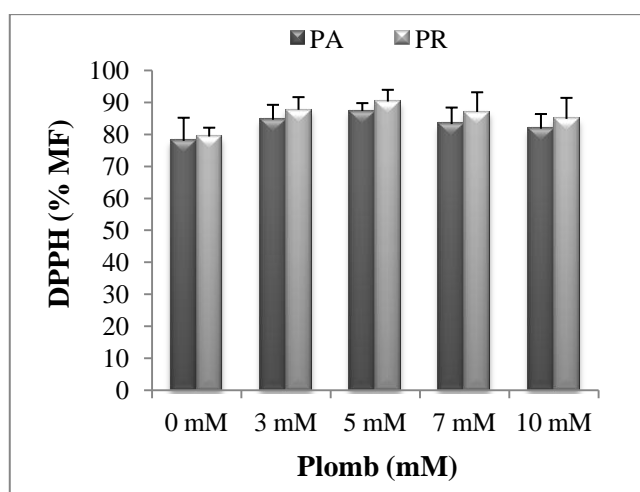
**Tableau 14 :** Analyse statistique de la teneur en flavonoïdes (mg EQ/g. MF) du *Moringa Oleifera* Lam. sous l'effet de plomb

Doses (Pb)	Partie aérienne	Partie racinaire
0 mM	0,013 ± 0,003	0,183 ± 0,07
3 mM	0,017 ± 0,004	0,223 ± 0,015
5 mM	0,017 ± 0,005	0,241 ± 0,034
7 mM	0,015 ± 0,006	0,276 ± 0,028
10 mM	0,014 ± 0,004	0,243 ± 0,037

#### II.1.3.5.3. Effet du plomb sur l'activité antiradicalaire (Test de DPPH) du *Moringa Oleifera* Lam.

L'exposition des plantes du *Moringa Oleifera* Lam. à des doses croissantes au plomb provoque une augmentation de l'activité antiradicalaire dans leurs parties aérienne et racinaire. Le pourcentage le plus bas de cette activité est remarqué dans les feuilles et les racines des plantes témoins. Alors que, le traitement des plantes avec 5 mM du Pb induit une stimulation de l'activité antiradicalaire et enregistrement des valeurs maximales qui sont supérieures dans la partie racinaire (90,285% de MF) par rapport à l'aérienne (87,334% de MF).

Les résultats de l'analyse de variance révèlent que le plomb n'a aucun effet significatif sur l'activité antiradicalaire de la partie aérienne du *Moringa Oleifera* Lam., tandis qu'il a un effet significatif sur la partie racinaire de cette plante.



**Fig. 42:** Teneur en DPPH (% MF) au niveau de la partie aérienne et souterraine des plantes du *Moringa Oleifera* Lam. traitées par le plomb.

**Tableau 15:** Analyse statistique de la teneur en DPPH (% MF) chez les plantes du *Moringa Oleifera* Lam. sous l'effet de plomb.

Doses (Pb)	Partie aérienne	Partie racinaire *
0 mM	77,979 ± 7,235	79,35 ± 2,753
3 mM	84,592 ± 4,652	87,704 ± 3,956
5 mM	87,334 ± 2,457	90,285 ± 3,659
7 mM	83,242 ± 5,158	87,033 ± 6,141
10 mM	81,791 ± 4,591	84,852 ± 6,568

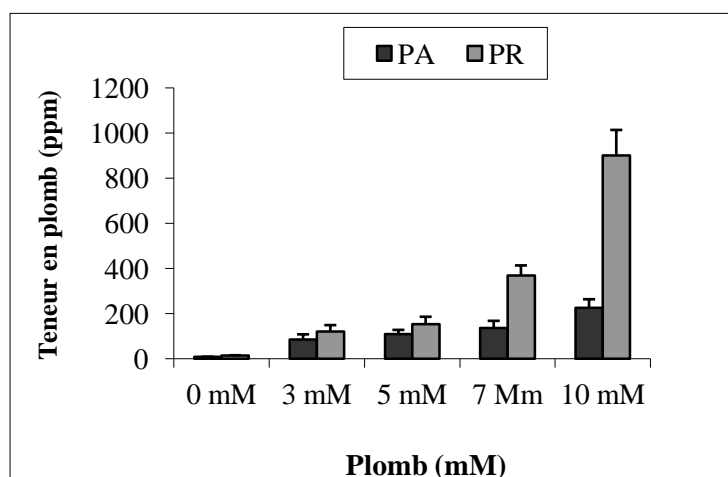
#### II.1.4. Paramètres chimiques

##### II.1.4.1. Teneur en plomb dans la partie aérienne et racinaire du *Moringa oleifera* Lam.

Les résultats obtenus montrent que l'application des doses 3, 5, 7 et 10 mM de Pb dans le milieu de culture de *Moringa oleifera* Lam. entraîne une accumulation importante de ce métal dans les deux parties aérienne et racinaire de cette plante comparativement aux plantes cultivées dans un milieu sans plomb. Le taux du plomb accumulé chez les plantes stressées augmente graduellement avec l'accroissement des doses du plomb appliquées. Les valeurs les plus élevées sont enregistrées chez les plantes traitées avec 10 mM de plomb au niveau des parties aériennes (225,585 ppm) et racinaires (901,286). Cependant,

les valeurs les plus basses de plomb ont été notées dans la partie aérienne des plantes témoins (8.743 ppm) en comparaison avec les racines de la plante (14.259 ppm).

La teneur en plomb accumulée dans la partie racinaire est largement supérieure à celle de la partie aérienne chez toutes les plantes stressées avec les différentes doses de Pb, dont la teneur en plomb dans les parties racinaires des plantes stressées avec 10 mM de Pb est quatre fois plus (**79.98%**) que les parties aériennes (**20,01 %**).



**Fig. 43:** Teneur en plomb accumulée dans les parties aérienne et racinaire du *Moringa oleifera* Lam.

L'analyse statistique des résultats montre une accumulation hautement significative de plomb dans les deux parties aérienne et racinaire de *Moringa oleifera* Lam.

**Tableau 16:** Analyse statistique de la teneur en plomb chez *Moringa oleifera* Lam. (ppm).

Doses (Pb)	Partie aérienne **	Partie racinaire **	% accumulation racinaire
<b>0 mM</b>	8,743 ± 0,8	14,259 ± 1,757	61.990
<b>3 mM</b>	85,317 ± 23,488	120,868 ± 28,652	58.621
<b>5 mM</b>	109,017 ± 19,411	153,273 ± 33,195	58.436
<b>7 mM</b>	136,587 ± 31,854	369,721 ± 44,21	<b>78.356</b>
<b>10 mM</b>	225,585 ± 38,587	901,286 ± 112,677	<b>79.981</b>

#### II.1.4.2. Accumulation et translocation du plomb dans la plante du *Moringa oleifera* Lam.

Les résultats obtenus (Tableau 17), révèlent que le facteur de translocation du plomb chez les plantes du *Moringa oleifera* Lam. traitées avec les doses 3, 5, 7 et 10 mM de Pb est inférieure à 1. L'augmentation des doses de Pb appliquées a fait réduire la translocation de plomb des parties racinaires vers les parties aériennes de cette plante, dont

le taux de translocation le plus faible est enregistré au niveau des doses 7 et 10 mM de Pb respectivement avec les valeurs 0,375 et 0,258, tandis que les valeurs les plus élevées est enregistrés dans les plantes stressées avec 3 et 5 mM de Pb.

L'analyse de la variance révèle que le facteur de translocation de Pb des racines vers les parties aériennes de *Moringa oleifera* Lam. est hautement significatif

**Tableau 17:** facteur de translocation (FT) du plomb chez les plantes du *Moringa oleifera* Lam.

Doses (Pb)	Partie aérienne **	Partie racinaire **	Facteur de translocation **
0 mM	8,743 ± 0,8	14,259 ± 1,757	0,616 ± 0,047
3 mM	85,317 ± 23,488	120,868 ± 28,652	0,715 ± 0,15
5 mM	109,017 ± 19,411	153,273 ± 33,195	0,749 ± 0,25
7 mM	136,587 ± 31,854	369,721 ± 44,21	0,375 ± 0,117
10 mM	225,585 ± 38,587	901,286 ± 112,677	0,258 ± 0,083

#### II.1.4.3. Bioconcentration du plomb dans la plante du *Moringa oleifera* Lam.

Les résultats obtenus (tableau 18) révèlent, au fur et à mesure que les doses de Pb appliquées dans le milieu de culture augmentent la quantité du plomb absorbée et accumulée par la plante du *Moringa oleifera* Lam. augmente. Les teneurs en Pb enregistrées chez les plantes stressées avec le plomb sont largement supérieures à celles notées chez les plantes témoins, dont les valeurs obtenues sont : 23.002, 206.185, 262.29, 506.308 et 1126.871ppm, respectivement avec les doses 0, 3, 5, 7 et 10 mM de Pb.

Le facteur de bioconcentration du Pb enregistré chez les plantes du *Moringa oleifera* Lam. est inférieur à 1 pour toutes les doses du Pb appliquées. Les valeurs les plus élevées ont été enregistrées chez les plantes témoins où le FBC est égale 0,504. Cependant, les valeurs les plus basses ont été notées chez les plantes traitées avec 3 et 5 mM de Pb avec des facteurs de 0,207 et 0,158, successivement. Alors que, les plantes stressées à 7 et 10 mM de Pb présentent une légère augmentation du FBC, dont, les valeurs enregistrées sont 0,218 et 0,34, respectivement.

L'étude statistique montre que le facteur de bioconcentration du plomb est hautement significatif chez les plantes du *Moringa oleifera* Lam. traitées avec différentes doses ( $P = 0$ ).

**Tableau 18:** facteur de bioconcentration (FBC) du plomb chez les plantes du *Moringa oleifera* Lam.

Plomb dans le sol		Pb dans le Plante		FBC **
mM	ppm	mM	ppm	
<b>0</b>	<b>0</b>	0,069	23,002	0,504
<b>3</b>	<b>993,6</b>	0,623	206,185	0,207
<b>5</b>	<b>1656</b>	0,792	262,29	0,158
<b>7</b>	<b>2318,4</b>	1,529	506,308	0,218
<b>10</b>	<b>3312</b>	3,402	1126,871	0,34

**NB : \*\*** : hautement significatif, **1 mM** = 331,2 ppm

## II.2. Discussion

### II.2.1. Effet du plomb sur la germination du *Moringa oleifera* Lam.

#### II.2.1.1. Effet du plomb sur le taux de germination

L'analyse de l'effet du plomb sur la faculté germinative des graines du *Moringa oleifera* Lam. montre une diminution du taux de germination chez les graines stressées au plomb, cependant, l'effet inhibiteur est minime et les pourcentages obtenus sont toujours élevés (92% à 7 mM du Pb). Ces résultats sont identiques à ceux de Fargašová (1994), qui a remarqué que l'effet toxique des métaux (Pb, Cd, Hg, As, et Cr) est très faible sur la germination des graines de *Sinapis alba*. Tandis que, Siddiqui *et al.* (2014), montrent que le taux de germination des graines de *Brassica rapa* var. diminue de manière significative avec l'augmentation de la concentration des métaux (Cd, Cr et Pb), suggérant l'effet toxique de ces derniers sur la plante. Le traitement des graines de douze espèces végétales par le plomb induit une réduction du taux de germination de ces espèces (Sędzik *et al.*, 2015). Les résultats d'Aoumeur (2012), révèlent que le taux de germination de graines de *Raphanus sativus* L. diminue jusqu'à 75% à la dose de 1000 mg/l du Pb. Selon Xiong (1998), la dose de 1000 µg/ml du Pb a fait réduire le pourcentage de germination des graines de *Brassica pekinensis* à 43,33%. Alors que, les fortes concentrations du plomb provoquent une diminution importante (14 à 30%) du taux de germination des semences d'*Oryza sativa* (Verma et Dubey, 2003), ou même l'inhibition totale de germination des graines du *Triticum durum* (Nedjah, 2015).

Les effets inhibiteurs du plomb sur le processus de germination des graines de nombreuses espèces végétales peuvent être, en grande partie, expliqués par l'interférence du Pb avec les processus métaboliques (la production de protéines, d'acides nucléiques, ainsi que la mitose), ce qui entraîne une diminution de la viabilité de la production d'énergie pour l'embryon, qui est très importante pour la germination des graines (John et van-Laerhoven 1976) et/ou à l'inhibition des activités hydrolytiques des enzymes; protéase et  $\alpha$ -amylase synthétisés durant la germination (Sengar *et al.*, 2009 ; Dalyan *et al.*, 2020). Lamhamdi *et al.* (2011) ont observé que l'activité de l'enzyme  $\alpha$ -amylase dans les graines du blé diminue avec l'accroissement des doses du Pb appliquées, et par conséquent la diminution du taux de germination des graines de cette plante. Hong (2003) a suggéré que cette inhibition est possible le résultat du remplacement des ions de  $\text{Ca}^{2+}$  indispensables à l'activité enzymatique par les ions du  $\text{Pb}^{2+}$ . Des concentrations plus élevées de métaux

provoquent généralement un stress oxydatif, ce qui provoque un impact négatif sur le taux de germination et éventuellement entraîne la mort des semences (Kranner et Colville, 2011).

Chez plusieurs espèces végétales, le tégument assure une très haute protection contre le stress abiotique, et les fortes variations interspécifiques des morphologies de ces téguments peuvent affecter leur perméabilité aux métaux (Moise *et al.*, 2005). Même à faibles doses, le plomb inhibe la germination des grains qui ont des enveloppes perméables comme le *Pisum sativum* (Seregin et Ivanov, 2001). Par contre, les fortes doses conduisent à une inhibition totale de la germination chez *Phaseolus vulgaris*, dont le tégument de la graine ne limite pas assez la pénétration de ces ions (Wixrzicka et obidzinska, 1998). Signalons par ailleurs, que certaines espèces comme le *Linum usitatissimum* possèdent une forte résistance vis-à-vis au plomb. Celle-ci est sans doute due à une imperméabilité des téguments de son grain (Seregin et Kozidzinska, 2005), ceci peut être expliqué le taux élevé de la germination des graines du *Moringa oleifera* Lam. traitées par le plomb.

### II.2.1.2. Effet du plomb sur la longueur des racelles

Les résultats obtenus montrent que le plomb a un effet négatif sur la longueur des racelles du *Moringa oleifera* Lam., où on a enregistré une diminution importante de ces dernières au fur et à mesure que les doses du plomb appliquées augmentent. La croissance des racines est fortement inhibée du fait de leur contact direct avec le plomb. Les racines semblent plus sensibles à ce métal par rapport à la partie aérienne. L'application du stress au plomb à partir de 5mM du Pb provoque un développement faible des racines, où on a observé des racines plus courtes par rapport au témoin et le nombre des racines secondaires diminuent avec l'accroissement des doses de plomb. Tandis que, la dose de 10 mM du Pb induit une absence totale des racines secondaires. Ces résultats sont identiques à ceux obtenus par Sędzik *et al.* (2015), Kopittke *et al.* (2007), Boutchiche (2017), Obroucheva *et al.* (1998), Khan et Frankland (1983) et Liu *et al.*, (2000) testant l'impact de différentes concentrations du plomb sur la longueur des racines de plusieurs espèces végétales. Les fortes doses du plomb provoquent une inhibition de 50% de la croissance des racines du maïs (Sereguine et Ivanov, 1998) et du radis (Aoumeur, 2012). Les mêmes résultats sont obtenus par Verma et Dubey (2003), qui ont remarqué que le traitement des graines du riz avec 0,5-1 mM Pb<sup>2+</sup> entraîne une réduction significative de la longueur des racines jusqu'à 40 %. Les résultats obtenus par Gohari, *et al.* (2012), indiquent que l'augmentation de la



concentration en  $Pb^{2+}$  entraîne une diminution de la longueur des racines chez les deux variétés de *Brassica Napus* L. Selon Fargašová (1994), les métaux (Pb, Cd, Hg, As, et Cr) sont plus susceptibles d'endommager la croissance des racines de *Sinapis alba*, qui sont nécessaire à l'absorption des nutriments et à la croissance des plantes. Tandis que, Grzesiuk *et al.* (2011) ont trouvé que la faible dose du Pb (0,01 mM) a un effet stimulant sur la croissance des racines de deux variétés de *Fagopyrum esculentum*; cependant, la dose de 1 mM du Pb induit une réduction de leur croissance (60 %). En réponse à l'exposition au plomb, les racines peuvent également réagir via des changements de volume et de diamètre, avec la production ou l'inhibition de racines latérales (Fahr *et al.*, 2013).

Plusieurs chercheurs ont signalé que l'inhibition de la division et de l'élongation cellulaire dans les extrémités des racines sont les phénomènes les plus souvent cités pour expliquer l'inhibition de la croissance des racines (Seregin et Kozhevnikova, 2008, Lamhamdi *et al.*, 2011). Il a été démontré que le Pb provoque une inhibition de la division cellulaire dans les racines de *Lemna minor* (Samardakiewicz et Wozny, 2005). Et/ou à des anomalies mitotiques, Ceci a été déjà mis en évidence il y a près de 93 ans par Hammett (1929) qui a montré une diminution de l'index mitotique dans les racines de maïs (*Zea mays*) et d'oignon (*Allium cepa* L.), provoquée par la présence du  $Pb(NO_3)_2$ , et qu'il l'a expliqué par la fixation du plomb sur les groupements -SH des protéines. Par ailleurs, cette inhibition de croissance peut être causée par une carence en certains minéraux essentiels à la croissance racinaire provoquée par la présence du plomb (Fahr, 2014) qui interviennent dans les mécanismes d'élongation cellulaire (Reymond *et al.*, 2006) et dans l'activité du méristème (Jain *et al.*, 2007).

### II.2.1.3. Effet du plomb sur la longueur des tiges

L'étude de l'effet du plomb sur de la longueur des tiges du *Moringa oleifera* Lam. montre que l'application de cet élément conduit au développement des plantules réduites. L'allongement des tiges diminue avec l'accroissement des doses du Pb appliquées, dont cette diminution est plus importante aux doses 7 et 10 mM du Pb. Les résultats obtenus sont cohérents avec d'autres résultats de recherches montrant que la dose  $800 \text{ mg.Kg}^{-1}$  du Pb a fait retarder la croissance et le développement d'*Oryza sativa* L. (Liu *et al.*, 2003), alors que la même dose n'a pas affectée la croissance du Ray-grass (*Lolium perenne* L.) (Rooney *et al.*, 1999). Selon Malkowski *et al.* (2002), l'application de 10  $\mu\text{M}$  du Pb dans la solution de culture du maïs (*Zea mays*) inhibe la croissance de cette dernière, et le traitement par 1 mM de plomb douze espèces végétales entraînant une diminution de

la longueur des semis. La réponse du radis face au stress au plomb après une semaine de germination s'est traduite par une réduction de l'élongation foliaire et racinaire (Biteur, 2012).

Cette réduction peut être due à une diminution de l'absorption et la distribution d'éléments essentiels chez les plantes (Ahmad *et al.*, 2011 ; Hediji *et al.*, 2015), et /ou à l'inhibition de la division et de l'élongation cellulaire (Seregin et Ivanov, 2001 ; Malkowski *et al.*, 2002 ; Patra *et al.*, 2004 ; Kopittke *et al.*, 2007). Nos résultats montrent aussi que la longueur des tigelles est largement supérieure à celle de la longueur des radicelles, et cela est déjà montré dans de nombreuses recherches étudiant l'effet du plomb sur la croissance de plusieurs espèces végétales: *Atriplex canescens* (Khdim, 2019) ; *Raphanus sativus* L. (Biteur, 2012) ; *Brassica rapa* var. (Siddiqui *et al.*, 2014), *Oryza sativa* L. (Mishra *et al.*, 1998),

Les plantes peuvent absorber une partie du plomb par le système racinaire présent dans leur milieu de culture, ces ions absorbés sont bloqués au niveau des racines par l'endoderme, ce qui limite fortement leur translocation vers les parties aériennes (Cecchi, 2008). Lorsque le stress est trop élevé va conduire à l'apparition de nécrose racinaire et foliaires et de chlorose (Seregin et Ivanov, 2001 ; Sharma et Dubey, 2005 ; Cecchi, 2008).

## **II.2. 2. Effet du plomb sur les paramètres anatomiques du *Moringa oleifera* Lam.**

### **II.2.2.1. Effet du plomb sur l'anatomie de la tige**

Les résultats obtenus montrent que l'application du plomb dans le milieu de culture du *Moringa oleifera* Lam. provoque des altérations anatomiques considérables au niveau de leurs tiges par rapport aux plantes poussant sans aucun stress, dont les altérations structurelles augmentent avec l'augmentation de doses de plomb appliquées. La réduction de la taille et le nombre des cellules induite par le plomb inclut tous les tissus caulinaires, tels que les tissus de parenchyme dans le cortex et/ou la moelle, les tissus de sclérenchyme ainsi les vaisseaux du xylème et en particulier les vaisseaux du métaxylème, ce qui entraîne un rétrécissement du diamètre des tiges. Les présentes observations sont cohérentes avec ceux de Wafee *et al.* (2018), qui ont remarqué que 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. 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).

Plusieurs études ont montré que le stress dû aux métaux lourds a un effet négatif sur les structures anatomiques des tiges chez plusieurs espèces végétales tels que le Cr sur *Triticum aestivum* L. (Akcin *et al.*, 2018), le Ni sur le *pigeon pea* (Sresty et Rao, 1999), Cu et Cd sur le *Sorghum bicolor* (Kasim, 2006). De plus, Al faifi et El-Shabasy, (2020) ont signalé une réduction de la taille de cellules des tissus et du métaxylème dans la tige de *Cenchrus ciliaris* L. sous l'effet des métaux lourds (F, Mg, Pb, Cd, Ni, Zn, Cu, Fe, Mn et Be).

La présence de plomb dans le sol peut également induire des altérations des paramètres anatomiques chez plusieurs plantes. Parmi les changements anatomiques les plus prononcés est la diminution du diamètre des faisceaux vasculaires dans les tiges (Al-Saadi *et al.*, 2013), peut être pour limiter la translocation du Pb et empêcher son transport vers les tissus photosynthétiques (Gomes *et al.*, 2011). De telles variations peuvent avoir un effet sur le mouvement de l'eau et des minéraux des racines vers les parties aériennes de la plante, qui va conduire les plantes à diminuer la perte d'eau par transpiration (Kasim, 2006). Cela est une indication de l'accumulation du Pb dans les plantes intoxiquées. En général, Les tissus caulinaires accumulent moins de quantités de Pb, donc moins d'altérations anatomiques par rapport aux tissus racinaires. Les changements structurels dans l'axe de la plante ont été corrélés également au dysfonctionnement du système racinaire dû à un apport insuffisant de nutriments essentiels (Prasad et Hagemeyer, 1999).

#### **II.2.2.2. Effet du plomb sur l'anatomie de la racine**

Les résultats de l'examen microscopique des coupes transversales réalisées dans la région médiane des racines de *Moringa oleifera* Lam. traitées avec le plomb montrent des modifications structurales dans la taille et le nombre des cellules de différents tissus et des faisceaux cribro-vasculaires par rapport au témoin, dont l'ampleur de cette modification augmente avec l'augmentation des doses de Pb appliquées. Ce comportement peut être interprété comme un mode d'adaptation vis-à-vis au plomb et cette adaptation anatomique

est corrélée à une adaptation biochimique et physiologique (singh *et al.*, 2015; Saadoun, 2005).

L'un des changements les plus remarquables au niveau des racines de *Moringa oleifera* Lam. sous l'effet du plomb est la diminution de la taille et le nombre des vaisseaux de xylème et en particulier le diamètre des vaisseaux du métaxylème dans cet organe. Ces résultats sont cohérents avec ceux de Belarbi (2018), qui a remarqué une diminution des cellules des faisceaux cribro-vasculaires dans les racines de l'*Atriplex halimus* traitées au Cr et au Pb. Bouziani (2012) a également signalé que le plomb à la dose de 1000 ppm a réduit le nombre des faisceaux cribro-vasculaires, mais il a fait augmenter le diamètre du métaxylème 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 a été observée chez le radis (Aoumeur, 2012), le maïs (Singh *et al.*, 2015), *Trigonella foenum graecum* Linn. (Ahmad *et al.*, 2005) et chez *Catharanthus roseus* L. (Wafee *et al.*, 2018). Des observations similaires ont été corroborées par Kasim (2006) sur le *Sorghum bicolor* sous l'effet de Cu et Cd.

L'appauvrissement des racines stressées en cellules de vaisseaux du xylème est peut être expliqué par un phénomène d'occlusion de ces vaisseaux. Cette occlusion peut être due au dépôt des matériaux de paroi comme les polysaccharidiques qui pourrait être à l'origine de la formation de bouchons dans le xylème (Belarbi, 2018; Dugé de Bernoville, 2009). Ce phénomène est probablement une stratégie pour limiter le flux d'eau pour surmonter la mobilité rapide et le transport de quantités excessives de métaux afin de préserver les composants cellulaires des conséquences désagréables du stress métallique (Iqbal *et al.*, 2020).

L'autre changement structurel remarquable observé au niveau des racines de *Moringa oleifera* Lam. traitées au plomb est la diminution de l'épaisseur du cortex et la taille des cellules corticales et par conséquent la réduction du diamètre des racines. 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 d'Al faifi et El-Shabasy, (2020), qui ont signalé 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 Cd

et Pb. Des études antérieures 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) et *Pelargonium* (Pourrut, 2008) et l'*Oxycaryum cubense* (Alves *et al.* , 2014). Des résultats similaires ont été rapportés par Gowayed et Almaghrabi (2013), qui ont également 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). Alors que, Zarinkamar *et al.* (2013) ont remarqué une augmentation du diamètre du système vasculaire et du cortex racinaire et par conséquent l'augmentation du diamètre des racines de *Matricaria chamomilla* à 240  $\mu\text{M}$  de Pb. Tandis que Pires-Lira *et al.* (2020) n'ont remarqué aucun changement dans l'épaisseur de l'épiderme, du cortex et de vaisseaux du xylème dans la racine de *Panicum aquaticum* en réponse à l'augmentation des concentrations de Pb.

La présence de métaux lourds à des concentrations élevées dans la rhizosphère racinaire peut altérer considérablement les paramètres anatomiques des racines (Seregin et Kozhevnikova, 2008), en particulier les tissus dermiques, c'est-à-dire l'endoderme et l'exoderme (Lux *et al.*, 2011). Tandis qu'un travail réalisé sur la fève indienne que le traitement de cette plante avec 10  $\mu\text{M}$  de Pb pendant vingt-quatre heures ne provoque aucun changement dans la structure cellulaire des racines et les mêmes résultats obtenus par Llamas *et al.* (2008) qui ont signalé que l'exposition des racines d'*Oryza sativa* au  $\text{Ni}^{2+}$  pendant une courte durée ne provoque aucun changement dans les caractéristiques anatomiques des racines, cependant, l'exposition à long terme a subi des modifications structurelles au niveau des racinaires, ce qui a affecté la perméabilité membranaire.

Les modifications anatomiques en réponse à l'exposition au plomb se diffèrent selon les espèces végétales et le niveau de contamination (Adejumo, 2020) et même la durée d'exposition au plomb.

### **II.2.3. Effet du plomb sur les paramètres biochimiques du *Moringa oleifera* Lam.**

#### **II.2.3.1. Effet du plomb sur la teneur en chlorophylle**

L'augmentation des doses de plomb dans le substrat de culture du *Moringa oleifera* Lam. induit une diminution importante de la teneur en chlorophylle a, b et totale dans les feuilles de cette plante. Nos résultats sont en accord avec des études antérieures démontrant que le plomb entraîne une réduction du taux de chlorophylle chez plusieurs espèces végétales : (*Raphanus sativus L.*) (Neggaz, 2019 ; Biteur 2012; Sun *et al.*, 2010; Gopal et

Rivsi, 2008), *Vicia faba* L. (Shahid, 2010 ; Kamel, 2008; Pourrut *et al.*, 2008), *Vigna mungo* L. (Singh *et al.*, 2012), *Cordyline frucosa* (Herlina *et al.*, 2021), *Eichhornia crassipes* (Mart.) (Malar *et al.*, 2014), *Atriplex canescens* (Khedim, 2019), *Lathyrus sativus* (Abdelkrim, 2018) *Plumbago zeylanica* L. (Tokarz *et al.*, 2020) et chez *Tetraena qataranse* (Usman *et al.*, 2020). Ceci est en accord aussi avec les résultats obtenus par Cândido *et al.* (2021) qui ont remarqué une réduction importante du taux de la photosynthèse chez le soja et sorgho traités avec 2800 mg.kg<sup>-1</sup> du Pb. De plus, Ondo *et al.*, (2020) ont noté que la quantité de la chlorophylle accumulée dans les feuilles de deux poacées : *Panicum maximum* et *Echinochloa colona* diminue avec l'augmentation des doses du Pb. Les mêmes résultats obtenus par Fahr, (2014), qu'il a enregistré une diminution significative du taux de la chlorophylle au niveau des feuilles de *Hirschfeldia incana*, après un traitement avec de fortes doses du Pb. le traitement de quatre espèces de riz avec 0,6 mM et 1,2 mM de Pb a fait diminuer les teneurs en chlorophylle chez ces espèces (Khan *et al.*, 2021)

Le taux de la chlorophylle a est supérieur au taux de la chlorophylle b dans les feuilles du *Moringa oleifera* Lam. Les mêmes résultats ont été signalés dans d'autres études chez différentes espèces végétales (Herlina *et al.*, 2020 ; Neggaz, 2019 ; Khedim, 2019, Abdelkrim, 2018; Drăghiceanu *et al.*, 2016 ; Gomes *et al.*, 2011 ; Biteur, 2012 ), ceci explique que la chlorophylle b est plus sensible que la chlorophylle a sous l'effet du stress métallique (Wozny *et al.*, 1995 ; Vodnik *et al.*, 1999).

La diminution du taux de la photosynthèse est l'un des mécanismes les plus affectés par le plomb. Cette diminution peut être le résultat de l'inhibition de l'activité de l'enzyme du cycle de Calvin (Pant *et al.*, 2020) ou des enzymes responsables de la biosynthèse de la chlorophylle telle que la protochlorophyllide réductase et l'acide-aminolévulinique déshydratase (Singh, 2005 ; Wang *et al.*, 2014 ; Dođru, 2020). Le plomb provoque un stress oxydatif chez les plantes et augmente l'activité de l'enzyme chlorophyllase, entraînant une diminution du taux de photosynthèse par la dégradation de la chlorophylle (Jacob-Wilk *et al.*, 1999 ; Liu *et al.*, 2008).

L'exposition des plantes au plomb conduit à une inhibition de la production de plastoquinone et de caroténoïdes (Dođru, 2020; Qufei et Fashui, 2009), une obstruction du transport des électrons (Rachid *et al.*, 1994), ainsi qu'une carence en dioxyde de carbone due à la fermeture des stomates et/ou la diminution de leur densité (Parys *et al.*, 1998 ; Cornic, 2000; Zhu *et al.*, 2005 ), ceci entraîne une réduction de la teneur en chlorophylle.

La réduction de la chlorophylle en présence du Pb peut également être liée à une déficience en oligo-éléments notamment tels que Mg, Fe, etc., ce qui affecte la formation de molécules de chlorophylle (Ashraf *et al.*, 2021). Il est, par exemple, admis que les chloroses foliaires sont généralement le signe d'une carence en fer indispensable à la synthèse de chlorophylle (Foyet *et al.*, 1978) ainsi l'arrêt de la photosynthèse est due à la substitution de l'atome de magnésium au centre de la molécule de chlorophylle par un atome du Pb (Chatterjee *et al.*, 2004). De plus, au niveau structural, le plomb induit des déformations dans la structure des thylakoïdes, des chloroplastes et les mitochondries (Choudhury et Panda, 2004 ; Weryszko-Chmielewska et Chwil, 2005; Islam *et al.*, 2007 ; Ahmed et Tajmir-Rahi, 1993). La diminution de la photosynthèse est due à la fermeture des stomates plutôt qu'à l'interférence directe du plomb (Bazzaz *et al.*, 1975).

### II.2.3.2. Effet du plomb sur la teneur en protéines

L'application des doses croissantes du plomb dans le milieu de culture de la plante du *Moringa oleifera* Lam. provoque une diminution importante de la teneur en protéines au niveau de la partie aérienne et racinaire de la plante, même en présence de faibles doses du plomb (3mM du Pb). Ces résultats sont en accord avec les résultats obtenus par Araujo *et al.* (2020), qui ont remarqué une diminution du taux de protéines dans les deux parties végétatives d'*Astronium graveolens* cultivé dans un substrat préalablement contaminé avec des doses croissantes de  $Pb(C_2H_3O_2)_2$  et la teneur en protéines dans les racines est supérieur aux celles des feuilles. Les doses de 0,6 et 1,2 mM de Pb a également entraîné une réduction significative dans la teneur totale en protéines chez les quatre espèces de riz (Khan *et al.*, 2021). Les résultats obtenus dans ce travail concordent avec d'autres travaux montrant une réduction du taux des protéines chez le *Raphanus sativus* (Neggaz, 2019), l'*Atriplex canescens* (Khedim, 2019) et chez *Jatropha curcas* L. (Shu *et al.*, 2012). Cândido *et al.*, 2020, ont remarqué que la teneur en protéines chez les plantes du soja et sorgho diminuent avec l'augmentation de la concentration du Pb, avec une réduction de 45% de la teneur en protéines à la dose de 2800 mg kg<sup>-1</sup> du Pb chez les plantes du soja et plus de 30% chez la deuxième espèce végétale. Une étude similaire utilisant la fève a rapporté que le traitement avec 2000 ppm du Pb induit une diminution de 66% de la teneur en protéines dans ses feuilles (Bouziani, 2021). De même, Przymusinski *et al.* (1991) ont démontré que le traitement des plantes avec le plomb abaisse la teneur en protéines des tissus végétaux. Tandis que, l'augmentation de doses de Pb<sup>2+</sup> dans la solution de culture de deux variétés de *Brassica napus* L, provoque une augmentation des

concentrations de protéines de la racine chez les deux variétés par rapport au témoin (Gohari *et al.*, 2012).

Dans le cytosol, le plomb peut interagir avec les protéines, et à des concentrations élevées, le plomb réduit fortement le pool protéique de nombreuses espèces végétales (Mishra *et al.*, 2006). Cette réduction peut s'expliquer par une inhibition de la synthèse des protéines ou à une augmentation de la dégradation des protéines (Wang *et al.*, 2009) ; une modification de l'expression des gènes (Seregin et Ivanov, 2001; Kovalchuk *et al.*, 2005) ; une peroxydation lipidique et une fragmentation des protéines en raison des effets toxiques des espèces réactives de l'oxygène qui ont entraîné une réduction de la teneur en protéines (Aravind *et al.*, 2005). De plus, le plomb provoque une diminution de la teneur en acides aminés libres (Xiong *et al.*, 2006 ; Gupta *et al.*, 2009) ; corrélée à une forte perturbation du métabolisme de l'azote (Chatterjee *et al.*, 2004). Cependant, la teneur de certains acides aminés comme la proline, qui joue un rôle important dans la tolérance à la toxicité du plomb augmente dans les cellules végétales (Qureshi *et al.*, 2007). Un traitement excessif au plomb a augmenté l'activité de la ribonucléase dans le radis (Gopal et Rizvi 2008), le riz (Mukherji et Maitra 1976) et le maïs (Maier 1978). En plus des changements quantitatifs, la toxicité du plomb entraîne également des changements qualitatifs dans le profil protéique (Beltagi, 2005). Les protéines jouent un rôle important dans tous les systèmes vivants (Basile *et al.*, 2013). Tout changement physiologique ou biochimique, qu'il soit négatif ou positif, se fera par de l'activité des protéines (Kriz, 1989; Xiang *et al.*, 2013).

### II.2.3.3. Effet du plomb sur la teneur en sucres solubles

Les résultats obtenus montrent que la teneur des sucres solubles chez la plante du *Moringa oleifera* Lam. augmente avec l'augmentation des doses du plomb appliquées. Cette augmentation est plus importante dans les racines comparativement aux feuilles de la plante. Ces résultats sont concordants avec ceux de Neggaz (2019), a enregistré une accumulation des sucres chez le radis et la teneur en sucres dans les racines est supérieure à celle enregistrée dans les feuilles de cette plante, ainsi chez l'espèce de l'*Atriplex halimus* L. (Babou, 2014), alors que, chez l'*Atriplex canescens* (Pursh) Nutt, l'accumulation de ces composés glucidiques est plus importante dans les feuilles que dans les racines (Babou 2014 ; Khedim *et al.*, 2017). Ainsi, les résultats de Khan *et al.* (2021) montrent une augmentation significative de la teneur en sucres dans chez quatre espèces de riz sous un traitement avec 0,6 mM et 1,2 mM de Pb. Des recherches récentes ont montré que l'exposition de nombreuses espèces végétales au plomb induit une accumulation des sucres



solubles au niveau de leurs organes, tel que les feuilles de la fève (Bouziani, 2021; Azouz, 2011), *Chlorella vulgaris* (Bajguz, 2011), *Phaseolus vulgaris* L. (Aldoobie et Beltagi, 2013) et chez *Pisum sativum* (Rodriguez *et al.*, 2015). Gaweda et Capecka (1995) ont signalé que la teneur en sucres solubles a augmenté chez le radis et des épinards par l'ajout d'une solution de l'acétate du plomb à des doses de 300 et 600 mg.dm<sup>-3</sup> du Pb au sol. Par contre, d'autres chercheurs (Huang *et al.*, 1974; Soheir *et al.*, 2002 ; John *et al.*, 2008 ; Bhardwaj *et al.*, 2009 et Preeti et Tripathi, 2011) ont remarqué des résultats différents de notre étude, dont ils ont enregistré une réduction de du taux de sucres chez différentes plantes stressées par le plomb.

Dans les conditions de stress, Les sucres végétaux jouent un rôle très important dans le défi oxydatif (Khan *et al.*, 2021), dont leur accumulation peut agir comme osmolyte pour maintenir la turgescence des cellules des feuilles (Rolland *et al.*, 2006). De plus, les teneurs élevées en saccharose sont généralement liées à une inhibition de l'assimilation du CO<sub>2</sub> ou à une réduction de l'hydrolyse du saccharose due à des changements de l'activité invertase (Podazza *et al.*, 2006 ; Dias *et al.*, 2013).

Des recherches récentes ont montré que l'augmentation des sucres solubles dans les tissus des végétaux est considérée comme un aspect d'adaptation aux stress abiotiques y compris le plomb (Flowers *et al.*, 1977, Rosa *et al.*, 2009), car 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) ainsi, la protection des chlorophylles et des caroténoïdes contre l'agressivité du stress métallique (Azouz *et al.*, 2011).

#### **II.2.3.4. Effet du plomb sur la teneur en proline**

La culture de la plante du *Moringa oleifera* Lam. dans un milieu contaminé par le plomb provoque une accumulation de la proline dans les feuilles et les racines de cette plante, dont la teneur en proline augmente en fonction de l'accroissement des doses du plomb appliquées. Cette accumulation est plus importante au niveau de la partie aérienne par rapport à la partie racinaire, ce qui pourrait expliquer la synthèse de cet acide aminé au niveau des feuilles et puis sa migration vers les racines (Djerroudi-Zidane *et al.*, 2010). Ces résultats sont similaires avec ceux de Khan *et al.* (2021), qui ont remarqué une augmentation significative de l'activité de la proline chez les plantes du riz en réponse au stress du Pb.

La proline, un acide aminé multifonctionnel, augmente significativement pendant diverses conditions de stress abiotique et est bien connue pour son rôle dans le mécanisme de réponse adaptative vers la tolérance au stress abiotique (Chun *et al.*, 2018 ; Kumchai *et al.*, 2013 ; Liang *et al.*, 2013). La proline fait partie des systèmes de défense non spécifiques qui sont activés lorsque *Aeluropus littoralis* est soumise à un stress au Cd, le Co, le Pb et l'Ag (Rastgoo et Alemzadeh., 2011). La présence de fortes doses du plomb dans le milieu de culture de la plante de la fève induit une accumulation de la proline chez cette plante (Nadgórska-Socha *et al.*, 2013 ; Bouziani, 2021). Al-Ghzawi *et al.* (2019) ont remarqué que le traitement de neuf génotypes d'orge (*Hordeum vulgare L.*) avec 7 mM du  $Pb(NO_3)_2$  entraîne une augmentation de la teneur en proline chez les tous les génotypes. Les mêmes résultats ont été enregistrés chez plusieurs espèces végétales stressées avec le plomb; *Vigna mungo L.* (Singh *et al.*, 2012), *Lathyrus sativus* (Abdelkrim, 2018); *Atriplex halimus L.* (Belarbi, 2018; Babou, 2014) ; *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt (khedim *et al.*, 2017 ; Babou, 2014) et chez *Brassica napus L.* (Gohari *et al.*, 2012). Les résultats de Biteur (2012), montrent que l'application du stress au plomb sous forme d'acétate du plomb à des doses croissantes provoque une forte synthèse de la proline chez les plantules et les plantes du radis, tandis que, et selon les résultats obtenus par Neggaz (2019), la teneur en proline chez la même espèce diminue inversement proportionnelle avec les doses du Pb ( $Pb(NO_3)_2$ ) appliquées. D'après Jhon *et al.* (2009), la teneur en proline diminue aussi chez *Brassica juncea* soumis aux doses élevées du plomb et de cadmium.

L'accumulation de la proline induite par les stress peut être le résultat de trois processus complémentaires : stimulation de sa synthèse (Morris *et al.*, 1969 ; Boggess *et al.*, 1979) inhibition de son oxydation (Rayapati et Stewar,1991) et /ou altération de la biosynthèse des protéines (Stewart *et al.*,1977). La proline est un acide aminé jouant un rôle important dans la structure des protéines et faite exception des vingt acides aminés pourvus d'une fonction imine et non d'une fonction amine (Stryer, 1992). La proline serait synthétisée à partir de l'acide glutamique via la pyrroline 5-carboxylate (P5C) mais également de l'arginine et l'ornithine (Lignowski et Splittstoesser, 1971).

La proline participe au maintien de la balance de la force osmotique (Bouzoubaa *et al.*, 2001) et le statut hydrique (Saradhi, 1991 ; Piršelová *et al.*, 2015 ; Signorelli, 2016). La proline a un rôle important dans la préservation de l'intégrité membranaire (Darbyshire, 1974) et le piégeage des ROS (Parys *et al.*, 2014). Ce composé est considéré comme un stabilisateur de macromolécules (Parys *et al.*, 2014), un chélateur de métaux grâce aux

groupements thiol (-SH) et un protecteur de la structure subcellulaire (Azooz *et al.*, 2011). De plus, La proline peut également augmenter la tolérance des plantes au stress en empêchant la dénaturation des enzymes et en stabilisant la production de protéines (Kuznetsov et Shevyakova, 1997). Elle est censée de participer à la reconstruction de la chlorophylle, activer le cycle de Krebs et aussi la source d'énergie (Saxe, 1991). L'accumulation de la proline chez les plantes n'est pas une réaction adaptative au stress, mais c'est un signe d'une perturbation métabolique (Cheikh M'hamed *et al.*, 2008).

### **II.2.3.5. Effet du plomb sur les antioxydants du *Moringa Oleifera* Lam.**

#### **II.2.3.5.1. Effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux**

Les résultats montrent que l'accumulation des polyphénols chez les plantes du *Moringa oleifera* Lam. est corrélée positivement avec l'accroissement des doses du plomb appliquées, dont cette accumulation est importante dans les racines que dans les feuilles de ces plantes sous l'effet du plomb. Ces résultats sont identiques avec ceux d'Araujo *et al.* (2020), dont il a enregistré une accumulation des composés phénoliques dans les feuilles et les racines d'*Astronium graveolens* avec l'augmentation des doses de Pb appliquées et cette accumulation est plus accentuée dans les racines comparativement aux feuilles. Ainsi, Abdelkrim (2018) a remarqué que le traitement des plantes de *Lathyrus sativus* avec 0,5 mM Pb augmente significativement la teneur en polyphénols dans les feuilles et les racines de cette plante. Sobrino *et al.*, (2010) ont enregistré une augmentation de plus de 18.2% de polyphénols chez *Lemna gibba* traitée par 300 mg/l du Pb.

D'autres résultats de recherche sur plusieurs espèces végétales traitées par le plomb ont également indiqué une accumulation des polyphénols dans les différents organes de ces espèces, comme le *Citrus aurantium* L. (Giannakoula *et al.*, 2021), *Vicia faba* L. (Bouziani, 2021 ; Sgherri *et al.*, 2007), *Raphanus sativus* L. (Neggaz et Reguieg yssaad, 2018), *Atriplex canescens* (Khedim, 2019), *Atriplex halimus* (Belarbi, 2018), *Latuca sativa* (Sofa *et al.*, 2018) et l'*Aeluropus littoralis* sous l'effet du Pb, Co, Cd et Ag (Rastgoo *et al.*, 2011). Une augmentation de la teneur en polyphénols est marquée aussi chez *Kandelia obovata* après 7 jours de traitement avec le plomb et le Mg (Yan et Tam., 2011). Tandis que les résultats de Tokarz *et al.* (2020) montrent que le taux des composés phénoliques dans les pousses du *Plumbago zeylanica* L. diminue de manière significative avec l'augmentation de la concentration de Pb dans le milieu de culture. En revanche, ils

ont remarqué une accumulation de ces composés dans les racines avec l'accroissement des doses du plomb.

Les polyphénols comprennent un large groupe de métabolites secondaires jouant un rôle important dans la protection et l'adaptation des plantes contre divers stress (Abd\_Allah *et al.*, 2015; Alqarawi *et al.*, 2014 ; Macheix *et al.*, 2005). 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). Bali *et al.* (2019) ont déterminé que l'activité du polyphénol oxydase (PPO) augmente dans les semis de tomates à une concentration de 0,25 à 0,75 mM du Pb. En tant qu'antioxydant tous les polyphénols sont capables d'atténuer le stress oxydatif et augmenter la stabilité membranaire en diminuant sa fluidité et contribuer à une augmentation de la rigidité cellulaire et à la création de barrières physiques protégeant les cellules des effets néfastes des métaux lourds (Díaz *et al.*, 2001; Kattab, 2007). En effet, Les composés phénoliques peuvent agir comme des chélateurs des ions métalliques, des inhibiteurs de la réaction de Fenton, ce qui entraîne un piégeage efficace des radicaux toxiques et une meilleure croissance des plantes (Wada *et al.*, 2014).

#### II.2.3.5.2. Effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes

Les résultats montrent que le traitement du *Moringa oleifera* Lam. avec des doses croissantes en plomb provoque l'accumulation des flavonoïdes dans les deux parties aérienne et racinaire de cette plante et cette accumulation est très importante au niveau des racines par rapport aux feuilles. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus par Giannakoula *et al.* (2021), qui ont signalé que le plomb exerce un effet positif sur le taux des flavonoïdes, dont il induit une augmentation de 17 % de teneur en flavonoïdes dans les feuilles de *Citrus aurantium* L. traitée avec 500 µM Pb par rapport au témoin. Même résultats sont obtenus par Bouziani (2021), qui a enregistré une augmentation de la teneur en flavonoïdes chez la fève traitée par le plomb. L'accumulation des flavonoïdes sous l'effet du plomb est mise en évidence chez de nombreuses espèces végétales telles que l'*Atriplex canescens* (Khedim, 2019), l'*Atriplex halimus* (Belarbi, 2018), dans les racines du radis (Neggaz et Reguieg Yssaad, 2018), le blé (Pazoki, 2015), lupin jaune (Izbianska *et al.*, 2014), *Fagopyrum esculentum* (Horbowicz *et al.*, 2013). Une augmentation de la teneur en flavonoïdes est enregistrée également chez *Taraxacum officinale* sous stress de Cr, Pb, Cu, Ni, Zn (Bretzel *et al.*, 2014). Sima *et al.* (2012) ont remarqué une augmentation de la teneur totale en flavonoïdes de *Medicago sativa* L. après 30 jours de traitement avec

120, 240, 500, 1000  $\mu\text{M}$  Pb. Alors que chez le *Plumbago zeylanica* L. le plomb a un effet négatif sur l'accumulation des flavonoïdes (Tokarz *et al.* 2020)

En général, l'accumulation des composés phénoliques, notamment les flavonoïdes augmente dans les cas de stress biotique et abiotique, tels que le stress hydrique et la toxicité aux métaux (Winkel-Shirley, 2002). Les flavonoïdes sont des produits du métabolisme secondaire avec une vaste gamme de fonctions, y compris une activité antioxydante (Havsteen, 1983) ; le piégeage des espèces radicalaires et des formes réactives de l'oxygène (Javanovic *et al.*, 1994), et l'inhibition de l'activité de certaines enzymes responsable de la production des ERO (Morris *et al.*, 1995). La diversité fonctionnelle des flavonoïdes est due à leur diversité structurelle, et à ce jour plus de 10 000 molécules différentes sont connues. Cette diversité confère aux flavonoïdes de nombreuses autres fonctions biologiques, en plus de leurs rôles d'antioxydants dans la plante (Tahara, 2007). En effet, les flavonoïdes sont de bons chélateurs de métaux lourds (Morris *et al.*, 1995), et participent de manière très efficace à la tolérance des végétaux à des stress variés (Macheix *et al.*, 2005).

#### II.2.3.5.3. Effet du plomb sur l'activité antiradicalaire (Test de DPPH)

Les résultats obtenus montrent que l'activité antiradicalaire de DPPH dans la partie aérienne et racinaire du *Moringa oleifera* Lam. est corrélée positivement avec les doses du plomb. En effet, cette activité augmente au fur et à mesure que les doses du plomb augmentent dans le substrat de culture. Le pourcentage de l'activité antiradicalaire enregistré dans la partie racinaire est supérieur à ce de la partie aérienne. Ces résultats sont en accord avec ceux de Neggaz (2019), qui a remarqué que le traitement du radis avec 500, 1000 et 2000 ppm du plomb provoque une augmentation de l'activité antiradicalaire de DPPH dans les racines plus que dans les feuilles ainsi dans la partie racinaire de même espèce sous l'effet de cuivre. Selon Mabrouk *et al.*, (2017), l'activité antioxydante utilisant le test de DPPH est plus prononcée en présence du zinc et l'arsenic dans le milieu de culture du Fenugrec (*Trigonella- foenum graecum* L.) aussi bien dans la partie aérienne que dans les racines. Les mêmes résultats obtenus par Dhriti *et al.* (2014), l'inhibition de DPPH chez *Brassica juncia* augmente sous l'effet stressant de Cd. Serap *et al.* (2017), ont signalé une meilleure tolérance de *Timmiella barbuloïdes* au stress métallique (Ni et Pb) avec une activité antiradicalaire croissante. Alors que, Kundu *et al.* (2018) ont enregistré une diminution que l'activité antiradicalaire de DPPH chez *Plantago ovata* en fonction de l'élévation des doses de Chromium (VI) appliquées. Les mêmes résultats obtenus par

Siddiqui *et al.* (2014), une réduction de l'activité antiradicalaire de DPPH chez *Brassica rapa* var. sous l'effet des métaux lourds (Cd, Cr et Pb).

Le test DPPH a été largement utilisé pour évaluer les effets de piégeage des radicaux libres par les antioxydants naturels en raison de sa stabilité sous forme radicalaire (Athamena, 2020). Le piégeage des radicaux libres par les antioxydants se fait par deux types de mécanismes: le transfert d'un atome d'hydrogène du groupement hydroxyle (cinétique rapide de certains acides et dérivés phénoliques); le transfert d'un électron (cinétique lente des dérivées glycosylées et des anthocyanes). Dans le cas des composés phénoliques, le mécanisme principal d'action du piégeage des radicaux libres se fait par le transfert de l'atome d'hydrogène sur le DPPH• qui se transforme en une molécule stable DPPH-H (Popovici *et al.*, 2009). Certains travaux ont montré l'existence d'une bonne corrélation entre les teneurs en polyphénols et, l'activité antioxydante. Et d'autres ont rapporté que les polyphénols, les flavonoïdes, les coumarines sont des potentiels réducteurs du radical DPPH (Mane, 2012).

#### **II.2.4. Effet du plomb sur les paramètres chimiques du *Moringa oleifera* Lam.**

##### **II.2.4.1. Accumulation du plomb dans la plante**

Les résultats obtenus révèlent que les plantes de *Moringa oleifera* Lam. accumulent des quantités importantes de plomb dans ces parties végétatives par rapport au témoin et cette accumulation augmente en fonction de l'accroissement des doses de Pb appliquées au sol. Les teneurs les plus élevées en Pb ont été enregistré dans les racines des plantes traitées avec 10 mM de Pb, dont, la teneur en Pb dans les parties souterraines est quatre fois plus élevée que celle mesurée dans les parties aériennes de ces plants. Les faibles concentrations de Pb dans les parties aériennes des plantes correspond à une faible absorption et à une faible mobilité (Hladun *et al.*, 2015). Des résultats similaires ont été trouvés par Yadav et Srivastava (2017) sur la même espèce, qui ont remarqué que les teneurs en cadmium chez les plantes de *Moringa oleifera* Lam. augmente avec l'augmentation des doses de cet élément dans leur milieu de culture, dont les teneurs maximales de Cd enregistrées après 30 jours de culture, ont été à la dose 5 mM de CdCl<sub>2</sub> dans les racines (168,563 mg/Kg) par rapport aux celles notées dans les parties aériennes (19,951mg/Kg) de cette plante. Ainsi, les résultats de Collina *et al.* (2017), révèle que les plantes d'*Azadirachta indica* et de *Moringa oleifera* Lam. ont la capacité d'accumuler de fortes concentrations de Ni, Pb et Zn au niveau de leurs racines. Une autre étude sur le

*Moringa olifera* Lam. cultivé autour des ateliers automobiles au Nigeria montre une accumulation appréciable des métaux dans leurs feuilles (Cu > Zn > Mn > Pb > Cr > As > Cr), écorces et leurs graines (Agboola *et al.*, 2016). Des résultats similaires ont été obtenus aussi par Batista *et al.* (2017), sur *Vetiveria zizanioides* L., *Helianthus annuus* L., *Alocasia macrorrhiza* et *Cecropia* sp. exposés au Pb pendant 21 jours, montrent que la quantité de Pb augmente linéairement dans les pousses et les racines de ces quatre espèces avec l'augmentation des doses de Pb dans le sol.

Généralement, les plantes absorbent le plomb de milieux de cultures et l'accumulent majoritairement dans leurs racines (90-95%) et seulement une petite quantité peut être transféré vers les parties aériennes (5-10%) des plantes (Piechalak *et al.*, 2002), cela a été remarqué chez le *Moringa oleifera* Lam. et d'autres plusieurs espèces telles que l'*Oriza sativa* (Ashraf *et al.*, 2020), *Plumbago zeylanica* L. (Tokarz *et al.*, 2020), *Salix miyabeana* (Diallo, 2019), *Echium italicum* L. (Uçar *et al.*, 2018), *Lathyrus sativus* (Abdelkrim, 2018), *Helianthus annuus* (Alaboudi *et al.*, 2018), *Cyamopsis tetragonoloba* L. et *Sesamum indicum* L. (Amin *et al.*, 2018), ainsi chez *Hirschfeldia incana* (Fahr, 2014 ; Auguy *et al.*, 2013). Comme cela a été également observé dans des études précédentes montrant que l'*Oxycaryum cubense* accumule dans ses racines 93 % de la quantité totale Pb absorbée (Alves *et al.*, 2014). De tels résultats sont semblables avec les travaux d'Adejumo *et al.* (2020), menés sur plusieurs plantes poussant sur des sites contaminés par le plomb, confirmant l'accumulation principale et l'immobilisation de cet élément dans les racines de ces plantes, ce qui limite son transport vers les pousses (Obroucheva *et al.*, 2001; Khedim, 2019). Les racines peuvent absorber et accumuler 3 à 50 fois plus de plomb que les feuilles (Wozny *et al.*, 1995). Stanislawska-Glubiak *et al.* (2012), ont trouvé que les concentrations du Pb dans les racines du saule (*Salix viminalis*) est 10 fois plus que les tiges et 5 fois plus que les feuilles. Cette constatation semble être une tendance générale de la distribution du Pb dans les plantes (Pourrut *et al.*, 2011).

Nos résultats sont cohérents également aux d'autres travaux antérieurs montrant l'accumulation davantage des métaux lourds dans les racines de différentes espèces végétales. Par exemple, une augmentation des teneurs en Pb, Cu et Zn chez le radis cultivé dans un sol artificiellement contaminé par ces trois métaux (Neggaz, 2019 ; Hladun *et al.*, 2015) et chez *Licopersicon solanum* et de *Brassica juncea* (Rodríguez-Bocanegra *et al.*, 2018), ainsi une accumulation de Pb et de Cr chez l'*Atriplex canescens* (Belarbi, 2018) et chez le maïs (Braud, 2007). Selon Ahmed *et al.* (2021), la culture des 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.

L'absorption de Pb par les racines des plantes est un phénomène non sélectif et indépendant de la pompe  $H^+$ /ATPase (Wang *et al.*, 2007). Cette absorption du plomb est inhibée par le calcium (Kim *et al.*, 2002) car le plomb entre en compétition avec le Ca pour les canaux calciques qui sont des passerelles importantes pour la pénétration du Pb dans le système racinaire (Wang *et al.*, 2007 ; Pourrut *et al.*, 2008). La majorité du Pb absorbé par les plantes de *Moringa oleifera* Lam. persiste et s'accumule dans les racines et seulement une faible fraction est transloquée vers les parties aériennes de ces plantes. Cela peut être due à sa faible mobilité dans la plante, sa liaison à la surface extérieure des racines, sous forme de dépôts cristallins ou amorphes et/ou sa grande affinité pour les charges négatives de la paroi cellulaire (Zhivotovsky *et al.*, 2011 ; Koepe, 1977), ce qui limite l'absorption du métal dans les racines. De plus, la présence de bandes caspariennes dans l'endoderme agit comme une barrière supplémentaire contribuant également à minimiser la translocation de Pb des racines vers les pousses (Jones et Clemen, 1972; Verma et Dubey 2003 ; Obroucheva *et al.*, 2001), (Kabata-Pendias, 2000). Par conséquent, les racines peuvent empêcher et/ou réduire la translocation des métaux vers les feuilles par leur séquestration dans les vacuoles (Patra *et al.*, 2004), dont elles sont considérées comme un lieu privilégié pour le stockage du plomb (Meyers *et al.* (2008). Ces restrictions sont probablement responsables de la résistance et de la tolérance des plantes au Pb (Egendorf *et al.*, 2020), et cela est considéré comme une stratégie d'évitement adoptée par les plantes pour protéger leurs appareils photosynthétiques (Burzynski et Klobus, 2004 ; Ahmed *et al.*, 2005).

Tandis que, d'autres résultats de recherche montrent que le plomb s'accumule majoritairement dans les feuilles comparativement aux racines chez plusieurs espèces végétales : *Glycine max* L. Aransiola (2013) et *Conocarpus erectus* (Abdul Qados, 2015). Les résultats de Khedim (2019) montrent que le taux de plomb accumulé dans les feuilles de l'*Atriplex canescens* traité avec 2500 et 10000 ppm de Pb est plus élevé par rapport aux racines. Les mêmes résultats obtenus par Araujo *et al.* (2020) sur *Astronium graveolens* cultivé dans un substrat préalablement contaminé avec des concentrations élevées de  $Pb(C_2H_3O_2)_2$  présentent une accumulation moins importante de Pb dans les racines



comparativement aux pousses, ce qui permet de caractériser *A. graveolens* comme un phytoextracteur (Ali *et al.*, 2013). Ce phénomène est observé dans le cas où les plantes sont hyperaccumulatrices, dont elles peuvent transférer de grandes quantités de Pb et d'autres métaux des racines vers les parties aériennes pour les accumuler dans cette dernière (Hanc *et al.*, 2009).

#### II.2.4.2. Facteur de translocation du plomb

Un facteur de translocation indique la capacité d'une plante à transporter le Pb d'un organe à un autre (Ashraf *et al.*, 2020). Dans notre étude le FT estime la capacité des plantes de *Moringa oleifera* Lam. à transférer le Pb des racines vers leurs parties aériennes, dont elles ont montré un FT inférieur à 1 pour toutes les doses de Pb appliquées, ce qui confirme une accumulation majoritaire de cet élément dans les racines et un transport limité vers les parties aériennes, ce qui peut contribuer à la tolérance au plomb. (Cecchi, 2008). Comme rapporté par Rigoletto *et al.* (2020), si ce facteur est  $>1$ , les plantes se transfèrent plus des métaux de la racine vers la pousse ce qui se traduit par une concentration plus élevée dans les racines, tandis que si le TF  $< 1$ , les métaux sont préférentiellement accumulés par immobilisation dans les racines et agissant ainsi comme des phytostabilisatrices de plomb (Lago-Vila *et al.*, 2019).

Nos résultats sont en accord avec ceux de Yadav et Srivastava (2017), qui ont enregistré un  $FT < 1$  chez la même espèce plantée dans un sol contaminé par des doses croissantes en cadmium. L'étude d'Abdul Qados (2015) sur trois plantes cultivées dans un sol mélangé par une fine poudre de  $PbCl_2$  à différentes concentrations montrent que le FT de Pb chez *Acacia saligna* et *Eucalyptus rostrate* est inférieur à 1, tandis que *Conocarpus erectus* son  $FT > 1$ , ainsi chez *Glycine max* L (Aransiola, 2013). Généralement, Les plantes qui présentent un transfert limité des métaux du sol-racine et/ou des racines-pousses, dont les valeurs de FT sont faibles. Ces plants ont des capacités de tolérance par rapport aux d'autres plantes qui ont de FT plus élevés (Ashraf *et al.*, 2017a). Les travaux de Baldi *et al.* (2021), sur sept espèces végétales (*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 jusqu'à  $1000 \text{ mg Pb kg}^{-1}$  de Pb révèlent qu'aucune des espèces étudiées n'a montré un FT supérieure à 1. Selon Aksorn et Chitsombonn (2013), le vétiver (*V. zizanioides* et *V. nemoralis*), peut agir efficacement comme un phytostabilisateur de Pb, en raison des contenus élevés du métal dans les racines, avec des valeurs de TF  $< 1$ , ce qui est identique à la présente étude.

Plusieurs études ont été menées pour déterminer le facteur de transfert (TF) du Pb dans différents types de plantes, Il ressort clairement de ces études que la valeur du FT est inférieure à 1 chez *Capsicum annuum* 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), *T. foenum graecum* (Ahmad *et al.*, 2005).

L'accumulation de métal dans les racines sont considérées comme l'un des premiers moyens pour la plante de gérer un stress métallique (Das *et al.*, 1997), tandis que la translocation vers la tige est un facteur décisif de l'hyperaccumulation (Xing *et al.*, 2008). 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). Les plantes limitent toujours la translocation du Pb vers leurs parties aériennes, par un piégeage de 95 % de ce métal dans les espaces intercellulaires, les parois cellulaires, les vacuoles et les dictyosomes sous forme de précipités et/ou de cristaux (Wierzbicka et Antosiewicz 1993, Lane et Martin, 1977 ; Qureshi *et al.*, 1986). Divers transporteurs et protéines au sein des plantes peuvent aider à la mobilisation du Pb à travers les membranes plasmiques, permettant au Pb d'être stocké dans des organes inactives (Kumar et Prasad 2018) (Egendorf *et al.* , 2020). De plus la présence des bandes caspiennes dans l'endoderme est principalement responsable de la limitation du transport du Pb à travers l'endoderme vers les tissus vasculaires (Seregin *et al.*, 2004), (Seregin *et al.*, 2004) et donc réduction des effets toxiques du plomb sur les compartiments cellulaires métaboliquement actifs (Patra *et al.*, 2004). Ce mécanisme permet la croissance et la propagation des espèces végétales dans les sites contaminés (Cecchi, 2008)

Cependant, une faible quantité de Pb peut atteindre d'autres tissus végétaux par un transport via les vaisseaux du xylème et de phloème (Rascio et Navari-Izzo 2011). Une fois à l'intérieur du tissu racinaire, les taux de transport du Pb à travers les organes varient considérablement entre les plantes et avec les conditions du sol. En général, la teneur en Pb dans les organes des plantes diminue avec la distance au sol; racines>feuilles> tiges> graines (Seregin et Ivanov 2001). De plus, le stockage des ETM s'effectue souvent de manière privilégiée dans les feuilles mûres, ce qui permet probablement aux jeunes feuilles d'être protégées et donc d'investir davantage d'énergie pour la croissance (Overall et Parry, 2004 ; Tomé *et al.*, 2009).

### II.2.4.3. Facteur de bioconcentration du plomb

L'évaluation de la capacité d'une plante à extraire et accumuler des métaux provenant de sols contaminés est estimée par le facteur de bioconcentration (FBC) qui représente la possibilité de transfert d'un contaminant du sol vers les plantes, et il est généralement défini comme le ratio entre la concentration d'un métal dans une plante et sa concentration dans le sol (Cecchi, 2008 ; Ahmed *et al.*, 2021). Selon Ma *et al.* (2001), les plantes possédant des valeurs de FBC  $> 1$  sont des plantes accumulatrices, les plantes ayant des valeurs de FBC  $< 1$  sont considérées comme des plantes excluantes. Tandis que, si les valeurs de FBC  $> 10$ , les plantes sont classées comme hyperaccumulatrices.

Les résultats obtenus montrent que les plantes du *Moringa oleifera* Lam. traitées avec les cinq doses de Pb présentent un FBC inférieur à 1, ce qui indique que ces plantes sont excluantes. Selon le FBC utilisé pour expliquer la translocation du plomb du sol vers la plante, cette dernière est considérée comme plante non accumulatrice. Nos résultats sont en accord avec les travaux d'Ahmed *et al.* (2021), sur *Capsicum annum* L. planté dans un milieu contaminé par des concentrations élevées en Pb et Cr, où le FBC de ces deux métaux est inférieure à 1. D'autres études réalisées par Baldi *et al.*, 2021 et Alaboudi *et al.* (2018) sur plusieurs espèces cultivées dans des sols pollués avec des concentrations élevées en Pb montrent que ces plantes sont non accumulatrices de ce métal, car le FBC de Pb est inférieur à 1. Mou *et al.* (2021) ont étudié cinq espèces différentes (*Arabis alpina* L., *Anaphalis margaritacea*, *Cyananthus Inflatus*, *Arenaria orbiculata* et *Juncus effusus*) poussées dans un site contaminé par le Cu, Zn, Cd et Pb, où ils ont constaté que les valeurs du FBC de Pb sont inférieurs à 1, ce qui est semblable à la présente étude.

Le transfert limité de Pb du sol vers la plante est due à sa faible solubilité et sa faible disponibilité pour l'absorption par les racines des plantes, car il se forme des précipités avec les phosphates, les sulfates et les produits chimiques dans la rhizosphère (Blaylock et Huang, 2000). Ces formes géochimiques dans les sols affectent la solubilité du Pb, ce qui influence directement sa mobilité (Collina *et al.*, 2017). De plus, le pH et la teneur en matière organique totale dans le sol sont des facteurs critiques affectant également la biodisponibilité et l'absorption du Pb par les plantes. Les métaux, dont le Pb, sont plus solubles à un pH acide ou quasi neutre. Alors que, les métaux ont tendance à précipiter dans un sol à un pH  $> 8$  (Usman *et al.*, 2020). Nos résultats montrent que le pH est modérément alcalin (8.27) et une teneur moyenne en matière organique (3.49%) dans le substrat de culture des plantes du *Moringa oleifera* Lam. Ce qui explique les faibles

valeurs de FBC obtenues, indiquant une accumulation inférieure à 1. De plus, les racines des plantes produisent et excrètent des protons, des exsudats et plusieurs métabolites, qui peuvent modifier le pH du sol et ainsi interférer avec les processus de dissolution et la formation de complexes solubles métal-organique (Leyval et Berthelin, 1991).

Chez les plantes du *Moringa oleifera* Lam., les valeurs du FBC les plus élevées ont été notées chez les plantes témoins comparativement aux plantes stressées avec les différentes doses de Pb, cela peut être dû au fait qu'à une concentration modérément faible de plomb dans le sol, les plantes ont tendance à accumuler plus de métaux qu'à des concentrations plus élevées (Benzarti *et al.*, 2008). De plus, les plantes sont capables de restreindre l'absorption des métaux par la séquestration de phytochélatine ou l'accumulation de métaux dans certains compartiments cellulaires (Patra *et al.*, 2004). Par contre, d'après les résultats obtenus (tableau ??), on a remarqué que la quantité de Pb accumulée par les plantes du *Moringa oleifera* Lam. augmente proportionnellement avec les doses de Pb appliquées. La teneur en Pb au niveau des plantes stressées avec 7 et 10 mM de Pb est largement supérieure à celle enregistrée chez les plantes traitées avec 3 et 5 mM de Pb, ce résultat est concordant avec le FBC calculé où on a enregistré un facteur supérieur chez les plantes traitées avec 7 et 10 mM de Pb comparativement aux plantes stressées avec 3 et 5 mM de Pb, ce qui montre que le facteur de bioconcentration calculé n'exprime pas totalement la translocation du plomb du sol et son accumulation au niveau de la plante.

De plus, différentes plantes possèdent divers mécanismes de résistance à la toxicité des métaux, parmi lesquels l'évitement et l'absorption des métaux sont les plus courants. Le Pb est principalement localisé dans la fraction insoluble des parois cellulaires des racines et seuls les ions libres sont transportés vers les autres parties via les cellules du xylème et du phloème, ce qui est lié au mécanisme de détoxification (Piechalak *et al.*, 2002, Rascio et Navari-Izzo, 2011).

#### **II.2.4.4. Pouvoir phytoremédiateur du *Moringa oleifera* Lam.**

Les valeurs du facteur de bioconcentration (FBC) et du facteur de translocation (FT) sont généralement utilisées dans l'identification de l'aptitude des plantes à la phytoremédiation (c'est-à-dire à la phytoextraction ou à la phytostabilisation) en expliquant les caractéristiques d'accumulation et les comportements de translocation des métaux dans les plantes (Amin *et al.*, 2018). Les plantes avec  $FBC > 1$  et  $FT > 1$  sont plus appropriées

pour la phytoextraction car l'accumulation des métaux est majoritairement dans les parties aériennes, alors que les plantes avec  $FBC > 1$  et  $FT < 1$  sont plus adaptées à la phytostabilisation (immobilisation des métaux dans les racines) (Rigoletto *et al.*, 2020).

Les résultats obtenus montrent chez *Moringa oleifera* Lam. que les facteurs de bioconcentration et de translocation sont inférieurs à 1 pour toutes les doses de plomb appliquées, ce qui indique que ces espèces sont excluantes et sont potentiellement appropriées pour la phytostabilisation du plomb. Ces résultats montrent que la plante de *Moringa oleifera* Lam. peut être utilisée pour la décontamination des sols pollués à des fortes concentrations de plomb par son immobilisation dans les racines. Ces plantes présentent une capacité d'absorption et de stockage assez importante du plomb dans les racines avec un potentiel de translocation beaucoup plus faible vers les parties aériennes. La séquestration et l'immobilisation du Pb dans les racines se fait par une précipitation sous forme de sels dans les parois cellulaires, l'espace intercellulaire, ainsi par un blocage dans les bandes caspariens, et/ou une accumulation dans les membranes plasmiques ou les vacuoles (Shahid *et al.*, 2012) qui le rend moins susceptible d'être mobilisé ou lessivé dans le sol (Porębska et Ostrowska 1999).

# **CONCLUSION & PERSPECTIVES**

La contamination des sols agricoles par les métaux lourds tel que le plomb constitue un problème particulièrement préoccupant, car, le plomb est un métal toxique et sa présence même à faible dose dans l'environnement affecte la croissance et le développement des plantes et l'écosystème en général. La dépollution des sols pollués par le plomb a été réalisée par deux procédés de phytoremédiation; la phytostabilisation ou la phytoextraction, dont le but d'étudier la capacité de *Moringa oleifera* Lam. à croître dans un milieu pollué avec des doses croissantes en plomb (0, 3, 5, 7 et 10 mM) et d'évaluer l'effet du plomb sur les paramètres de germination, biochimiques, chimiques et anatomiques de cette plante et également de déterminer son potentiel phytoremédiateur pour le plomb.

Les principaux résultats obtenus :

❖ **Sur la germination :**

- Les concentrations élevées du plomb agissent négativement sur tous les paramètres germinatifs des graines du *Moringa oleifera* L, entraînant un retard dans sa germination ainsi une diminution de son taux de germination par rapport au témoin. Cependant, l'effet inhibiteur de ce métal est minime et les pourcentages enregistrés sont toujours élevés (supérieurs à 90% pour toutes les doses de Pb).
- L'augmentation des doses de plomb appliquées provoquent une réduction des longueurs des radicelles et des tigelles aussi bien la taille des racines et la densité des poils absorbants de cette plante, ce qui conduit au développement des plantules réduites avec des racines plus courtes, mais plus compactes. La croissance des radicelles est généralement fortement inhibée du fait de leur contact direct avec le plomb.

❖ **Sur la plante :**

- l'examen microscopique des coupes anatomiques des racines et des tiges de *Moringa oleifera* Lam. montre que le plomb provoque des altérations structurales dans la taille et le nombre des cellules de différents tissus et en particulier les vaisseaux du xylème, dont l'ampleur de ces modifications augmente avec l'augmentation des doses de Pb appliquées. Ce comportement peut être interprété

comme un mode d'adaptation vis à vis au plomb. Une adaptation anatomique chez les plantes est généralement corrélée à une adaptation biochimique et physiologique.

- L'augmentation des doses du plomb dans le milieu de culture de la plante de *Moringa oleifera* Lam. provoque une réduction du taux de la photosynthèse, ceci est due à une inhibition de la synthèse de la chlorophylle dans leurs feuilles et également une réduction de la teneur en protéines au niveau de leurs parties végétatives (aérienne et racinaire).
- Le plomb a un effet positif sur la synthèse et l'accumulation des osmorégulateurs chez le *Moringa oleifera* Lam, qui ont un rôle dans la tolérance des plantes au stress. L'accumulation des sucres est plus importante dans les parties aériennes par rapport aux parties racinaires, tandis que la teneur en proline enregistrée au niveau des parties aériennes est inférieure à celle enregistrée au niveau des parties racinaires.
- La plante du *Moringa oleifera* Lam. augmente aussi la production des composés antioxydants (polyphénols, flavonoïdes et DPPH) avec l'accroissement des doses de Pb appliquées, afin de minimiser les effets délétères du stress oxydatif induits par le plomb. L'accumulation de ces composés est plus importante au niveau des racines comparativement aux parties aériennes.
- L'augmentation des doses de Pb dans le substrat de culture des plantes du *Moringa oleifera* Lam. entraîne une augmentation de la synthèse des osmorégulateurs et des composés antioxydants chez ces plantes. L'augmentation de ces composés métaboliques chez cette espèce sous l'effet du plomb peut être considérée comme une réponse d'adaptation et de tolérance au stress au plomb et également un mécanisme de défense contre les effets indésirables du plomb et de réduction de la toxicité de ce métal.
- ✚ l'accumulation du plomb chez le *Moringa oleifera* Lam. est corrélée positivement avec les doses de plomb du substrat et cette accumulation augmente avec l'augmentation des doses de plomb appliquées. Les plantes du *Moringa oleifera* Lam. ont la capacité d'absorber et d'accumuler de grandes quantités du plomb dans leurs racines et de transférer seulement une petite quantité vers leurs parties aériennes, dont, à la dose la plus élevée du plomb (10 mM de Pb), la teneur en



plomb enregistrée dans les racines est quatre fois supérieure à celle enregistrée dans la partie aérienne.

- ✚ Le pouvoir phytoremédiateur du plomb chez la plante du *Moringa oleifera* Lam. a été évalué à travers le facteur de bioconcentration et de translocation, dont les deux facteurs calculés sont inférieurs à 1 pour toutes les doses de Pb appliquées, ce qui indique que cette espèce peut donc être classée comme une plante excluante (non accumulatrice) puissante avec un potentiel approprié pour la phytoremédiation des sites pollués avec le Pb et ce par la phytostabilisation (immobilisation du plomb dans les racines), car, cette plante présente une forte tolérance au stress au plomb ainsi des capacités sérieuses d'absorption, de séquestration et d'immobilisation du plomb dans leurs racines.

**Tableau 19:** Tableau récapitulatif des principaux résultats de l'effet du plomb sur les paramètres de germination, biochimiques et chimiques du *Moringa oleifera* Lam.

Paramètres		0 mM	3 mM	5 mM	7 mM	10mM	P		
Germination	Taux de germination	A	↘ A	↘ A	↘ A	↘ A	-	/	
	Cinétique de la germination	A	↘ A	↘ A	↘ A	↘ A	-	/	
	Longueur des radicules	A	↘ B	↘ B-C	↘ B-C	↘ C	**	LR < LT	
	Longueur des tiges	A	↘ B	↘ C	↘ D	↘ E	**		
Biochimiques	Chlorophylle	Chl a	A	↘ B	↘ B	↘ B	↘ B	**	Chl t > chl a > chl b
		Chl b	A	↘ B	↘ C	↘ C	↘ C	**	
		Chl t	A	↘ B	↘ B-C	↘ C	↘ C	**	
	Protéines	P A	A	↘ B	↘ B	↘ B	↘ B	*	PA > PR
		P R	A	↘ A-B	↘ A-B	↘ A-B	↘ B	*	
	Sucres solubles	P A	A	↗ A	↗ A	↗ A	↗ A	*	PA < PR
		P R	A	↗ A	↗ A	↗ B	↘ B	**	
	Proline	P A	A	↗ B	↗ C	↗ C-D	↗ D	**	PA > PR
		P R	A	↗ B	↗ C	↗ D	↗ D	**	
	Polyphénols	P A		↗	↗	↗	↗	-	PA < PR
		P R		↗	↗	↗	↗	-	
	Flavonoïdes	P A		↗	↗	↗	↗	-	PA < PR
		P R		↗	↗	↗	↗	-	
	DPPH	P A		↗	↗	↗	↗	-	PA < PR
		P R	A	↗ A-B	↗ A-B	↗ A-B	↗ B	-	
	Chimiques	Accumulation de Pb	P A	faible	Moyenne	Moyenne élevée	élevée	Très élevée	**
P R			Faible	Moyenne	Moyenne	Elevée	Très élevée	**	
Pt En			Faible	Moyenne	Moyenne	Elevée	Très élevée	**	
FT		< 1 <sup>A</sup>	< 1 <sup>A</sup>	< 1 <sup>A</sup>	< 1 <sup>B</sup>	< 1 <sup>B</sup>	**		
FBC		< 1 <sup>A</sup>	< 1 <sup>C</sup>	< 1 <sup>D</sup>	< 1 <sup>C</sup>	< 1 <sup>B</sup>	**		

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

Une synthèse des niveaux de la toxicité du plomb sur la croissance du *Moringa oleifera* Lam., a été réalisée selon les résultats de l'évaluation de différentes concentrations du plomb sur les paramètres biochimiques et chimiques de cette plante, dont ces niveaux sont rapportés dans le tableau ci-dessous.

**Tableau 20:** niveaux de la toxicité du plomb sur la croissance de la plante *Moringa oleifera* Lam.

Doses du Pb (mM)	0	3	5	7	10
Niveau de la toxicité	/	faible	moyenne	Elevée	Très élevée

## Perspectives

Les résultats obtenus confirment que :

- *Moringa oleifera* Lam possède des capacités de tolérance et de croissance dans un milieu contaminé avec de fortes doses de plomb,
- Elle peut être utilisée comme plante phyto-rémediatrice dans les sols pollués par le plomb,
- Cette étude a ouvert plusieurs voies de recherche et laisse à entrevoir de nombreuses perspectives d'expérimentations.

Pour la continuité de cette étude, il est indispensable d'effectuer :

- Une évaluation des paramètres morpho-physiologiques (matière fraîche et sèche, teneur en eau...) de cette plante sous l'impacte du plomb.
- Une évaluation également de l'effet du plomb sur le matériel génétique de *Moringa oleifera* Lam., en étudiant les dommages et les altérations survenus au niveau de l'ADN, ainsi, l'identification des gènes responsable de la tolérance et l'accumulation du Pb et les gènes impliqués dans la synthèse et l'accumulation des osmorégulateurs dans les différentes parties de la plante.
- Une étude anatomique de la localisation et la distribution du plomb au niveau tissulaire et cellulaire de différents organes végétatifs de *Moringa oleifera* Lam.
- Une évaluation des activités enzymatiques et hormonales impliquées dans la réponse de *Moringa oleifera* Lam. face au stress au plomb.

- Une étude de la capacité de cette plante sous d'autres conditions expérimentales en tenant compte de l'âge de la plante, la durée d'exposition au stress et la nature du sol.
- Une étude des capacités de tolérance et du pouvoir phytoremédiateur de *Moringa oleifera* Lam. aux autres métaux lourds tels que : Cu, Zn, Cd, Cr, Ni et U, ce qui permet d'évaluer les réponses de la plante aux autres métaux, mais aussi sa réaction face à la combinaison de plusieurs d'entre eux qui pourrait induire une contrainte différente, car, les sols agricoles sont généralement polycontaminés.
- Enfin, Tester la sensibilité et la tolérance des autres espèces du Moringa au stress au plomb, ainsi une étude comparative entre ces espèces et d'autres plantes tolérantes ou accumulatrices de métaux pour bien comprendre les mécanismes de toxicité du plomb.

## **REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES**

**A**

- **Abd Allah, E.F., Hashem, A., Alqarawi, A.A., & Alwathnani, H.A. (2015).** Alleviation of adverse impact of cadmium stress in sunflower (*Helianthus Annuus* L.) by arbuscular mycorrhizal fungi. Pak. J. Bot, 47(2), 785–795.
- **Abdelkrim, S. (2018).** Identification d'une association *Lathyrus sativus*-bactéries pour la dépollution biologique des sols contaminés par le plomb. Thèse de doctorat de l'Institut national agronomique de Tunisie.
- **Abdelly, C. (2007).** Bioremédiation / Phytoremédiation. Institut supérieur de l'éducation et de la formation continue. Université de Tunis. <https://www.researchgate.net/publication/277226840>
- **Abdul Qados, A.M.S. (2015).** Phytoremediation of Pb and Cd by native tree species grown in the Kingdom of Saudi Arabia. Agric. Biol. J. N. Am, 6(1) 8–21.
- **Adejumo, O.E., Kolapo, A.L., & Folarin, A.O. (2012).** *Moringa oleifera* Lam. (Moringaceae) grown in Nigeria: in vitro antisickling activity on deoxygenated erythrocyte cells, J. Pharm. Bioall. Sci. 4 (2012) 118–122.
- **Adejumo, S.A., Oniosun, B., Akpoilih, O.A., Adeseko, A., & Arowo, D.O. (2020).** Anatomical changes, osmolytes accumulation and distribution in the native plants growing on Pb-contaminated sites. Environ Geochem Health. Springer Nature B.V. 2020. <https://doi.org/10.1007/s10653-020-00649-5>
- **ADEME. (2006).** Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie. 2006. Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation. P.14.
- **ADEME. 2010.** Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie ; <http://www2.ademe.fr/servlet/KBaseShow?Sort=1&cid=96&m=3&catid=10157>.
- **Adriano, D. C. (1986).** Other trace elements. In Trace Elements in the Terrestrial Environment (pp. 470-501). Springer, New York, NY.
- **Adriano, D.C. (2001).** Trace Elements in Terrestrial Environments: Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. 2nd Edition, Springer, New York, 867. <http://dx.doi.org/10.1007/978-0-387-21510-5>

- **Agboola, O.O., Orji, D.I., Olatunji, O.A., Olowoyo, J.O. (2016).** Bioaccumulation of Heavy Metals by *Moringa Oleifera* in Automobile Workshops from three Selected Local Governments Area, Ibadan, Nigeria. West African Journal of Applied Ecology, vol. 24(1), 2016: 9–18.
- **Agence de l'environnement et de la maîtrise de l'énergie (ADEME), (2013).** La contamination des sols : une menace pour l'homme et les écosystèmes. In ADEME. Sites pollués et sols.
- **Agence pour la diffusion de l'information technologique ; ADIT. (2006).** Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation, In Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie, ADEME : Sites pollués et sol. 1-92.
- **Agroconsult Haiti, S. A. (2016).** Analyse des Potentialités de l'Exploitation du Moringa en Haïti. Rapport final. Banque de la republique D'haiti (BRH).
- **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, S.H., Reshi, Z., Ahmad, J., and 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, A., Tajmir-Riahi, H.A. (1993).** Interaction of toxic metal ions  $Cd^{2+}$ ,  $Hg^{2+}$  and Pb with light-harvesting proteins of chloroplast thylakoid membranes. An FTIR spectroscopic study. J. Inorg. Biochem., 50(4):235– 243
- **Ahmed, F., Fakhruddin, A. N. M., Fardous, Z., Chowdhury, M. A. Z., Rahman, M., Mnand Kabir, M. M. (2021).** Accumulation and Translocation of Chromium (Cr) and Lead (Pb) in Chilli Plants (*Capsicum annum* L.) Grown on Artificially Contaminated Soil. Nature Environment and Pollution Technology An International Quarterly Scientific Journal. 20 (1) pp. 63-70
- **Akçin, E.T., Güncü, M.B., Aktaş, G., Aslan, Y. (2018).** Effect of manufacturing techniques on the marginal and internal fit of cobalt-chromium implant-supported multiunit frameworks. The Journal of Prosthetic Dentistry, 120(5), 715-720.

- **Akcin, T.A., 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
- **Aksorn, E., Chitsomboon, B. (2013).** Bioaccumulation of heavy metal uptake by two different Vetiver grass (*Vetiveria zizanioides* and *Vetiveria nemoralis*) species. African Journal Agricultural Research, v.8, p.3166 3177. <http://dx.doi.org/10.5897/AJAR12.2066>
- **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 xxx (xxxx) xxx. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2020.11.015>
- **Alaboudi, K.A., Ahmed, B., Brodie, G. (2018).** Phytoremediation of Pb and Cd contaminated soils by using sunflower (*Helianthus annuus*) plant. Ann. Agric. Sci.63, 123–127.
- **Aldoobie, N.F., Beltagi, M.S. (2013).** Physiological, biochemical and molecular responses of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) plants to heavy metals stress. African Journal of Biotechnology, Vol. 12: 4614-4622.
- **Al-Ghzawi, A. L. A., Al Khateeb, W., Rjoub, A., Al-Tawaha, A.R.M., Musallam, I., Al Sane, K.O. (2019).** Lead toxicity affects growth and biochemical content in various genotypes of barley (*Hordeum vulgare* L.). Bulgarian Journal of Agricultural Science, 25 (No 1) 2019, 55–61.
- **Ali, H., Khan, E., Sajad, M.A., (2013).** Phytoremediation of heavy metals- concepts and applications. Chemosphere 91, 869–881. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere>.
- **Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J.M, Amezaga, I., Albizu, I., Garbisu C. (2004).** Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead, and arsenic. Reviews in Environmental Science and Bio/Technology 3: 71–90, 2004.
- **Alqarawi, A.A., Abd Allah, E.F. and Hashem, A. (2014).** Alleviation of salt-induced adverse impact via Mycorrhizal fungi in *Ephedra Aphylla* Forssk. Journal



of Plant Interactions 9: 802–810.

- **Al-Saadi, S. A. A. M., Al-Asaadi, W. M., & Al-Waheeb, A. N. H. (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.
- **Alves, L. Q., de Jesus, R. M., de Almeida, A.-A. F., Souza, V. L., Mangabeira, P. A. O. (2014).** Effects of lead on anatomy, ultrastructure and concentration of nutrients in plants *Oxycaryum cubense* (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](https://doi.org/10.1007/s11356-014-2549-9)
- **Amadi, N., Tanee, F.B.G. (2014).** Efficacy of *Moringa oleifera* as a phytoextraction plant in the remediation of heavy metals polluted soil.. *Journal africain des sciences végétales*, 8 (12), 546-553. <https://doi.org/10.5897/AJPS2014.1226>
- **Amin, H., Arain, B. A., Jahangir, T. M., Abbasi, M. S., & Amin, F. (2018).** Accumulation and distribution of lead (Pb) in plant tissues of guar (*Cyamopsis tetragonoloba* L.) and sesame (*Sesamum indicum* L.): profitable phytoremediation with biofuel crops. *Geology, Ecology, and landscapes*, 2(1), 51-60. [DOI:10.1080/24749508.2018.1452464](https://doi.org/10.1080/24749508.2018.1452464)
- **Ammar, R.B., Bhourri, W., Sghaier, M.B., Boubaker, J., Skandrani, I., Neffati, A., Bouhleb, I., Kilani, S., Mariotte, A.M., Chekir-Ghedira, L., Dijoux-Franca, M.G.D., 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.
- **Angelica, M.S., Marcelo, F., Gabriel, F., Álvaro, A., Márcia, R., Márcia, T., Rosângela, B. (2010).** Use of *Moringa oleifera* Seed as a Natural Adsorbent for Wastewater Treatment. *Water Air Soil Pollut.*, 206: 273–281.
- **Animashaun, J. (2013).** Prospects of Agriculture Enterprise for Sustainable Economic Development: Success Story of University of Ilorin *Moringa* Value-Addition Activities. In Proceedings of the 4th International Conference of the African Association of Agricultural Economists, Hammamet, Tunisia, 22–25 September 2013. (No. 309-2016-5202). [Doi :10.22004/ag.econ.160555](https://doi.org/10.22004/ag.econ.160555)

- **Anwar, F., Latif, S., Ashraf, M. and Gilani, A. H., (2007).** *Moringa oleifera*: a food plant with multiple medicinal uses. *Phytotherapy Research*, 21: 17-25. <https://doi.org/10.1002/ptr.2023>
- **Aoumeur, H. (2012).** The stressful effect of lead on radish growth "*Rapahnus sativus* L." physiological, biochemical response and potential phytoremediation efficiency. Doctoral thesis. University of Oran 1.
- **Aransiola, S.A., Ijah, U.J.J., Abioye, O.P. (2013).** Phytoremediation of Lead Polluted Soil by *Glycine max* L. *Applied and Environmental Soil Science*. 2013 (3) ;1-7. <http://dx.doi.org/10.1155/2013/631619>
- **Araujo, M.A., Leite, M.C., Camargos, L.S., & Martins, A.R. (2020).** Tolerance evaluation and morphophysiological responses of *Astronium graveolens*, a native brazilian Cerrado, to addition of lead in soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 195, 110524. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110524>
- **Aravind, P., Narasimha, M., Prasad, V. (2005).** Modulation of Cadmium-induced oxidative stress in *Ceratophyllum demersum* by zinc involves ascorbate-glutathione cycle and glutathione metabolism. *Plant Physio Biochem* 43, 107-1116
- **Arienzo, M., Adamo, P., Cozzolino, V. (2004).** The potential of *Lolium perenne* for revegetation of contaminated soil from a metallurgical site. *Sci. Total Environ*. 319: 13-25.
- **Arshad, M., Silvestre, J., Pinelli E., Kallerhoff, J., Kaemmerer, M., Tarigo A; Shahid, M., Guiresse, M., Pradere, P.,Dumat C, (2008).** A field study of Pb phytoextraction by various scented *Pelargonium* cultivars. *Chemosphere* 71, 2187-2192.
- **ARTEB. (2006).** Développement des techniques de diagnostic et de traitement des sols : la phytoremédiation. *Technologies Clefs* 2000-2005 sur <http://www.arteb.com>
- **Ashfaq, M., Basra, S.M., Ashfaq, U. (2012).** *Moringa*: A Miracle Plant for Agroforestry. *J. Agric. Soc. Sci.* 8, 115–122.

- **Ashraf, A., Bhardwaj, S., Ishtiaq, H., Devi, Y. K., Kapoor, D. (2021).** Lead uptake, toxicity and mitigation strategies in plants. *Plant Archives* Volume 21(1), 2021 pp. 712-721.
- **Ashraf, I., Bradshaw, H., Ha, T. T., 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.
- **Ashraf, U., Mahmood, M.H.R., Hussain, S., Abbas, F., Anjum, S.A., 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.
- **ATAKPAMA, W., KPNOR, E. G. E., KANDA, M., DOURMA, M., M'tékounm, N. A. R. E., BATAWILA, K., AKPAGANA, K. (2014).** *Moringa oleifera* Lamarck (Moringaceae): une ressource phytogénétique à usage multiple. *Sciences de la vie, de la terre et agronomie*, 2(1).
- **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.
- **ATSDR, (2007).** Agency for Toxic Substances and Disease Registry: Toxicological profile for Lead. Atlanta, GA: US Department of Health and Human Services, Public Health Service.
- **Auguy, F. (2012).** Identification de gènes impliqués dans la tolérance au plomb chez la brassicacée *Hirschfeldia incana*. Thèse de doctorat de l'université de Montpellier 2, 189 p.
- **Auguy, F., Fahr, M., Moulin, P., Brugel, A., Laplaze, L., El Mzibri, M., Filali-Maltouf, A., Doumas, P., Smouni, A. (2013).** Lead tolerance and accumulation in *Hirschfeldia incana*, a Mediterranean Brassicaceae from metalliferous mine spoils. *PLoS One*, 8(5), e61932. doi:10.1371/journal.pone.0061932
- **Azouz MM; Youssef MM; Al-Omair MA, (2011).** Comparative evaluation of zinc and lead and their synergistic effects on growth and some physiological responses of Hassawi Okra (*Hibiscus esculentus*) seedlings. *American journal of*

plant physiology 6 (6): 269-282.

- **Bonet, A. (2016).** Réponses de plusieurs espèces de mélèzes et du sapin de Douglas aux éléments traces. Étude de mécanismes de tolérance et des capacités d'accumulation. Thèse de Docteur de l'Université de Limoges

## B

- **Babou, F.Z. (2014).** L'action du plomb sur les marqueurs de résistances d'*Atriplex halimus* L. et d'*Atriplex canescens* (Push) Nutt. Mémoire de magister de l'université d'Oran.
- **Bahorun, T., Gressier, B., Trotin, F., Brunet, C., Dine, T., Luyckx, M., Vasseur, J., Cazin, M., Cazin, J.C., Pinkas, M. (1996).** Oxygen species scavenging activity of phenolic extracts from hawthorn fresh plant organs and pharmaceutical preparations. *Arznei Forschung* 46,1086-1089.
- **Baize, D. (1997).** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris, 408 pp.
- **Baize, D. (2010).** Teneurs totales en plomb en fonction de la profondeur dans les sols « naturels », *ArcheoSciences*, 34. <https://doi.org/10.4000/archeosciences.2709>
- **Bajguz, A., (2011).** Suppression of *Chlorella vulgaris* growth by cadmium, lead, and copper stress and its restoration by endogenous brassinolide. *Arch Environ Contam Toxicol.*, Vol. 60: 406- 416.
- **Baker, A.J., & Brooks, R.R. (1989).** Terrestrial higher plants which hyperaccumulate metallic elements. A review of their distribution, ecology and phytochemistry. *Biorecovery*, 1, 81-126
- **Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R. D., Smith, J.A.C. (2000).** Metal hyperaccumulator plants: a review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. In : *Phytoremediation of contaminated soil and water*, Terry N. et Banuelos G. (eds), Lewis Publisher, Boca Raton, FL, p. 85-107
- **Baker, A.J.M., Morel, J.L., Schwartz, C. (1997)** Des plantes pour dépolluer les friches industrielles. *Biofutur*, 169 ; 30-33.

- **Baker, A.J.M., Reeves, R.D. & McGrath, S.P. (1991).** “In situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants a feasibility study., In situ Bioreclamation”, eds RE Hinchee, RF Olfenbuttel, 539-544.
- **Baldi, A., Cecchi, S., Grassi C, Zanchi, C.A., 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](https://doi.org/10.3390/agronomy11122444).
- **Bali, S., Jamwal, VL., Kaur, P., Kohli., SK, Ohri, P., Gandhi, S.G., Ahmad, P. (2019)** Role of P-type ATPase metal transporters and plant immunity induced by jasmonic acid against Lead (Pb) toxicity in tomato. *Ecotoxicol Environ Saf* 174:283–294
- **Barbosa, J., Cabral, T., Ferreira, D., Agnez-Lima, L., Batistuzzo de Medeiros, S. (2010).** Genotoxicity assessment in aquatic environment impacted by the presence of heavy metals. *Ecotoxicology Environmental Safety*. 73(3):320-325.
- **Barcelo, J., Poschenrieder, C. (1990).** Plant water relations as affected by heavy metal stress: A review." *Journal of Plant Nutrition*. Vol/Issue: 13(1): 1-37.
- **Barghouti, F. (2019).** Ouargla: accompagnement technique de la culture du Moringa et du Jujube . Algérie presse service. <http://www.aps.dz/regions/88144-ouargla-accompagnement-technique-de-la-culture-du-moringa-et-du-jujube>
- **Basile, A., Sorbo, S., Conte, B., Cardi, M., Esposito, S. (2013).** Ultrastructural changes and heat shock• proteins 70 induced by atmospheric pollution are similar to the effects observed under in vitro heavy metals stress in *Conocephalum conicum* (Marchantiales–Bryophyta). *Environ Pollut* 182, 209–216.
- **Batista, A. A., Santos, J. A. G., Bomfim, M R., Moreira, F. M., Leal, E. F., da Conceição, J. N. (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.v21n5p327-332>
- **Baumann, A. (1885).** Das Verhalten von Zinksätzen gegen Pflanzen and in Boden., *Landwirtsch. Vers,-Statn*, 31, 1-53, (1885).
- **Bazzaz, F. A., CARLSON, R. W., Rolfe, G. L. (1975).** Inhibition of corn asund

- nflower photosynthesis by lead. *Physiologia Plantarum*, 34(4), 326-329.
- **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.
  - **Belouchrani, A.S., Abdi, N., Lounici, H., Mameri, N., Mouhouche, B. (2013).** Contribution à l'étude de l'effet des micro-organismes dans la bioremediation d'un sol pollué par le zinc. The 4th International Congress Water, Waste & Environment (EDE4) Agadir, Morocco, December 18-20, 2013.
  - **Beltagi, M.S. (2005).** Phytotoxicity of lead (Pb) to SDS-PAGE Protein Profile in Root Nodules of Faba Bean (*Vicia Faba* L.) plants. *Pakistan Journal of Biological Sciences*. 8(5) : 687-690.
  - **Ben ghnaya, A., Charles, G., Ben hamida, J., Branchard, M. (2006).** Phytoremédiation : apport de la sélection in vitro pour l'obtention de Colza (*Brassica napus* L.) tolérant aux métaux toxiques. *Phytoremediation: in vitro selection of Rapeseed (Brassica napus L.) tolerant of toxic metals. Geo-Eco-Trop*, 30.2: 69-86
  - **Benadda, B. (2002).** Etat de l'art concernant la mesure des émissions et le traitement des métaux dans les fumées cas du cadmium, du mercure et du plomb. Etude RECORD n°00-0220/1 (RAPPORT FINAL). LAEPSI INSA de Lyon.
  - **Bennett, R.N., Mellon, F.A., Foidl, N., Pratt, J.H., Dupont, M.S., Perkins, L., (2003).** Profiling glucosinolates and phenolics in vegetative and reproductive tissues of the multi-purpose trees *Moringa oleifera* L. (horseradish tree) and *Moringa stenopetala* L. *J. Agric. Food Chem.* 51 (12), 3546–3553.
  - **Benzarti, S., Mohri, S., Ono, Y. (2008).** Plant response to heavy metal toxicity: comparative study between the hyperaccumulator *Thalaspica erulescens* (ecotype ganges) and non-accumulator plants: lettuce, radish, and alfalfa. *Environ Toxicol* **23**, 607-616
  - **Bert, V. (2012).** La phytostabilisation aidée : quelles applications, pour quels enjeux ? Journée scientifique nationale – Paris 7<sup>e</sup> "Phytotechnologies appliquées aux sites pollués. ADEME. 2012

- **Bert, V., Deram, A. (1999)**, Guide des phytotechnologies : utilisation des plantes dans la dépollution et la réhabilitation des sites contaminés par les métaux lourds, France, Environnement et Développement alternatif.
- **Bhardwaj, P., Chaturvedi, A.K. et Prasad, P., (2009)**. Effect of enhanced lead and cadmium in soil on physiological and biochemical attributes of *Phaseolus vulgaris* L. Nature and Science, Vol. 7 (8): 63-75.
- **Bhargava R.N., Chandra R., Rai V. (2008)**. Phytoextraction of trace elements and physiological changes in Indian mustard plants (*Brassica nigra* L.) grown in post methanated distillery effluent (PMDE) irrigated soil. Bioresour. Technol. 2008;99 (17):8316–8324.
- **Biteur, N. (2012)**. Essais d'utilisation du radis (*Raphanus sativus*) dans la phytoremédiation (biodépollution) au niveau du sol contaminé par les métaux lourds (Plomb) : Etude du stress oxydatif et quelques paramètres enzymatiques. Thèse de doctorat de l'université d'Oran, Algérie.
- **Bittell, J.E., Koeppe, D.E., Miller, R.J. (1974)**. Sorption of Heavy Metal Cations by Corn Mitochondria and the Effects on Electron and Energy Transfer Reactions. Physiologia Plantarum 30(3): 226-230.
- **Blaylock, M.J. et Huang, J.W. (2000)**. Phytoextraction of metals. In: I. Raskin and B.D. Ensley eds., Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean up the Environment, John Wiley & Sons Inc., New York, 53-70.
- **Boggess S.F., Aspinall D., Paleg L.G., (1979)**. Stress métabolisme. IX. The signification of end product inhibition of proline biosynthesis and of compartmentation in relation to stress induced proline accumulation. Aust .Plant Physiol3: p.513-525.
- **Bonnard, N., Falcy, M., Hesbert, A., Jargot, D., Pillière, F., Schneider, O. & Serre, P. (1998)**. Plomb et composés minéraux, INRS, Paris, France, ISBN 2-7389-1392-X, 12 p.
- **Bosch, C.H. (2004)**. *Moringa oleifera* Lam. [Internet] Record from PROTA4U. PROTA (Plant Resources of Tropical Africa/Ressources végétales de l'Afrique tropicale).

- **Boughedaoui, M., 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
- **Boukandoul, S., Casal, S., Cruz, R., Pinho, C., & Zaidi, F. (2017).** Algerian *Moringa oleifera* whole seeds and kernels oils: Characterization, oxidative stability, and antioxidant capacity. European Journal of Lipid Science and Technology, 119(10), 1600410.
- **Boullard, B. (2001).** Plantes médicinales du monde : réalités et croyances. Paris, Ed, ESTEM, 636P.
- **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.
- **Boutique-vegetale. (2022).** *Moringa oleifera* – Plant de Neverdier. <https://www.boutique-vegetale.com/p/plant-moringa-oleifera-neverdier>. consulté le 22/05/2022
- **Bouziyani, E.H. (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
- **Bouziyani, El. (2021).** Effet du plomb sur les paramètres psychophysologiques et enzymatiques chez la fève (*Vicia faba* L). thèse de doctorat de l'université de Mostaganem.
- **Bouzoubaa Z, El Mourid M, Karrou M, El Gharous MR. 2001.** Manual of chemical and biochemical analysis of the plants. The Deroua Experimental Station of Institut National de Recherche Agronomique Morocco.
- **Bradford, M. M. (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.
- **Braud A .2007.** Procédé de phytoextraction couplé à la bioaugmentation d'un sol agricole polycontaminé par du chrome, du mercure et du plomb. Thèse de Doctorat de l'université de Haute-Alsace



- **Brett, C. T., Waldron, K. W. (1996).** Physiology and biochemistry of plant cell walls (Vol. 2). Springer Science & Business Media.
- **Bretzel, F., Benvenuti, S., Pistelli, L. (2014).** Metal contamination in urban street sediment in Pisa (Italy) can affect the production of antioxidant metabolites in *Taraxacum officinale* Weber. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(3), 2325-2333. <http://doi:10.1007/s11356-013-2147-2>
- **BRGM, 2004.** Guide méthodologique du plomb appliqué à la gestion des sites et des sols pollués. Rapport final, BRGM/RP-52881-FR.
- **Brunet, J. (2008).** Adaptation of a Fabacea (legume) to heavy metals: Phenological and molecular responses to lead in *Lathyrus sativus* L. Doctoral thesis, Paris Est, P: 246
- **Brunet, J., Varrault, G., Zuily-Fodil, Y., Repellin, A., (2009).** Accumulation of lead in the roots of grass pea (*Lathyrus sativus* L.), plants triggers systemic variation in gene expression in the shoots. *Chemosphere* 77, 1113–1120.
- **Burzynski M., Klobus G. (2004).** Changes of photosynthetic parameters in cucumber leaves under Cu, Cd, and Pb stress. *Photosynthetica* 42:505–510
- **Byers, H.G. (1935).** Selenium occurrence in certain soils in the united states with a discussion of related topics. TECHNICAL BULLETIN NO. 530

## C

- **Cadiere, F. (2012).** La place de la phytoremédiation dans les techniques de dépollution des sols. Journée scientifique nationale – Paris 7<sup>e</sup> ‘‘Phytotechnologies appliquées aux sites pollués. ADEME. 2012
- **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) École doctorale de Toulouse: Sciences Ecologiques Vétérinaires Agronomiques et Bioingénieries
- **Cenkci, S., Hakkı Cigerci, I., Yıldız, M., Özay, C., Bozdağ, A. & Terzi, H. (2010).** Lead contamination reduces chlorophyll biosynthesis and genomic template stability in *Brassica rapa* L. *Environmental and Experimental Botany*, 67, 467-473.

- **Chanel, O., Dollfus, C., Haguenoer, J. M., Hartemann, P., Huel, G., Larroque, B., Lison, D., Marret, S. & Zmirou, D. (1999).** Plomb dans l'environnement: quels risques pour la santé? (Doctoral dissertation, Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM)).
- **Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angle, J.S., Baker, A.J.M. (1997).** Phytoremediation of soil metals. *Curr. Opin. Biotechnol*, **8**: 279-284.
- **Chatterjee, C., Dube, B.K., Sinha, P., Srivastava, P. (2004).** Detrimental effects of lead phytotoxicity on growth, yield and metabolism of rice. *Soil Sci. Plant Anal.* **35**, 255-265.
- **Cheikh M'hamed, H., Hamed, R., Abdellaoui, K., Kadri, M., Ben Naceur, S., Bel Hadj. (2008).** Évaluation de la tolérance au stress salin de quelque accession d'orge (*Hordeum vulgare* L.) Cultivées en Tunisi: *Sciences & Technologie*; n°28, pp. 30 -37.
- **Chen, L., Long, X.H., Zhang, Z.H., Zheng, X.T., Rengel, Z., Liu, Z.P. (2011).** Cadmium Accumulation and Translocation in Two Jerusalem Artichoke (*Helianthus tuberosus* L.) Cultivars. *Pedosphere* **21**, 573–580.
- **Chevrier, E. (2013).** La phytoremédiation, une solution d'avenir pour le Québec. Essai présenté au centre universitaire de formation en environnement en vue de l'obtention du grade de maître en environnement (M.Env.). Université de Sherbrooke.
- **Chhotu, D. J., Fulekar, M. H. (2009).** Phytoremediation of heavy metals: Recent techniques. *African Journal of Biotechnology* Vol. 8 (6), pp. 921-928, 20.
- **Chimie et écologie. (1998).** Impact des métaux lourds sur l'homme et l'environnement influence de la spéciation - Le cas du plomb. Paris : *Chimie Ecologie*, 1998, 73p.
- **Choudhury, S., Panda, S.K.(2004).** Induction of oxidative stress and ultrastructural changes in moss *Taxithelium nepalense* (Schwaegr.) Broth. under lead and arsenic phytotoxicity. *Current Science* **87(3)**: 342-348.
- **Chuan, M.C., Shu, G.Y. and Liu, J.C. (1996)** Solubility of Heavy Metals in a

- Contaminated Soil: Effects of Redox Potential and pH. *Water, Air, and Soil Pollution*, 90, 543-556. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00282668>
- **Chun SC, Paramasivan M, Chandrasekaran M (2018)**. Proline accumulation influenced by osmotic stress in arbuscular mycorrhizal symbiotic plants. *Frontiers in Microbiology* 9: 2525.
  - **Clémence, B. (2008)**. Phytoremédiation des sols d'un site de traitement du bois contaminés par le cuivre. Thèse de doctorat de l'université de BORDEAUX 1.
  - **Collina, K., Junior, F.M., Nnamdi, N.H., Janfa, N. (2017)**. Comparative Studies on the Efficacy of *Azadirachta indica* and *Moringa oleifera* in Phytoremediation of Some Selected Heavy Metals from Contaminated Soil. *Asian Journal of Environment & Ecology*. 5(3): 1-11, 2017; Article no.AJEE.37072. [DOI: 10.9734/AJEE/2017/37072](https://doi.org/10.9734/AJEE/2017/37072)
  - **Colombano, S., Saada, A., Guerin, V., Bataillard, P., Bellenfant, G., Beranger S ; Hube, D., Blanc, C Zoring, C., Girardeau, I. (2010)**. Quelles techniques pour quels traitements- analyse coûts-bénéfices (Rapport final BRGMRP-58609-FR). bureau de recherches géologiques et minières (BRGM), 403p
  - **Coninck Arnaud, S. (2008)**. Phytoextraction induite et fractionnement du cuivre dans un résidu minier riche en cuivre et en calcium amendé par un compost. Mémoire d'obtention du grade de maître ès sciences (M. Se.). Université Laval.
  - **Cooney, M.C. (1996)**. Sunflowers remove radionuclides from water in ongoing phytoremediation field tests. *Environ. Sei. Technol.* 30; 194A.
  - **Cornic, G. (2000)**. Drought stress inhibits photosynthesis by decreasing stomatal aperture - not by affecting ATP synthesis. *Trends Plant Sci* 5, 187–188. [doi:10.1016/S1360-1385\(00\)01625-3](https://doi.org/10.1016/S1360-1385(00)01625-3).
  - **Cossa, D., Elbaz-Poulichet, F., Gnassia-Barelli M., Roméo, M. (1993)**. le plomb en milieu marin - biogéochimie et écotoxicologie. *Reperes Ocean*, N°3- 1993. P 15.
  - **Costa, P.A. (2018)**. Flor da *Moringa* melhora a digestão, faz bem para a pele: veja os 30 benefícios. *Moringa oleifera*. <https://www.moringa.blog.br/flor-da-moringa/>. Consulté Le 22/05/2022.
  - **Cunningham, S. D., Berti, W. R., Huang, J. W. (1995)**. Phytoremediation of

contaminated soils. *Trends in biotechnology*, 13(9), 393-397.

- **Cunningham, S.D., Berti, W.R. (2000).** Phytoextraction and phytostabilization: technical, economic, and regulatory considerations of the soil-lead issue. In: N Terry, G Bañuelos (eds.) *Phytoremediation of Contaminated Soils and Waters*. CRC Press LLC, Boca Raton, FL, USA, 359-375.
- **Cunningham, S.D., Ow, D.W. (1996).** Promises and prospects of phytoremediation. *Plant physiology*, 110(3), 715.
- **Cunningham, S.D., Shann, J.R., Crowley, D.E., Anderson, T.A. (1997).** Phytoremediation of contaminated water and soil. Dans *Phytoremediation of soil and water contaminants*. Ellen L. Fruger, Todd A Anderson and Joel R. Coats. ACS Symposium series 664 American Chemical Society: Washington, DC, (1997) pp 2-17.

## **D**

- **Dalyan, E., Yüzbaşıoğlu, E., & Akpınar, I. (2020).** Physiological and biochemical changes in plant growth and different plant enzymes in response to lead stress. *Lead in Plants and the Environment*, 129-147.
- **Darbyshire, B. (1974).** The function of the carbohydrate units of tree fungal enzymes in their resistance to deshydratation. *Plant. Physiol* 54 : 717-721.
- **Das, P., Samantaray, S., Rout, G.R., (1997).** Studies on cadmium toxicity in plants: a review. *Environmental Pollution* 98, 29-36. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(97\)00110-3](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(97)00110-3)
- **Dazy, M. (2008).** Caractérisation de la colonisation spontanée par les plantes de sols pollués Rôle des systèmes cellulaires de détoxification, thèse de doctorat, université de metz – ufrsci.f.a
- **Dechamp C, Meerts P. (2003).** La phytoremediation : Panacee pour l'environnement ou menace pour la biodiversité. *Les Naturalistes belges* .82, 135-148.
- **Deneux-Mustin, S., Roussel-Debet, S., Mustin, C., Henner, P., Munier-Lamy, C., Colle, C., Leyval, C. (2003).** Mobilité et transfert racinaire des éléments en

traces : influence des micro-organismes du sol. (Tec & Doc Lavoisier, Ed.). Paris.

- **Dey, SK., Dey, J; Patra, S., Pothal, D. (2007).** Changes in the antioxidative enzyme activities and lipid peroxidation in wheat seedlings exposed to cadmium and lead stress. *Brazilian Journal of Plant Physiology* 19: 53-60.
- **Diallo, B.A. (2019).** Fractions chimiques du plomb dans le sol et phytoextraction du plomb par le saule (*Salix miyabeana*) cultivé dans un sol calcaire riche en éléments traces métalliques traité avec des amendements acides. Thèse de Doctorat de l'université de Laval.
- **Dias, M. C., Monteiro, C., Moutinho-Pereira, J., Correia, C., Gonçalves, B., & Santos, C. (2012).** Cadmium toxicity affects photosynthesis and plant growth at different levels. *Acta Physiologiae Plantarum*, 35(4), 1281–1289. doi:10.1007/s11738-012-1167-8
- **Díaz, J., Bernal, A., Pomar, F., Merino, F. (2001).** Induction of shikimate dehydrogenase and peroxidase in pepper (*Capsicum annuum* L.) seedlings in response to copper stress and its relation to lignification. *Plant Science* 161: 179–188.
- **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.
- **Doğru, A. (2020).** Bitkilerde kurşun toksisitesi ve kurşun toleransı. *Black Sea Journal of Agriculture* 3(4): 329-339 (2020)
- **Doumett, S., Lmaperi, L., Checchini, L., Azzarello, E., Mancuso, S., Petruzzelli, G., Del Bubba, M. (2008).** Heavy metal distribution between contaminated soil and *Paulownia tomentosa*, in a pilot scale assisted phytoremediation study: Influence of different complexing agents. *Chemosphere*, 72, 1481-1490.
- **Drăghiceanu, O.A., Soare, L.C., Popescu, M. (2016).** Physiological and antioxidant responses of *Asplenium scolopendrium* to elevated amounts of lead in soil. *Studii și Cercetări Martie 2016. Biologie* 25/1 50 -54. Universitatea "Vasile Alecsandri" din Bacău.

- **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.
- **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.
- **Duffus, J.H. (2002),** “Heavy metals”—A meaningless term? *Pure Appl. Chem.*, Vol. 74, No. 5, pp. 793–807, p 802.
- **Dugé de Bernoville, T. (2009).** Caractérisation histologique, moléculaire et biochimique des interactions compatible et incompatible entre *Erwinia amylovora*, agent du feu bactérien, et le pommier (*Malus x domestica*). Thèse de Doctorat. Univ d’Angers, 2016p.
- **Dumat, C., Austruy, A. (2014).** Phytotechnologies pour la gestion des sols pollués par les métaux. Techniques de l’Ingénieur. G2635 V1

## E

- **Echevarria, G., Sterckeman, T., Morel, J. L., Bani, A., LEI, M., Tang, Y.T., Qiu, R.L., Sirguey, C., Simonnot, M.O (2012).** Phytoextraction des éléments en traces métalliques par les plantes hyperaccumulatrices (As, Cd, Ni et Zn). Journée scientifique nationale – Paris 7<sup>e</sup> “Phytotechnologies appliquées aux sites pollués. ADEME. 2012, 12-17 p.
- **Egendorf, S. P., 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>
- **Emsley, J. (1992).** The Elements. Oxford Clarendon Pr. Version française traduite et publiée par Polytechnia et intitulée "Les éléments chimiques".
- **Ensley, B.D. (2000).** “Rationale for the Use of Phytoremediation.” *Phytoremediation of toxic metals: Using plants to clean-up the environment*. John Wiley Publishers: New York.

- **Ernst, W.H.O. (1996).** Bioavailability of heavy metals and decontamination of soils by plants. *Appl. Geochem.* 11: 163-167.
- **Ernst, W.H.O. (1998).** Effects of heavy metals in plants at the cellular and organismic level. In: Schuurman, G., Markert, B. (Eds.). *Ecotoxicology*. J Wiley and Sons Inc and Spectrum Akademischer Verlag, pp. 587-620.
- **Esnault-Filet, A., Soyez, B. (2006).** Le confinement des sites pollués. techniques-de l'ingénieur, Réf : G2640 v1.<https://www.techniques-ingenieur.fr/base-documentaire/environnement-securite-th5/gestion-des-sites-et-sols-pollues-42440210/le-confinement-des-sites-pollues-g2640/> consulté le 09/04/2020, à 19 :04.
- **Esra, U., Sevda, O., Karakoy, T., Asri, F. O., Dincel, G. K., & Dincel, B. (2018).** Determination of Heavy Metal Levels in *Echium italicum* L. *Plants. Not Sci Biol*, 2018, 10(3):424-429. DOI: <https://doi.org/10.15835/nsb10310349>
- **Estefan, G., Sommer, R., Ryan, J. (2013).** *Methods of Soil, Plant, and Water Analysis: A manual for the West Asia and North Africa region*. International Center for Agricultural Research in the Dry Areas (ICARDA), Third Edition.
- **Etats-unis. United States Environmental Protection Agency (EPA). (2013).** Technology Focus. In EPA. Technology Innovation and Field Services Division. <http://www.club-in.org/techfocus/>.
- **Etats-unis. United States Environmental Protection Agency (EPA). (2006).** In situ treatment technologies for contaminated soil.35p. (EPA 542/F-06/103)
- **Etats-unis. United states environmental Protection Agency (EPA). (1999).** Phytoremediation resource guide. Washington, p 56.
- **Evangelou, M.W.H, Ebel, M., Schaeffer, A. (2007).** Chelate assisted phytoextraction of heavy metals from soil. Effect, mechanism, toxicity, and fate of chelating agents. *Chemosphere* 68, 989-1003
- **Eyog Matig, O., Ndoye, O., Kengue, J., Awono, A. (2006).** Les Fruitières Forestières Comestibles du Cameroun. IPGRI International Plant Genetic Resources Institute. P114.

## 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.
- **Fahr, M., Laplaze, L., Bendaou, N., Hocher, V., El Mzibri, M., Bogusz, D., Smouni, A. (2013).** Effect of lead on root growth. *Plante avant Sci.* 2013 ; 4: 175. Publié en ligne le 6 juin 2013. doi: 10.3389/fpls.2013.00175.
- **FAREI; Food and agricultural research and extension institute. 2017.** Fiche technique 'culture et entretien du *Moringa*'
- **Fargašová, A. (1994).** Effect of Pb, Cd, Hg, As, and Cr on Germination and Root Growth of *Sinapis alba* Seeds. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* (1994) 52:452—456.
- **Federal Remediation Technologies Roundtable (FRTR). (2008).** Remediation Technologies Screening Matrix and Reference guide, version 4.0. In FRTR.
- **Flowers, T., Troke, P., Yeo, A. (1977).** The mechanism of salt tolerance in halophyte. *Plant physiol.*, Vol. 28: 89-121.
- **Foidl, N., Makkar, H.P.S., Becker, K. (2001).** Potentiel de *Moringa oleifera* en agriculture et dans l'industrie. Potentiel de développement des produits du *Moringa* ; Dar es Salaam, Tanzanie.
- **Fournon, D. (1999).** La phytoremédiation. Thèse de doctorat. Université de Grenoble. Sciences pharmaceutiques, p04
- **Foy, C.D., Chaney, R.L., White, M.C. (1978).** The physiology of metal toxicity in plants. *Ann rev Plant Physio.* 29 (1): 511 – 566.
- **Fuglie, L.J. (2005).** The Moringa Tree: A local solution to malnutrition Church World Service in Senegal,



G

- **Cândido, G. S., Lima, F. R.D., Vasques, I. C.F., Souza, K. R. D., Martins, G. C., Pereira, Pereira, P., Engelhardt, M. M., Reis, R. H. C. L & Marques, J. J. (2021).** Lead effects on sorghum and soybean physiology in oxisols. Archives of Agronomy and Soil Science, 67(2), 260-274. DOI:10.1080/03650340.2020.1723004.
- **Gadd, G.M. (2010)** Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. Microbiology 156, 609–643
- **Gagan Preet, S.S., Harminder, P S., Daizy, R. B., Kumar, R.K (2017):** Phytoremediation of lead by a wild, non-edible Pb accumulator *Coronopus didymus* (L.) Brassicaceae, International Journal of Phytoremediation, DOI: 10.1080/15226514.2017.1374331
- **Ganguly, S. (2013).** Indian ayurvedic and traditional medicinal implications of indigenously available plants, herbs and fruits: A review. Int. J. Res. Ayurveda Pharm. 2013, 4, 623–625.
- **Garcia, JS., Gratao, PL., Azevedo, RA., Arruda, MAZ. (2006).** Metal Contamination Effects on Sunflower (*Helianthus annuus* L.) Growth and Protein Expression in Leaves During Development. Journal of Agriculture and Food Chemistry. 54(22): 8623-8630.
- **Gauthier-Dion, C. (2016).** Décontamination d'un sol pollué par des métaux lourds par des procédés de traitement physiques et chimiques. Mémoire présenté pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.) en Sciences de la Terre de l'université du Québec. P 6.
- **Gaweda, M., Capecka, E. (1995).** Effect of substrate pH on the accumulation of lead in radish (*Raphanus sativus* L. subvar. Radicula) and spinach (*Spinacia oleracea* L.). Acta Physiologiae Plantarum.
- **Gherib A., Djebaili H., Bouchaala L., Charchar N., Aissaoui A. & Lehout A. 2017.** Physiological and biochemical markers in the process of resistance and/or tolerance of heavy metals in the abandoned mining area of Sidi Kamber (Skikda,

- Algeria)". International Journal of Environmental Studies, 74 (2): 275-289. <https://doi.org/10.1080/00207233.2017.1284381>
- **Gherib, A., Boufendi, M., Temime, A. et Bedouh, Y. (2016a).** Espaces verts, phytoremediation et biosurveillance de la pollution atmosphérique en Algérie. Algerian journal of arid environment, vol. 6, n°1, 63-70
  - **Gherib, A., Boufendi, M., Temime, A., Bedouh, Y. (2016b).** Applications de la phytoremediation dans le traitement des eaux usées en Algérie. Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°26, pp. 99-112.
  - **Ghosh, M., Singh, S.P. (2005).** Phytoremediation of Heavy Metals and Utilization of It's by Product. Asian Journal on Energy and Environment (As. J. Energy Env), 6(04), 214-231.
  - **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., Znidar, I., Száková, J. (2008).** Evaluation of DNA damage and mutagenicity induced by Pb in tobacco plants. Mutat Res/Genet Toxicol Environ Mutagen 652(2):186- 190.
  - **Glinski, J., Lipiec, J. (1990).** Soil physical conditions and plant roots. Boca Raton (FL), CRC Press.
  - **Glorennec, P., Laperche, V., Guyonnet, D., (2007),** Plomb et santé : importance de la spéciation. Dans Revue Géosciences, N° 5-Géosciences et santé, BRGM, pp. 40-45.
  - **Gohari, M., Habib-Zadeh, A. R., Khayat, M. (2012).** Assessing the intensity of tolerance to lead and its effect on amount of protein and proline in root and aerial parts of two varieties of rape seed (*Brassica Napus* L.). Journal of Basic and Applied Scientific Research, 2, 935-938
  - **Gomes, M. P., Nogueira, M. D. O. G., Castro, E. M. D., & Soares, Â. M. (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
- **Gopal, R., Rizvi A.H. (2008).** Excess Pb alters growth, metabolism and translocation of certain nutrients in radish. *Chemosphere* 70(9):1539-1544.
  - **Gopalakrishnan, L., Doriya, K., Kumar, D.S. (2016).** *Moringa oleifera*: A review on nutritive importance and its medicinal application. *Food Science and Human Wellness* 5 (2016) 49–56.
  - **Gorzowski, M. (2018).** Phytoremédiation : la dépollution par les plantes. <https://blog.pharma-gdd.com/phytoremediation-la-depollution-par-les-plantes/>. Consulté le 06/06/2020 à 00 :23
  - **Gowayed, S.M., Almaghrabi, O.A. (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
  - **Grover, P., Rekhadevi, P., Danadevi, K., Vuyyuri, S., Mahboob, M., Rahman, M. ( 2010).** Genotoxicity evaluation in workers occupationally exposed to lead. *Int J Hyg Environ Health*, 213:99-106.
  - **Grzesiuk, A., Czulowska, I., Kowalczyk, W., & Horbowicz, M. (2011).** Wpływ jonów ołowiu na zawartość niektórych metabolitów i wzrost siewek gryki zwyczajnej (*Fagopyrum esculentum* Moench). *Ochrona Środowiska i Zasobów Naturalnych*, (48).
  - **Gupta, D., Huang, H., Yang, X., Razafindrabe, B., Inouhe, M., (2010).** The detoxification of Pb in *Sedum alfredii* H. is not related to phytochelatin but the glutathione. *Journal of Hazardous Materials* 177, 437-444.
  - **Gupta, D., Nicoloso, F., Schetinger, M., Rossato, L., Pereira, L., Castro, G., Srivastava, S., Tripathi, R. (2009).** Antioxidant defense mechanism in hydroponically grown *Zea mays* seedlings under moderate lead stress. *Journal of Hazardous Materials*. 172(1), 479-484.
  - **Gupta, S., Kapoor, P., Chaudhary, K., Gautam, A., Kumar, R., Open Source Drug Discovery Consortium, & Raghava, G. P. (2013).** In silico approach for predicting toxicity of peptides and proteins. *PloS one*, 8(9), e73957.

## H

- **Hammett, F.S. (1928).** Studies in the biology of metals. *Protoplasma* 5(1): 535-542.
- **Hanc, A., Baralkiewicz, D., Piechalak, A., Tomaszewska, B., Wagner, B. & Bulska, E. (2009).** An analysis of long-distance root to leaf transport of lead in *Pisum sativum* plants by laser ablation-ICP-MS. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, 89, 651-659.
- **Hänsch, R., Mendel, R.R. (2009).** Physiological functions of mineral micronutrients (Cu, Zn, Mn, Fe, Ni, Mo, B, Cl). *Current Opinion in Plant Biology* 12, 259-266
- **Hartman, W.J. (1975).** “An evaluation of land treatment of municipal wastewater and physical siting of facility installations”. Washington DC; US Department of army, (1975).
- **Hassett, J. J., Miller, J. E., & Koeppe, D. E. (1976).** Interaction of lead and cadmium on maize root growth and uptake of lead and cadmium by roots. *Environmental Pollution* (1970), 11(4), 297-302.
- **Havsteen, B. (1983).** Flavonoids, a class of natural products of high pharmacological potency. *Biochem. Pharmacol.* 32, 1141–1148.
- **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.
- **Henry, J.R. (2000).** An overview of the phytoremediation of lead and mercury. National Network of environmental management studies (NMES).
- **Herlina, L., Widianarko, B., Purnaweni, H., Sudarno, S., Sunoko, H.R. (2020).** Phytoremediation of Lead Contaminated Soil Using Croton (*Cordiaum variegatum*) Plants. *Journal of Ecological Engineering* Vol. 21(5), pages 107-113. <https://doi.org/10.12911/22998993/122238>

- **Herlina, L., Widianarko, B., Sunoko, H R. (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
- **Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., & Garbisu, C. (2008).** Assessment of the phytoextraction potential of high biomass crop plants. Environmental Pollution, 152(1), 32-40.
- **Hinsinger, P. (2001).** Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. Plant and soil, 237(2), 173-195.
- **Hinsinger, P., Schneider, A., Dufey, J., E. (2005).** Le sol : ressource en nutriments et biodisponibilité. In « Sols et Environnement », Dunod (ed), Paris, 285-305.
- **Hong, F.S. (2003).** Study of the effect of Pb<sup>2+</sup> on alpha-amylase activity by spectroscopy, Guang Pu Xue Yu Guang Pu Fen Xi 23 (2003) 583–586.
- **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.
- **Hough, R. L. (2010).** Copper and Lead. In: Hooda P.S., ed. Trace Elements in Soils, 441-460.
- **Houndji, B.V.S., Ouetchehou, R., Londji, S.B.M., Eamouzou, K.S.S., Yehouenou, B., Ahohuendo, C.B. (2013).** Caractérisations microbiologiques et physico-chimiques de la poudre de feuilles de *Moringa oleifera* (Lam.), un légume feuille traditionnel au Bénin. International journal of Biological and chemical sciences (Int. J. Biol. Chem. Sci). 7(1): 75-85.
- **Hsu, R. (2006).** *Moringa oleifera* medicinal and Economic uses. International course on Economic botany, National Herbarium, Leiden, The Netherlands.
- **Hu, B. (2012).** Contribution des colloïdes à la mobilité des contaminants (Pb, As et Sb) : Etude spatio-temporelle in situ et test de lixiviation sur un anthroposol développé sur résidus miniers. Thèse de doctorat de l'Université de Limoges P 54.

- **Huang, G., Bazzaz, F.A., Vanderhoef, L.N. (1974).** The inhibition soybean metabolism by cadmium and lead. *Plant Physiol.* 54: 122-124.
- **Huang, J.W., Chen, J., Berti, W.R., Cunningham, S.D. (1997).** Phytoremediation of Lead Contaminated Soils: Role of Synthetic Chelates in Lead Phytoextraction. *Environmental Science & Technology*, 31, 800-805.
- **Huguenot, D. (2010).** Mise au point d'un procédé associant bioaugmentation et phytoextraction pour le traitement de sédiments viticoles riches en cuivre. Mise au point au laboratoire et application en microcosmes. Thèse de doctorat, université de Haute-Alsace.

## I

- **INA P-G – Institut National Agronomique Paris-Grignon. (1999),** La phytoremédiation, [en ligne] <http://taste.versailles.inra.fr/inapg/phytoemed/>
- **INERIS - Institut National de l'Environnement Industriel et des Risques. (2003).** Plomb et ses dérivés. Fiche de données toxicologiques et environnementales des substances chimiques, Version N°2-1/2003 - ERIS-DRC-01-25590-ETSC-API/SD –N°00df257.doc
- **Inouri, A. (2012).** Evaluation du niveau de contamination par les éléments traces métalliques (Plomb, Zinc, cuivre et chrome), des sédiments de l'Oued Boumerzoug (Constantine)- Transfert des éléments traces métalliques vers une chénopodiacée (*Spinacia oleracea*). Mémoire de magister de l'université des Science et de la Technologie Houari Boumediene U.S.T.H.B. P 9.
- **INSERM. (2008).** Saturnisme quelles Stratégies de dépistage chez l'Enfant. ISBN 978-2-85598-865-9
- **INSERM. (1999).** «Plomb, données biologiques et cliniques». En ligne.
- **INSERM. (2008).** Saturnisme : quelles stratégies de dépistage chez l'enfant ? Expertise opérationnelle, Saint Maurice, InVS, 2008, 317 p.
- **Iqbal, T., Shah, S. K., Ullah, F., Mehmood, S., Zeb, M. A. (2020).** Analysis of deformable distortion in the architecture of leaf xylary vessel elements of

*Carthamus oxycantha* caused by heavy metals stress using image registration. Microscopy Research and Technique, 83(7), 843–849. doi:10.1002/jemt.23476

- **Isabelle, C. 2019.** Semis et culture du *Moringa oleifera*. <https://www.gerbeaud.com/jardin/fiches/moringa-oleifera-semis-culture-entretien,2237.html>. Consulté le : 22/05/2022.
- **Islam, E., Liu, D., Li, T., Yang, X., Jin, X., Mahmood, Q., Tian, S., Li, J. (2008).** Effect of Pb toxicity on leaf growth, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. J. Hazard. Mater. 154, 914-926.
- **Islam, E., Yang, X., Li, T., Liu, D., Jin, X., Meng, F. (2007).** Effect of Pb toxicity on root morphology, physiology and ultrastructure in the two ecotypes of *Elsholtzia argyi*. Journal of Hazardous Materials 147(3): 806-816.
- **Izbiańska, K., Arasimowicz-Jelonek, M., & Deckert, J. (2014).** Phenylpropanoid pathway metabolites promote tolerance response of lupine roots to lead stress. Ecotoxicology and environmental safety, 110, 61-67.

## J

- **Jacob-Wilk, D., Holland, D., Goldschmidt, E.E., Riov, J., Eyal, Y. (1999).** Chlorophyll breakdown by chlorophyllase: Isolation and functional expression of the Chlase1 gene from ethylenetreated citrus fruit and its regulation during development. Plant Journal. 20, 653–661.
- **Jacques V. (1999).** Santé-Environnement, les risques cachés. BRGM - Communication au colloque, 29 septembre 1999.
- **Jaffré, T., Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. (1976).** *Sebertia acuminata* a Hyperaccumulator of nickel from New Caledonia. Science, vol. 193, n° 4253: 579-580.
- **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, S., Choudhuri, M. (1982).** Senescence in submerged aquatic angiosperms: effects of heavy metals. New Phytologist. 90, 477-484.

- **Jarup, L. (2003).** Hazards of heavy metal contamination. *Br Med Bull*, **68 (1)**: 167-182.
- **Jarvis, M.D., Leung, D.W.M. (2001).** "Chelated lead transport in *Chamaecytisus proliferus* (L.f.) link ssp. *proliferus* var. *palmensis* (H. Christ): an ultrastructural study." *Plant Science* 161(3): 433- 441.
- **Jarvis, M.D., Leung, D.W.M. (2002).** "Chelated lead transport in *Pinus radiata*: an ultrastructural study." *Environmental and Experimental Botany* 48(1): 21-32.
- **Jed, W., Fahey, Sc.D. (2005).** *Moringa oleifera*: A Review of the Medical Evidence for Its Nutritional, Therapeutic, and Prophylactic Properties. Part 1. *Trees for Life Journal* 2005, 1:5. <http://www.tfljournal.org/article.php/20051201124931586>
- **Jemal, F., Ghorbal, M.H. (2002),** « Phytoremédiation », *Revue H.T.E*, n°122, pp. 49-60.
- **Jiang, W., Liu, D. (2010).** Pb-induced cellular defense system in the root meristematic cells of *Allium sativum* L. *BMC Plant Biology* 10, 40-40.
- **John, M.K., Van-Laerhoven, C.J. (1976).** Differential effects of cadmium on Lettuce varieties. *Environmental Pollution*, 10, 3: 163-173
- **John, R., Ahmad, P., Gadgil, K., & Sharma, S. (2009).** Heavy metal toxicity: Effect on plant growth, biochemical parameters and metal accumulation by *Brassica juncea* L. *International Journal of Plant production*. 3(3)-65-76.
- **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
- **Johnson, FM. (1998).** The genetic effects of environmental lead. *Mutation Research*. 410: 123-140.
- **Jones, L. H. P., & Clement, C. R. (1972).** Lead uptake by plants and its significance for animals. *Lead in the Environment*, 29-33.
- **Jovanovic, S. V., Steenken, S., Tosic, M., Marjanovic, B., & Simic, M. G. (1994).** Flavonoids as antioxidants. *Journal of the American Chemical Society*, 116(11), 4846-4851.



## R

- **Rudolph, J. (2010).** La reconversion de friches industrielles et la dépollution des sols contaminés La phytoremédiation- une technique «écologique» alternative aux techniques conventionnelles? Mémoire de fin de formation continue QEB. Ecole Nationale Supérieure d'Architecture de Lyon.

## K

- **Hladun, K. R., Parker, D. R., & Trumble, J. T. (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.
- **Kabata-Pendias, A. (2000).** Trace elements in soils and plants. CRC press.
- **Kabata-Pendias, A. (2010).** The anthroposphere. In Trace elements in soils and plants (pp. 33-64). CRC Press.
- **Kabata-Pendias, A. (2011).** Trace Elements in Soils and Plants. 4th edition. Boca Raton, Florida.
- **Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992).** Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, Florida, 2nd Edition, 209 p.
- **Kamel, H. A. (2008).** Lead accumulation and its effect on photosynthesis and free amino acids in *Vicia faba* grown hydroponically. *Australian journal of basic and applied sciences*, 2(3), 438-446.
- **Kasim, W.A. (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.
- **Kattab, H. (2007).** Role of glutathione and polyadenylic acid on the oxidative defense systems of two different cultivars of canola seedlings grown under saline condition. *Australian Journal of Basic and Applied Sciences* 1: 323–334.
- **Khalafalla, M.M., Abdellatef, E., Dafalla, H.M., Nassrallah, A.A., Aboul-Enein, K.M., Lightfoot, D.A., El-Deeb, F.E., El-Shemy, H.A. (2010).** Active

principle from *Moringa oleifera* Lam. leaves effective against two leukemias and a hepatocarcinoma. *Afr. J. Biotechnol.*, 9(49): 8467-8471.

- **Khan, D.H., Frankland, B. (1983).** Effects of cadmium and lead on radish plants with particular reference to movement of metals through soil profile and plant. *Plant and Soil* **70**, 335-345.
- **Khan, M., Al Azzawi, T. N. I., Imran, M., Hussain, A., Mun, B. G., Pande, A., & Yun, B. W. (2021).** Effects of lead (Pb)-induced oxidative stress on morphological and physio-biochemical properties of rice. *Biocell*, 45(5), 1413.
- **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.
- **Khedim, I., Reguieg Yssaad, H. AH., Topcuoglu, B. (2017).** Effect of heavy metals (copper, zinc, cadmium and lead) on the accumulation of proline and soluble sugars in *Atriplex canescens* (Pursh) Nutt. *International Journal of Biosciences. IJB*. Vol. 11, No. 3, p. 76-85, 2017
- **Kim, Y.Y., Yang, Y.Y., Lee, Y. (2002).** Pb and Cd uptake in rice roots. *Physiol. Plant.* 2002, *116*, 368–372.
- **Kirpichtchikova, T. (2010).** 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. Université Joseph Fourier - Grenoble I. p32.
- **Koeppe, D. E. (1977).** The uptake, distribution and effect of cadmium and lead in plants. *Sciences Total Environment*, 7, 197-206
- **Kopittke, PM., Asher, C.J., Kopittke, R.A., Menzies, NW. (2007).** Toxic effects of Pb<sup>2+</sup> on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environ Pollut* 150(2), 280–287.
- **Kovalchuk, I., Titov, V., Hohn, B., Kovalchuk, O., (2005).** Transcriptome profiling reveals similarities and differences in plant responses to cadmium and lead. *Mutat. Res. Fundam. Mol. Mech. Mutagen.* 570, 149–161.

- **Kranner, I., Colville, L. (2011).** Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. *Environ & Exper. Bot*, **72**: 93-105. [doi:10.1016/j.envexpbot.2010.05.005](https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2010.05.005)
- **Kriz, A. L. (1989).** Characterization of embryo globulins encoded by the maize Glb genes. *Biochemical Genetics* 27(3–4), 239–251.
- **Kumar, A., & Prasad, M. N. V. (2018).** Plant-lead interactions: transport, toxicity, tolerance, and detoxification mechanisms. *Ecotoxicology and environmental safety*, 166, 401-418.
- **Kumar, A., MMS, C. P., Chaturvedi, A. K., Shabnam, A. A., Subrahmanyam, G., Mondal, R., ... & Yadav, K. K. (2020).** Lead toxicity: health hazards, influence on food chain, and sustainable remediation approaches. *International journal of environmental research and public health*, 17(7), 2179; [doi:10.3390/ijerph17072179](https://doi.org/10.3390/ijerph17072179)
- **Kumar, B., Smita, K., Cumbal Flores, L. (2014).** Plant mediated detoxification of mercury and lead. *Arabian Journal of Chemistry*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.arabjc.2013.08.010>
- **Kumar, P. N., Dushenkov, V., Motto, H., & Raskin, I. (1995).** Phytoextraction: the use of plants to remove heavy metals from soils. *Environmental science & technology*, 29(5), 1232-1238.
- **Kumchai, J., Huang, J. Z., Lee, C. Y., Chen, F. C., & Chin, S. W. (2013).** Proline partially overcomes excess molybdenum toxicity in cabbage seedlings grown in vitro. *Genet. Mol. Res*, 12, 5589-5601.
- **Kundu, D., Dey, S., Sen Raychaudhuri, S. (2018).** Chromium (VI) – induced stress response in the plant *Plantago ovata* Forsk in vitro. *Genes and Environment* (2018) 40:21 <https://doi.org/10.1186/s41021-018-0109-0>.
- **Kuznetsov, V. V., Shevyakova, N. I. (1997).** Stress responses of tobacco cells to high temperature and salinity. Proline accumulation and phosphorylation of polypeptides. *Physiologia Plantarum*, 100(2), 320-326.

**L**

- **Institute d'aménagement et d'urbanisme de la région d'Ile de France. IAURIF, (2001).** La pollution des sols : impact sur l'environnement et la santé. Note Rapide sur l'environnement et la santé. N° 286.
- **L'ECHO, (2018).** Introduction réussie de la plante *Moringa* à Tabelbala-Béchar. L'ECHO D'Algérie [www.lechodalgerie-dz.com](http://www.lechodalgerie-dz.com).
- **Lago-Vila, M., Arenas-Lago, D., Rodriguez-Seijo, A., Andrade, M.L., Vega, F.A. (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
- **Lamand, M. (1991).** Les oligo-éléments dans la biosphère. Dans *Les oligo-éléments en médecine* (Ed), et en biologie, Chappuis P, SFERETE, Lavoisier Tec&Doc, Paris, 25-39.
- **Lambot, Q. (2010).** Les techniques de phytoremédiation sur les sites pollués, en Wallonie : Evaluation des potentialités et proposition d'une méthodologie d'intégration paysagère. Mémoire de Master. Université de Liège.
- **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. Biologies* 334 (2011) 118–126
- **Lane, S.D., Martin, E.S., (1977).** A histochemical investigation of lead uptake in *Raphanus sativus*. *New Phytol.* 79, 281–286
- **Lane, S.D., Martin, E.S., and Garrod, J.F. (1978).** Lead toxicity effects on indole-3-ylacetic acid-induced cell elongation. *Planta* 144(1): 79-84.
- **Laperche, V., Dictor, M.C., Clozel-Leloup, B., Beranger, Ph. (2004).** Guide méthodologique du plomb, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. BRGM/ RP- 52881-FR, 136. P, 40 ill.
- **Laperche, V., Dictor, M.C., Clozel-Leloup, B., Baranger, Ph. (2004).** Guide méthodologique du plomb, appliqué à la gestion des sites et sols pollués. BRGM/RP-52881-FR, 136p, 40 ill.

- **Lasat, M.M. (2002).** Phytoextraction of toxic metals: a review of biological mechanisms. *J. Environ. Quai.* 31: 109-120
- **Leone, A., Spada, A., Battezzati, A., Schiraldi, A., Aristil, J., Bertoli, S. (2015).** Cultivation, Genetic, Ethnopharmacology, Phytochemistry and Pharmacology of *Moringa oleifera* Leaves: An Overview. *Int. J. Mol. Sci.* 2015, 16, 12791-12835
- **Levent-Tuna, A., Kaya, C., Dicilitas, M., Higgs, D. (2008).** The combined effects of gibber-ellitic acid and salinity on some antioxidant enzyme activities, plant growth parameters and nutritional status in maize plants. *Environmental and Experimental Botany.* 62, 1–9.
- **Leyval, C., & Berthelin, J. (1991).** Weathering of mica by roots and rhizospheric microorganisms of pine. *Soil Science Society of America Journal*, 55(4), 1009-1016.
- **Liang, X., Zhang, L., Natarajan, S.K., Becker, D.F. (2013).** Proline mechanisms of stress survival. *Antioxidants & Redox Signaling* 19: 998–1011.
- **Lichtenthaler, H.K. (1987).** Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes. *Meth Enzymol* 148, 350-382
- **Lignowski, E.M., Splittstoesser. (1971).** Arginine synthesis, praline sythesisans related process. In JHON et THOMPSON. Eds: the biochemistry of plants 25: p.225-229.
- **Lipipun, V., Kurokawa, M., Suttisri, R., Taweechotipatr, P., Pramyothin, P., Hattori, M., Shiraki, K., (2003).**- Efficacy of Thai medicinal plant extracts against herpes simplex virus type 1 infection in vitro and in vivo. *Antiviral Research*, 60(3): 175-180
- **Liu, D., Jiang, W., Liu, C., Xin, C., Hou, W. (2000).** Uptake and accumulation of lead by roots, hypocotyls ans shoots of Indin mustard (*Brassica juncea* L.) *Bioresou Techno.* 71(3), 273-277.
- **Liu, D., Li, T.Q., Jin, X.F., Yang, X.E., Islam, E., Mahmood, Q. (2008).** Lead induced changes in the growth and antioxidant metabolism of the lead accumulating and nonaccumulating ecotypes of *Sedum alfredii*. *Journal of Integrative Plant Biology*, 50, 129-140

- **Liu, T., Liu, S., Guan, H., Ma, L., Chen, Z., Gu, H., Qu, L.J. (2009).** Transcriptional profiling of Arabidopsis seedlings in response to heavy metal lead (Pb). *Environ. Exp. Bot.* 67, 377-386.
- **Liu, J., Li, K., Xu, J., Zhang, Z., Ma, T., Lu, X., Yang, Q. (2003).** Lead toxicity, uptake and Translocation in different rice cultivars. *Plant Science*, **165**: 793-802
- **Llamas, A., Ullrich, C. I., & Sanz, A. (2008).** Ni<sup>2+</sup> toxicity in rice: effect on membrane functionality and plant water content. *Plant Physiology and Biochemistry*, 46(10), 905-910.
- **Lorec, A., Mathé, F., Bourguignon, J., Vavasseur A. (2016).** La phytoremédiation. Les défis du CEA Juin 2016 N°208.
- **Louni, S. (2009).** Extraction et caractérisation physicochimique de l'huile de graines de *Moringa oleifera*. Mémoire de magister. Ecole Nationale Supérieure Agronomique El-Harrach-Alger-Algérie
- **Lurling, M., Beekman, W. (2010).** Anticyanobacterial activity of *Moringa oleifera* seeds, *J. Appl. Phycol.* 23 (2010) 503–510
- **Lux, A., Martinka, M., Vaculík, M., & White, P. J. (2011).** Root responses to cadmium in the rhizosphere: a review. *Journal of experimental botany*, 62(1), 21-37.

## M

- **Ma, L. Q., Komar, K. M., Tu, C., Zhang, W., Cai, Y., & Kennelley, E. D. (2001).** A fern that hyperaccumulates arsenic. *Nature*, 409(6820), 579-579.
- **Mabrouk, B., Maria Eduarda, M.A., Gouia, H., Ben Kaâb, B. L. (2017).** Effets de l'acide salicylique sur l'activité antioxydante de Fenugrec (*Trigonella-foenum graecum* L.) cultivé en présence d'Arsenic et de Zinc. *Revue des Régions Arides* n°43 (3/2017) – Numéro spécial – Actes du 5ème Meeting International sur l'Aridoculture et les Cultures Oasiennes : Biotechnologie végétale en zones arides et oasiennes.
- **Macheix, J.J., Fleuriet, A., Jay-Allemand, C. (2005).** Les composés phénoliques des végétaux: un exemple de métabolites secondaires d'importance économique.

Ed. Presses polytechniques et universitaires romandes, Lausanne, 4-5.

- **Madi, O.P, Bourou, S., Noé, W. (2012).** Utilisations et importances socio-économiques du *Moringa oleifera* Lam. en zone de savanes d’Afrique Centrale. Cas de la ville de Maroua au Nord-Cameroun. Journal of Applied Biosciences 60: 4421– 4432.
- **Maenpaa, K. A., Kukkonen, J. V. K., & Lydy, M. J. (2002).** Remediation of heavy metal-contaminated soils using phosphorus: evaluation of bioavailability using an earthworm bioassay. Archives of Environmental Contamination and Toxicology, 43(4), 0389-0398.
- **Maier, R. (1978).** Studies on the effect of lead in the acid phosphatase in *Zea mays* L. Z Pflanzenphysiol 87:347–354.
- **Makkar, H.P.S., Becker, K. (1997).** Nutrients and antiquality factors in different morphological parts of the *Moringa oleifera* tree. Journal of Agricultural Science, Cambridge 128, 311-322.
- **Malar, S., Vikram, S. S., Favas, P.J.C., Perumal, V. (2014).** Lead heavy metal toxicity induced changes on growth and antioxidative enzymes level in water hyacinths [*Eichhornia crassipes* (Mart.)]. Botanical Studies 2014 55:54. <http://www.asbotanicalstudies.com/content/55/1/54>
- **Malecka, A., Jarmuszkiewicz, W., Tomaszewska, B. (2001).** Antioxidative defense to lead stress in subcellular compartments of pea root cells. Acta Biochim. Pol. 48, 687-688.
- **Malecka, A., Piechalak, A., Morkunas, I., Tomaszewska, B., (2008).** Accumulation of lead in root cells of *Pisum sativum*. Acta Physiol. Plant. 30, 629– 637.
- **Małkowski, E., Kita, A., Galas, W., Karcz, W., & Kuperberg, J. M. (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(1), 69-76.
- **Manceau, A., Boisset, M. C., Sarret, J.L., Hazemann, J. L., Mench, M., Cambier, P., Prost, R. (1996).** Direct determination in contaminated soils by EXAFS spectroscopy. Environ. Sci. Technol. 30: 1540-1552

- **Mane, S. (2012).** etude comparee d es p roprietes antioxydantes de s extraits d'ecorces de tronc, des feuilles et des f ruits (coques et graines) de *Khaya senegalensis* (Desr.) A. JUSS (Meliaceae). Thèse de doctorat de l'Université de Ouagadougou- Burkina Faso.
- **Marcato-Romain, C. E., Pinelli, E., Pourrut, B., Silvestre, J., & Guiresse, M. (2009).** Assessment of the genotoxicity of Cu and Zn in raw and anaerobically digested slurry with the *Vicia faba* micronucleus test. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*, 672(2), 113-118.
- **Marche-Marchad, J. (1965)** - Le monde végétal en Afrique intertropicale, Ed. de l'Ecole. Paris, p 478.
- **Marmioli, M., Antonioli, G., Maestri, E., Marmioli, N. (2005).** "Evidence of the involvement of plant ligno-cellulosic structure in the sequestration of Pb: an X-ray spectroscopy-based analysis." *Environmental Pollution* 134(2): 217-227.
- **Marseille, F., Denot, A. (2007).** Mobilité et biodisponibilité des contaminants présents dans les sols aux abords des infrastructures et impact sur la santé : utilisation de Caltox pour la dispersion multimédia. [Rapport de recherche] Centre d'études sur les réseaux, les transports, l'urbanisme et les constructions publiques (CERTU).
- **Martinez Chois, C.P. (2012).** Rehabilitation des sols pollués par les elements traces metalliques grace aux bacteries du sol associees à la rhizosphere de *miscanthus x giganteus*. Thèse de doctorat. Universite de Lorraine
- **Mbikay, M., (2012).** Therapeutic potential of *Moringa oleifera* leaves in chronic hyperglycemia and dyslipidemia: a review. *Front. Pharmacol.* 3, 24.
- **McGrath, S.P. (1998).** Phytoextraction for soil remediation. In *Plants that hyperaccumulate heavy metals: their role in phytoremediation, microbiology, archaeology, mineral exploration and phytomining*, Brooks, R., Ed. CAB International: New York, pp 261-288.
- **McGrath, S.P., Zhao, F.J. (2003).** Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Curr. Opin. Biotechnol.* 14: 277-282.



- **McNear J.D.H., Tappero R. et Sparks D.L. (2005).** Shining light on metals in the environment. Elements, Vol.1, pp. 211-216.
- **Mench M, Vangronsveld J, Lepp N, Bleeker P, Ruttens A et Geebelen W (2005).** Phytostabilisation of metal - contaminated sites. Pages 109-190 in T. N. Springer, editor. Phytoremediation of metal – contaminated soils. Echevarria G., Morel J. L., Goncharova N. (Eds), Trest, Czech Republic.
- **Mench, M., Bert V., Vangronsveld, J., Kolbas, A., Marchand, L., Puschenreiter, M., Kidd, P., Kumpiene, J. & Cundy, A.(2012).** Phytotechnologies appliquées aux sites pollués : état de l’art à l’international. Phytotechnologie appliquées aux sites pollués. Journée technique nationale –Paris 7<sup>e</sup>. ADEME, 2012.
- **Meyers, D.E.R., Auchterlonie, G.J., Webb, R.I., Wood, B., (2008).** Uptake and localisation of lead in the root system of *Brassica juncea*. Environmental Pollution, 153: 323-332.
- **Migeon, A. (2009).** Etude de la variabilité naturelle dans la réponse du peuplier aux métaux : bases physiologiques et exploitation en phytoremédiation. Thèse de doctorat de l’université d’Henri Poincaré, Nancy. France.
- **Minguzzi, C., Vergnano, O. (1948).** Il content di nichel nelli ceneri di *Alyssum bertlonii* Desv. Atti della societa Toseana di Science Naturali”, Mem Ser A, 55, 49-77, (1948).
- **Ministère de l’aménagement du territoire et de l’environnement (MATE). (2003).** Etat de l’environnement et politiques suivies. Alger. Algérie, p175-236.
- **Miquel, G. (2001).** Effets des métaux lourds sur l’environnement et la santé. Rapport N° 261 SÉNAT.
- **Mishra, A., Choudhuri, M. (1998).** Amelioration of lead and mercury effects on germination and rice seedling growth by antioxidants. Biologia Plantarum **41**, 469–473. <https://doi.org/10.1023/A:1001871015773>.
- **Mishra, S., Srivastava, S., Tripathi, R.D., Kumar, R., Seth, C.S., Gupta, D.K., (2006).** Lead detoxification by coontail (*Ceratophyllum demersum* L.) involves

- induction of phytochelatins and antioxidant system in response to its accumulation. *Chemosphere* 65, 1027–1039
- **Mohan, B. S., Hosetti, B. B. (1997).** Potential phytotoxicity of lead and cadmium to *Lemna minor* grown in sewage stabilization ponds. *Environmental pollution*, 98(2), 233-238.
  - **Moise, J.A., Han, S., Gudynaite-Savitch, L., Johnson, D.A., Miki, B.L.A. (2005).** Seed coats: structure, development, composition, and biotechnology. *In Vitro Cell. Dev. Biol. Plant*, 41: 620-644.
  - **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.
  - **Moore, R., Campbell, B., Goldberg, A. (1977).** *The Chemical Environment*. Academic Press. New York. 6 : 64
  - **Morel, J.L., (1997).** Bioavailability of Trace Elements to Terrestrial Plants. In: Tarradellas J., Bitton G., Rossel D. (eds.). *Soil Ecotoxicology*. CRC, Lewis Publishers, Boca Raton, États-Unis, 6, 141-175.
  - **Morris, C.J., Earl, J.R., Trenam, C.W., Blake, D.R. (1995).** Reactive oxygen species and iron a dangerous partnership in inflammation. *Int J Biochem Cell Biol* 27, 109-122.
  - **Morris, L.C., Thompson, J.F., Johnson, C.M. (1969).** Metabolism of glutamic and N-acetyl glutamic acid in leaf discs and cell-free extracts of higher plants. *Plant Physiol.*, 44, pp. 1023-1026.
  - **Morton, J.F. (1991).** The Horseradish tree *Moringa Pterocycos* Perma (Moringaceae). *A Book to Arid Land. Economic Botany*, 45, 318-333.
  - **Mou, F., Yang, J., Li, B., Chen, J., & Wang, J. (2021).** Characteristics of heavy metal accumulation in five wild plants in Huize Lead-Zinc mining area. In *E3S Web of Conferences* (Vol. 261, p. 04015). EDP Sciences.

- **Moyo, B, Masika, P.J., Hugo, A., Muchenje, V. (2011).** Nutritional characterization of Moringa (*Moringa oleifera* Lam.) leaves. African Journal of Biotechnology Vol. 10(60), pp. 12925-12933.
- **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.
- **Muyibi, S. A., & Evison, L. M. (1995).** Optimizing physical parameters affecting coagulation of turbid water with *Moringa oleifera* seeds. *Water research*, 29(12), 2689-2695.

## N

- **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
- **Nascimento, C. W. A. D., & Xing, B. (2006).** Phytoextraction: a review on enhanced metal availability and plant accumulation. *Scientia Agricola*, 63(3), 299-311.
- **Ndabigengesere, A., & Narasiah, K. S. (1998).** Quality of water treated by coagulation using *Moringa oleifera* seeds. *Water research*, 32(3), 781-791.
- **Nduwayezu, I. (2010).** Adsorption et désorption du plomb dans un sol sablonneux traité par divers amendements. Mémoire d'exigence partielle de la maîtrise en sciences de l'environnement université du Québec À Montréal. P4.
- **Nedjah, I. (2015).** Changements physiologiques chez des plantes (Blé dur *Triticum durum* Desf.) exposées à une pollution par un métal lourd (plomb). Thèse de doctorat de l'université de Badji Mokhtar – Annaba.
- **Neggaz, N.Eh. (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.

- **Neggaz, N.Eh., Reguieg Yssaad, H. Ah. (2018).** Effect of lead stress on polyphenols, flavonoids, and proline contents in radish (*Raphanus sativus* L.). Int. J. Biosci. Vol. 12, No. 5, p. 135-144.
- **Nicks, L. J., Nehl, F. H., & Chambers, M. F. (1995).** Recovering flake graphite from steelmaking kish. Jom, 47(6), 48-51.
- **Niko. 2014.** Le *Moringa* – Arbre de Vie. <https://www.4emesinge.com/le-moringa-arbre-de-vie/>. Consulté le : 22/05/ 2022.
- **Nisse, C. (2010).** Les sols pollués: évaluation du risque et surveillance des personnels. Archives des Maladies Professionnelles et de l'Environnement 2010;71:54-60 p 58.
- **Norini, M.P. (2007).** Ecodynamique des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et des communautés microbiennes dans des sols à pollution mixte (HAP, métaux) avant et après traitement par biopile et par désorption thermique : influence de la rhizosphère et de la mycorhization. Thèse de doctorat. Université Henri Poincaré, Nancy I.
- **Nouman, W., Basra, S.M.A., Siddiqui, M.T., Yasmeen, A., Gull, T., Alcayde, M.A.C. (2014).** Potential of *Moringa oleifera* L. as livestock fodder crop: A review. Turk. J. Agric. For. 2014, 38, 1–14.
- **Nouri, M., Haddioui, A. (2016).** Les techniques de dépollution des sols contaminés par les métaux lourds: une revue (The remediation techniques of heavy metals contaminated soils: a review). Maghrebien Journal of Pure and Applied Science ISSN : 2458-715X. 2 N° 2 .47- 58
- **Nriagu, J. O. (1988).** Cadmium in the environment: Cadmium in the atmosphere and in precipitation. New York : John Wiley & Sons, 1988, part 1 : Ecological cycling, p 71- 114
- **Nriagu, J.O. (1978).** The biogeochemistry of lead in the environment. Part A. EcologicalCycles. Elsevier/ North- Holland, New York.

**O**

- **Obroucheva, N. V., Ivanov, V. B., Sobotik, M., Bergmann, H., Antipova, O. V., Bystrova, E. I., Seregin, I. V., Shpigun, L. K. (2001).** Lead effects on cereal roots in terms of cell growth, root architecture and metal accumulation. In *Recent Advances of Plant Root Structure and Function* (pp. 165-170). Springer, Dordrecht.
- **Obroucheva, N.V., Bystrova, E.I., Ivanov, V.B., Antipova, O.V., Seregin, I.V. (1998).** Root growth responses to lead in young maize seedling. *Plant and soil*, 200: 55-61.
- **Obroucheva, N.V., Bystrova, E.I., Ivanov, V.B., Anupova, O.V., Seregin, I.V. (1998).** Root growth responses to lead in young maize seedlings. *Plant Soil*. 200: 55- 61.
- **Oduro, I., Ellis, W.O., Owusu, D. (2008).** Nutritional potential of two leafy vegetables: *Moringa oleifera* and *Ipomoea batatas* leaves, *Sci. Res. Essays* 3 (2008) 57–60.
- **OFEFP. (1996).** Sols pollués-métaux lourds et plantes bio-indicatrices. Documents Environnement n° 58, Sol, Office Fédéral de l'Environnement, des Forêts et du Paysage, Berne, Suisse.
- **Ojiako, F.O.; Adikuru, N.C.; Emenyonu, C.A. (2011).** Critical issues in Investment, Production and Marketing of *Moringa oleifera* as an Industrial Agricultural raw material in Nigeria. *J. Agric. Res. Dev.* **2011**, 10, 39–56.
- **Olivier Chanel, Catherine Dollfus, Jean-Marie Haguenoer, Philippe Hartemann, Guy Huel, et al. (1999).** Plomb dans l'environnement : quels risques pour la santé ? [Rapport de recherche] Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM), 451 p., graphiques, références bibliographiques disséminées. ffhal-01571950f
- **OMS. (1993).** OMS pour la qualité de l'eau de boisson. 2e édition. Volume 1: Recommandations Genève : OMS, 1993, p49-50
- **OMS. (2016).** Semaine de prévention de l'intoxication au plomb : interdisez les peintures au plomb.

- **Ondo, B.O., Ntyam, S.C.O., Priso, R.J. (2020).** Effet de la phytoaccumulation du plomb, du fer et du zinc sur deux Poacées dans la zone de Kribi et de ses environs. *Int. J. Biol. Chem. Sci.* 14(6): 2257-2266.
- **Origo, N., Wicherek, S., Hotyat, M. (2012).** Réhabilitation des sites pollués par phytoremédiation. *VertigO - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 12 (2), 1-14.
- **Overall, R.A., Parry, D.L. (2004).** The uptake of uranium by *Eleocharis dulcis* (Chinese water chestnut) in the Ranger Uranium Mine constructed wetland filter. *Environmental Pollution*, Vol. 132: 307-320.

## P

- **Padmavathiamma, P.K, Li, L.Y. (2007).** Phytoremediation technology: Hyper-accumulation metals in plants. *Water Air and Soil Pollution* 184: 105-126.
- **Påhlsson, B.A.M. (1989).** Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. *Water Air Soil Pollut* 47, 287–319.
- **Palada, M. C., Chang, L. C. (2003).** Suggested culture practices for *Moringa*. *International Cooperations' Guide*. AVRDCP N° 03-545. :1-5.
- **Palada, M.C. (1996).** *Moringa (Moringa oleifera Lam.)*: A versatile tree crop with horticultural potential in the subtropical United States. *HortScience*, 31, 794–797.
- **Pamo, T. E., Boukila, B., Momo, S. M. C., Kana, J. R., Tendonkeng, F., & Tonfack, L. B. (2004).** Potentiel de germination de *Moringa oleifera* Lam. Sous différents traitements à Dshang dans les Hautes terres de l'Ouest-Cameroun. *Journal of the Cameroon Academy of Sciences*, 4(3), 199-203.
- **Pant, H., Lobo, V., Singh, R. (2020).** Lead toxicity in plants and phytoremediation potential of aromatic plants for lead contaminated soils. *Journal of Medicinal and Aromatic Plant Sciences* 42(3-4), 2020, 205-219.
- **Parys, E., Romanowska, E., Siedlecka, M., Poskuta, J. W. (1998).** The effect of lead on photosynthesis and respiration in detached leaves and in mesophyll protoplasts of *Pisum sativum*. *Acta Physiologiae Plantarum*, 20, 312-323.

- **Parys, E., Wasilewska, W., Siedlecka, M., Zienkiewicz, M., Drożak, A., Romanowska, E. (2014).** Metabolic responses to lead of metallicolous and nonmetallicolous populations of *Armeria maritima*. *Arch Environ Contam Toxicol.* 67:565-577.
- **Patra, M., Bhowmik, N., Bandopadhyay, B., Sharma, A. (2004).** Comparison of mercury, lead and arsenic with respect to genotoxic effects on plant systems and the development of genetic tolerance. *Environmental and Experimental Botany*, 52, 199-223.
- **Pavel, L.V., Gavrilescu, M. (2008).** Overview of ex situ decontamination techniques for soil cleanup. *Environmental Engineering and Management Journal*, vol. 7, n°6, p 815-834.
- **Pazoki, A. (2015).** Evaluation of Flavonoids and Phenols content of Wheat under different Lead, PGPR and Mycorrhiza levels. *Biological Forum* 7: 309–315
- **Peer, W. A., Baxter, I. R., Richards, E. L., Freeman, J. L., Murphy, A. S., (2005).** Phytoremediation and hyperaccumulator plants. In *Molecular biology of metal homeostasis and detoxification*, Springer 2005; pp 299-340
- **Perchet, G.T. (2008).** Etude de bioremediation de sédiments contaminés par des composés organiques nitro persistants. Thèse de doctorat de l'Institut National Polytechnique de Toulouse,
- **Pico, S. M., Gutiérrez, D., Aragón, I., Escobar, A., Ortiz, D., Sánchez, T., Imbachí, P., Pachón, H. (2011).** "Evaluación de la composición nutricional, antinutricional y biodisponibilidad in vitro de diferentes extractos foliares." *Revista chilena de nutrición*, 38(2), 168-176.
- **Piechalak, A., Tomaszewska, B., Baralkiewicz, D., Malecka, A., (2002).** Accumulation and detoxification of lead ions in legumes. *Phytochemistry*, Vol. 60: 153-162.
- **Pierzynski, G.M. (1997).** Strategies for remediating Trace Element contaminated sites, in I. K. Iskander and D.C. Adriano (eds), *Remediation of soils contaminated with Metals*. Science Reviews, Northwood, UK, 67-84.
- **Pilon-Smits, E. (2005),** Phytoremediation. *Annu. Rev. Plant Biol.* 56, 15-39.

- **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). *Environmental and Experimental Botany*, 66(3), 507-513.
- **Pires-Lira, M. F., de Castro, E. M., Lira, J. M. S., de Oliveira, C., Pereira, F. J., Pereira, M. P. (2020).** Potential of *Panicum aquaticum* Poir. (Poaceae) for the phytoremediation of aquatic environments contaminated by lead. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 193, 110336. doi:10.1016/j.ecoenv.2020.110336
- **Piršelová, B., Trebichalský, A., Kuna, R. (2015).** Sensitivity of selected crops to lead, cadmium and arsenic in early stages of ontogenesis. *Journal of Central European Agriculture*, 16(4), 476-488
- **Pivetz, B.E. (2001).** Phytoremediation of Contaminated Soil and groundwater at hazardous waste sites. Ground Water Issue, United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development and Office of Soil Waste and Emergency Response, EPA/540/S-01/500, 36 p. [En ligne] [http://clu.in.org/download/remed/epa\\_540\\_s01\\_500](http://clu.in.org/download/remed/epa_540_s01_500).
- **Podazza, G., Rosa, M., Gonzalez, J.A., Hilal, M., Prado, F.E. (2006)** Cadmium induces changes in sucrose partitioning, invertase activities, and membrane functionality in roots of Rangpur lime (*Citrus limonia* L. Osbeck). *Plant Biol* 8:706–714.
- **Popoola, J.O., Obembe, O.O. (2013).** Local knowledge, use pattern and geographical distribution of *Moringa oleifera* Lam. (Moringaceae) in Nigeria. *J. Ethnopharmacol.* 2013, 150, 682–691.
- **Popovici, C., Saykova, I., Tylkowski, B. (2009)** Evaluation de l'activité antioxydant des composés phénoliques par la réactivité avec le radical libre DPPH. *Revue de génie industriel.* 4: 25-39.
- **Porębska, G., & Ostrowska, A. (1999).** Heavy metal accumulation in wild plants: implications for phytoremediation. *Pol. J. Environ. Stud*, 8(6), 433.
- **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.



- **Pourrut, B., Perchet, G., Silvestre, J., Cecchi, M., Guiresse, M., Pinelli, E. (2008).** Potential role of NADPH-oxidase in early steps of lead-induced oxidative burst in *Vicia faba* roots. *J. Plant Physiol.* **2008**, *165*, 571–579.
- **Pourrut, B., Shahid, M., Douay, F., Dumat, C., & Pinelli, E. (2013).** Molecular mechanisms involved in lead uptake, toxicity and detoxification in higher plants. *Heavy metal stress in plants*, 121-147.
- **Pourrut, B., Shahid, M., Dumat, C., Winterton, P., Pinelli, E. (2011).** Lead uptake, toxicity, and detoxification in plants. *Rev. Environ. Contam. Toxicol.* **213**, 113-136.
- **Prabhu, K., Murugan, K., Nareshkumar, A., Ramasubramanian, N., & Bragadeeswaran, S. (2011).** Larvicidal and repellent potential of *Moringa oleifera* against malarial vector, *Anopheles stephensi* Liston (Insecta: Diptera: Culicidae). *Asian Pacific journal of tropical biomedicine*, *1*(2), 124-129.
- **Prasad, M.N.V., Freitas, H.M.D. (2003).** Metal hyperaccumulation in plants - Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotechnology* *6*, 285-321.
- **Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J. (1999).** Heavy metal stress in plants. From molecules to ecosystems. Springer. 401 p.
- **Prasad, M.N.V., (2004).** Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems (2ème édition). Springer.
- **Preeti, P., Tripathi, A.K., (2011).** Effect of heavy metals on Morphological and Biochemical characteristics of *Albiza procera* (Roxb.) Benth. Seedlings. *International journal of onveronmental sciens.* Vol. 1 (5): 512-522.
- **Price, M. L. (1985).** The moringa tree. ECHO Technical Note. p15
- **Priya, A.K. (2016).** Phytoremediation of heavy metals and its exploitation. *International Journal of Avanced Research (IJAR).* *4*(10), 320-323. DOI: [10.21474/IJAR01/1792](https://doi.org/10.21474/IJAR01/1792)
- **Przymusinski, R., Sychala, M., Gwozdz, E.A. (1991).** Inorganic Lead Changes Growth Polypeptide Pattern of Lupin Roots. *Biochemie und Physiologie der Pflanzen*, *187*, 51-57.[http://dx.doi.org/10.1016/S0015-3796\(11\)80187-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0015-3796(11)80187-3)

## Q

- **Quershi A., Hardwick K., and Collin H.A. (1986).** Intracellular localisation of lead in a lead tolerant and sensitive clone of *Anthoxanthum odoratum*. *Journal of Plant Physiology* 122: 357-364.
- **Qufei, L., & Fashui, H. (2009).** Effects of Pb<sup>2+</sup> on the structure and function of photosystem II of *Spirodela polyrrhiza*. *Biological trace element research*, 129(1), 251-260.
- **Qureshi, M., Abdin, M., Qadir, S., Iqbal, M. (2007).** Lead-induced oxidative stress and metabolic alterations in *Cassia angustifolia* Vahl. *Biologia Plantarum* 51(1): 121-128.

## R

- **Rachid, A., Camm, E.L., Ekramoddoullah, A.K.M. (1994).** "Molecular mechanism of action of Pb<sup>2+</sup> and Zn<sup>2+</sup> on water oxidizing complex of photosystem II". *FEBS Letters*. 350, 296-298.
- **Rascio, N., Navari-Izzo, F. (2011).** Heavy Metal Hyperaccumulating Plants: How and Why Do They Do It? And What Makes Them So Interesting? *Plant Science*, 180,169-181. <https://doi.org/10.1016/j.plantsci.2010.08.016>
- **Rashid, U., Anwar, F., Moser, B.R., Knothe, G. (2008).** *Moringa oleifera* oil: A possible source of biodiesel. *Bioresour. Technol.* 2008, 99, 8175–8179.
- **Raskin, I., Ensley, B.D (2000).** *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment.* John Wiley & Sons, Inc., New York.
- **Raskin, I., Smith, R.D., Salt, D.E. (1997).** Phytoremediation of metals: using plants to remove pollutants from the environment. *Current Opinion in Biotechnology* 8, 221-226.
- **Rastgoo, L., Alemzadeh, A., (2011).** Biochemical responses of Gouan (*Aeluropus littoralis*) to heavy metal stress. *Aust. J. Crop. Sci.* 5, 375–383.

- **Ravikumar, K., Sheeja, A.K. (2013).** Heavy metal removal from water using *Moringa oleifera* seed coagulant and double filtration, Int. J. Sci. Eng. Res. 4 (2013) 10–13
- **Rayapati, P. John., Stewar, C.R. (1991).** Solubilization of a Proline Dehydrogenase from Maize (*Zea mays* L.) Mitochondria. Plant Physiol. (1991) 95, 787-791. 0032-0889/91 /95/0787/05/\$01 .00/0
- **Reddy, K.R., Admas, J.F., Richardson, C., (1999).** Potential technologies for remediation of Brownfield. Practice Periodical of Hazardous, Toxic and Radiative Waste Management, 3, 61-68.
- **Repellini, F. (2000).** La phytoremédiation des sols pollués par les métaux. Rapport de recherche bibliographique, DESS Ingenierie Documentaire. Université Claude Bernard Lyon 1.
- **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.
- **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
- **Robinson, B.H., Chiarucci, A., Brooks, R.R., Petit, D., Kirkman, J.H., Gregg, P.E.H., De Dominicis, V. (1997b).** The nickel hyperaccumulator plant *Alyssum bertolonii* as a potential agent for phytoremediation and the phytomining of nickel. Journal of Geochemical Exploration 59: 75–86.
- **Robinson, BH, Brooks, RR, Howes, AW, Kirkman, JH, Gregg, PEH. (1997a).** The potential of the high-biomass nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii* for phytoremediation and phytomining. Journal of Geochemical Exploration 60: 115–126
- **Rockwood, J.L., Anderson, B.G., Casamatta, D.A. (2013).** Potential uses of *Moringa oleifera* and an examination of antibiotic efficacy conferred by *M. oleifera* seed and leaf extracts using crude extraction techniques available to underserved indigenous populations, Int. J. Phytotherapy Res. 3 (2013) 61–71.

- **Rodriguez, E., da Conceição, S.M., Azevedo, R., Correia, C., Moutinho-Pereira, J., Ferreira de Oliveira, J.M.P., 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
- **Rodríguez-Bocanegra, J., Roca, N., Febrero, A., Bort, J. (2018).** Assessment of heavy metal tolerance in two plant species growing in experimental disturbed polluted urban soil. *J Soils Sediments* 18, 2305–2317.
- **Rolland F, Baena-Gonzalez E, Sheen J (2006).** Sugar sensing and signalling in plants: conserved and novel mechanisms. *Annu Rev Plant Biol* 57:675–709.
- **Romanowska, E., Igamberdiev, A.U., Parys, E., Gardeström, P. (2002).** Stimulation of respiration by Pb<sup>2+</sup> in detached leaves and mitochondria of C<sub>3</sub> and C<sub>4</sub> plants. *Physiol Plant* 116(2):148-154.
- **Rooney, C.P., McLaren, R.G., Cresswell, R.J. (1999).** Distribution and phytoavailability of lead in a soil Contaminated with lead. *Shot. Water, Air, & Soil pollution* 116, 535- 548. <https://doi.org/10.1023/A:1005181303843>
- **Rosa, D., (1993),** « *Moringa oléifera* : un arbre parfait pour les jardins à la maison» [en ligne], Forest service, Dept. Of Agriculture, U. S. A., cité le 12/11/2003 sur [www.winrock.org](http://www.winrock.org).
- **Rosa, M., Prado, C., Podazza, G. (2009).** Soluble sugars Metabolism, sensing and abiotic stress: A complex network in the life of plants. *Plant Signal Behav* 4(5), 388-393
- **Rosas, M.R., (1989).** El genero *Atriplex* (*Chenopodiaceae*) en Chile. *Gayana Bot.*, Vol. 46 (1-2): 3-82.
- **Ruley, A. T., Sharma, N. C., Sahi, S. V., Singh, S. R., & Sajwan, K. S. (2006).** Effects of lead and chelators on growth, photosynthetic activity and Pb uptake in *Sesbania drummondii* grown in soil. *Environmental pollution*, 144(1), 11-18.

**S**

- **Sait, D.E., Blaylock, M., Kumar, N.P.B.A., Dushenkov, V., Ensley, B.D., Chet, I., Raskin, I. (1995).** Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnology* 16: 468-473.
- **Salt, D.E.; Smith, R.D., Raskin, I. (1998).** Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Molecular Biology*, 49: 643-668.
- **Sanisol, S. (2018).** Teneurs limites en polluants dans le sol en vue d'une production végétale commercialisable. Rapportage final. Liège université Gembloux Agro-Bio Tech
- **Santé Canada. (2013).** Stratégie de gestion des risques pour le plomb.
- **Saradhi, A.P., Saradhi, P.P. (1991).** Proline accumulation under heavy metal stress. *Journal of Plant Physiology*. 138(5): 554-558.
- **Sasmaz, A., Obek, E. (2009).** The accumulation of arsenic, uranium, and boron in *Lemna gibba* L. exposed to secondary effluents. *Ecological Engineering*, 35(10), 1564-1567.
- **Saxe, H. (1991).** Phytosynthesis and stomatal response to polluted air and the use of physiological and biochemical response easy detection and diagnostic tools. In: Gallow JA (ed.), *Adv. Bot. Res.* Acad. Press, Toronto, pp. 1–128.
- **Saxena, A., Saxena, D. K., & Srivastava, H. S. (2003).** The influence of glutathione on physiological effects of lead and its accumulation in moss *Sphagnum squarrosum*. *Water, Air, and Soil Pollution*, 143(1), 351-361.
- **Sayer J.A., Cotter-Howells J.D., Watson C., Hillier S., Gadd G.M. (1999).** Lead mineral transformation by fungi. *Current Biology* 9: 691-694.
- **Sędzik, M., Smolik, B., Krupa-Malkiewicz, M. (2015).** Effect of lead on germination and some morphological and physiological parameters of 10-day-old seedlings of various plant species / Wpływ ołowiu na kiełkowanie i niektóre parametry morfologiczne i fizjologiczne w 10-dniowych siewkach różnych gatunków roślin. *Ochrona Srodowiska i Zasobów Naturalnych*, 26(3), 22–27. doi:10.1515/oszn-2015-0009

- **Seiler, J. R., & Paganelli, D. J. (1987).** Photosynthesis and growth response of red spruce and loblolly pine to soil-applied lead and simulated acid rain. *Forest science*, 33(3), 668-675.
- **Sengar, R.S., Gautam, M., Sengar, R.S., Sengar, R.S., Garg, S.K., Sengar, K., Chaudhary, R. (2009)** Lead stress effects on physiobiochemical activities of higher plants. *Rev Environ Contam Toxicol* 196:1–21.
- **Sengupta, M.E., Keraita, B., Olsen, A., Boateng, O.K., Thamsborg, S.M., Palsdottir, G.R., Dalsgaard, A. (2012).** Use of *Moringa oleifera* seed extracts to reduce helminth egg numbers and turbidity in irrigation water. *Water Research*, 46 (11) : 3646-56.
- **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 barbuloidea*. *Turk J Bot.* 41: 464-475 © TÜBİTAK doi:10.3906/bot-1608-33.
- **Seregin, I., Kozhevnikova, A. (2005).** Physiological role of nickel and its toxic effects on higher plants, *Russian Journal of Plant Physiology*, 2: 257-277.
- **Seregin, I.V, Pekhov, V.M., Ivanov, V.B. (2002).** "Plasmolysis as a Tool to Reveal Lead Localization in the Apoplast of Root Cells." *Russian Journal of Plant Physiology* 49(2): 283-285.
- **Seregin, I.V., Ivanov, V.B. (1998).** The Transports of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russian journal of plant physiology*, 48 (4), 523-544.
- **Seregin, I.V., Ivanov, V.B. (2001).** Physiological aspects of cadmium and lead toxic effects on higher plants. *Russ Journal of Plant Physiol*, 48 (4): 523-544
- **Seregin, I.V., Kozhevnikova, A.D. (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, I.V., Shpigun, L.K., Ivanov, V.B., (2004).** Distribution and toxic effects of Cadmium and Lead on maize roots. *Russian Journal of Plant Physiology*, Vol. 51 (4): 525-533.
- **Sétra. (2004).** La pollution des sols et des végétaux à proximité des routes Les

- éléments traces métalliques (ETM). Note d'information. Économie Environnement Conception 73.
- **Settle, D.M., Patterson, C. C. (1980).** Lead in albacore: guide to lead pollution in Americans. *Science*, 207(4436), 1167-1176.
  - **Sgherri, C., Quartacci M.F., 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.
  - **Shabala, S.N., Shabala, S.I., Martynenko, A.I., Babourina, O., Newman, I.A. (1998).** Salinity effect on bioelectric activity, growth, Na<sup>+</sup> accumulation and chlorophyll fluorescence of maize leaves: a comparative survey and prospects for screening. *Aust J Plant Physiol* **25**, 609-616.
  - **Shahid, M. (2010).** Induction de la phytotoxicité du Plomb chez *Vicia faba* L. : rôles de l'absorption et de la spéciation. Thèse de doctorat de l'université de Toulouse.
  - **Shahid, M., Pinelli, E., Dumat, C. (2012).** Review of Pb availability and toxicity to plants in relation with metal speciation; role of synthetic and natural organic ligands. *Journal of hazardous materials*, 219, 1-12.
  - **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.
  - **Shank, L.P., Riyathong, T., Lee, V.S.(2013).** Dheeranupattana, Peroxidase activity in native and callus culture of *Moringa oleifera* Lam, *J. Med. Bioeng.* 2 (2013) 163–167.
  - **Sharma, P., Dubey, R.S. (2005).** Lead toxicity in plants. *Brazilian journal of plant Physiology*, **17 (1)**: 35-52.
  - **Sharma, P., Pandey, S. (2014).** Status of Phytoremediation in World Scenario. *International Journal of Environmental Bioremediation & Biodegradation*, 2014, Vol. 2, No. 4, 178-191.

- **Sheoran, V., Sheoran, A.S, Poonia, P. (2011).** Role of hyperaccumulators in phytoextraction of metals from contaminated mining sites: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 41: 168-214.
- **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. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(3), 893-902.
- **Siddhuraju, P., Becker, K., (2003).** Antioxidant properties of various solvent extracts of total phenolic constituents from three different agroclimatic origins of drumstick tree (*Moringa oleifera* Lam.) leaves. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, 51 (8) : 2144-2155.
- **Siddiqui, M. M., Abbasi, B. H., 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, G.P.S., Singh, H.P., Batish, D.R., Kohli, R.K., (2016).** Effect of lead on oxidative status, antioxidative response and metal accumulation in *Coronopus didymus*. *Plant Physiol. Bioch* 105, 290e296
- **Sidhu, S.K., Pourmajidian, M., Opie, G.M., Semmler, J.G. (2017a).** Increasing motor cortex plasticity with spaced paired associative stimulation at different intervals in older adults. *Eur J Neurosci* 46:2674–2683 doi: 10.1111/ejn.13729
- **Sies, H. (1997).** Oxidative stress: oxidants and antioxidants. *Experimental Physiology*, 82, 291-295.
- **Signorelli, S. (2016).** The fermentation analogy: a point of view for understanding the intriguing role of proline accumulation in stressed plants. *Frontiers in Plant Science*, 7, 1339.
- **Sima, G., Fatemeh, Z., Vahid, N. (2012).** Determination of peroxidase activity, total phenolic and flavonoid compounds due to lead toxicity in *Medicago sativa* L. *Advances in Environmental Biology* 6: 2357–2364
- **Simon, L. (2005).** Stabilization of metals in acidic mine spoil with amendments and red fescue (*Festuca rubra* L.) growth. *Environ Geochem Health* 27:289–300.



- **Singelton, V.L., Orthofer, R., Lamuela-Raventos, R.M. (1999).** Analyses of total phenols and other oxidation substrates and antioxydants by means of Folin-Ciocalteu reagent methods in *Enzymol* **299**,152-178.
- **Singh, G., Agnihotri, R.K., Reshma, R.S., Ahmad, M. (2012).** Effect of lead and nickel toxicity on chlorophyll and proline content of Urd (*Vigna mungo* L.) seedlings. *International Journal of Plant Physiology and Biochemistry* vol. 4(6), 136-141, October, 2012. DOI: [10.5897/IJPPB12.005](https://doi.org/10.5897/IJPPB12.005).
- **Singh, S., Srivastava, P.K., Kumar, D., Tripathi, D.K., Chauhan, D.K., Prasad, S. M. (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](https://doi.org/10.1016/j.bcab.2015.03.004)
- **Singh, V.P. (2005).** Toxic Metals and Environmental Issues. Sarup & Sons.
- **Sivasankari, B., Anandharaj, M., & Gunasekaran, P. (2014).** An ethnobotanical study of indigenous knowledge on medicinal plants used by the village peoples of Thoppampatti, Dindigul district, Tamilnadu, India. *Journal of Ethnopharmacology*, 153(2), 408-423.<https://doi.org/10.1016/j.jep.2014.02.040>.
- **Slatni, I. (2014).** Etude de la destruction ou la perturbation des espèces végétales par la pollution. Mémoire de magistère de l'Université de Souk-Ahras.
- **Smail-Saadoun, N. (2005).** Réponse adaptative de l'anatomie des Chénopodiacées du Sahara algérien à des conditions de vie d'aridité extrême. *Sécheresse* 2005 ; 16 (2) : 121-4
- **Smith, R.A.H., Bradshaw, A.D. (1972).** Stabilisation of toxic mine waste by the use of tolérant plant populations. *Trans. Inst. Min. Metall. Sect A* 81, 230-237.
- **Sobrino, 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](https://doi.org/10.1080/10934520903389267).
- **Soheir, E.S., Khalil, M.Y., Naguib, NY. (2002).** Investigation of the effect of some elements (B, mo, Co, Pb) on growth, productivity and quality of *Cymbopogon citratus* L. *Ann. Agric. Sci.* 47(3): 911-927.
- **SPAQuE. (2015).** Plomb. Fiche environnementale. Service de la

communication externe et des relations avec la presse - Graphisme : Expansion.  
2p.

- **Sresty, T. V. S., Rao, K. M. (1999).** Ultrastructural alterations in response to zinc and nickel stress in the root cells of *pigeon pea*. *Environmental and Experimental Botany*, 41(1), 3-13. [https://doi.org/10.1016/S0098-8472\(98\)00034-3](https://doi.org/10.1016/S0098-8472(98)00034-3)
- **Stanislawska-Glubiak, E., Korzeniowska, J., Kocon, A. (2012).** Effect of remediation of heavy metal-contaminated soil on growth of energy willow. *Polish Journal of Environmental Studies*, 21: 187-192.
- **Sterckeman, T., Ouvrard, S., Leglize, P. (2009).** Phytoremédiation des sols. *Techniques de l'Ingénieur*, [BIO 5 300], 12 p.
- **Sterckeman, T., Ouvrard, S., Leglize, P. (2011).** Phytoremédiation des sols. *Techniques de l'ingénieur. Environnement - Sécurité | Métier : responsable environnement* Réf : Bio5300v1
- **STEWART, C.R., BOGGESS, F., ASPINALL, D., PALEG, I.G. (1977).** Inhibition of proline oxidation by water stress. *Plant Physiol.*, 59, pp. 930-932.
- **Stohs, S.J., Hartman, M.J., (2015).** Review of the safety and efficacy of *Moringa oleifera*. *Phytother. Res.* 29 (6), 796–804.
- **Stryer, L. (1992).** La biochimie de Lubert Stryer. Eds Médecine Science inflammation : Paris 1088p.
- **Sun, B., Kan, SH., Zhang, YZ., Deng, SH., Wu, J., Yuan, H., Qi, H., Yang, G., Li, L., Zhang, XH., Xiao, H., Wang, YJ., Peng, H., Li, YW. (2010).** Certain antioxidant enzymes and lipid peroxidation of radish (*Raphanus sativus* L.) as early warning biomarkers of soil copper exposure. *J Hazard Mater* 183, 833-838.
- **Susarla, S., Medina, V.F., & McCutcheon, S.C. (2002).** Phytoremediation: an ecological solution to organic chemical contamination. *Ecological Engineering*, 18 (5) 647-658. DOI:[10.1016/S0925-8574\(02\)00026-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(02)00026-5)
- **Swaine, D.J. (1955).** The trace element content of soils. *Tech. Comm.*, 48, Commonwealth Bureau soils Sci., York, England, Herald Printing Works, 157p.
- **Swaine, D.J. (1986).** Lead in D.C. Adriano (éd.), trace element in the terrestrial environment, Springer Verlag, New York.

## T

- **Tahara, S. (2007).** A Journey of Twenty-Five Years through the Ecological Biochemistry of Flavonoids. *Biosci. Biotechnol. Biochem.*, 71 (6) 1387–1404. DOI: [10.1271/bbb.70028](https://doi.org/10.1271/bbb.70028)
- **Tahiliani, P., Kar, A., (2000).** Role of *Moringa oleifera* leaf extract in the regulation of thyroid hormone status in adult male and female rats. *Pharmacological Research*, 41 (3) : 319-323. <https://doi.org/10.1006/phrs.1999.0587>
- **Tassé, N. (2010).** Identification des sources de plomb et contamination : l'exemple du site minier powell-rouyn. INRS – Centre Eau Terre Environnement. ISBN : 978-2-89146-791-9.
- **Tete-Benissan, A., Lawson-Evi, k., Kokou, K., Gbeassor, M., (2012).** Effect of *Moringa oleifera* Lam. leaves powder on the evolution of hemogram profile in Togolese undernourished children: evaluation on hiv-positive patients. *AJFAND*, &é (2), 6007 – 6026. DOI: [10.18697/ajfand.50.11060](https://doi.org/10.18697/ajfand.50.11060)
- **Tiberg, C., Kumpiene, J., Gustafsson, J.P., Marsz, A., Persson, I., Mench, M., Kleja, D.B. (2016).** Immobilization of Cu and As in two contaminated soils with zero-valent iron - Long-term performance and mechanisms. *Appl Geochem.* 67, 144-152. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.02.009>
- **Tokarz, K.M.; Makowski, W.; Tokarz, B.; Hanula, M.; Sitek, E.; Muszyńska, E.; Jędrzejczyk, R.; Banasiuk, R.; Chajec, 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>
- **Tomé, F.V., Rodriguez, P.B., & Lozano, J.C., (2009).** The ability of *Helianthus annuus* L. and *Brassica juncea* to uptake and translocate natural uranium and <sup>226</sup>Ra under different milieu conditions. *Chemosphere*, 74 (2), 293-300. DOI: [10.1016/j.chemosphere.2008.09.002](https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.09.002)

- **Traunfeld, J. H., & Clement, D. L. (2001).** Lead in Garden Soils. Home and Garden. College Park, MD: Maryland Cooperative Extension, University of Maryland.
- **Tremel-Schaub, A., & Feix, I. (2005).** Contamination des sols Transferts des sols vers les plantes. ADEME Éditions, 2, p 18.
- **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)
- **Tung, G., & Temple, P.J. (1996b).** Uptake and localization of lead in corn (*Zea mays* L.) seedlings, a study by histochemical and electron microscopy. Sci Total Environ. 188 (2- 3): 71-85. DOI: [10.1016/0048-9697\(96\)05156-x](https://doi.org/10.1016/0048-9697(96)05156-x)

## U

- **UNEP: United Nations Environment Programme. (2010).** Principales conclusions scientifiques concernant le plomb. un extrait de l'examen final des informations scientifiques sur le plomb, version de décembre 2010
- **USEPA: United States Environmental Protection Agency (2001).** Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual Status Report (ASR). 10th éd.,EPA 542-R-01-004, 38 p. [En ligne] <http://clu-in.org/asr/>
- **Usman, K., Abu-Dieyeh, M.H., Zouari, N. & Al-Ghouti, M.A. (2020).** Lead (Pb) bioaccumulation and antioxidative responses in *Tetraena qataranse*. Scientific Reports | (2020) 10:17070. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-73621-z>
- **Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Muñoz, M. & Dumat, C. (2010).** Foliar Lead Uptake by Lettuce Exposed to Atmospheric Fallouts. Environmental Science & Technology, 44 (3) 1036-1042. DOI: [10.1021/es902190u](https://doi.org/10.1021/es902190u)

## V

- **VALERIE (2004),** Phytoremediation ? Vous avez dit phytoremédiation ?, [en ligne] <http://eda-lille.org/spip.php?article53>
- **Vavasseur, A., Richaud, P., & Misson-Pons, J. (2009).** Des plantes pour

depolluer ou stabiliser des éléments toxiques dans les sols et les eaux. *Biofutur*, (295), 23.

- **Veeresh, H., Tripathy, S., Chaudhuri, D., Hart, B. R., & Powell, M. A. (2003).** Competitive adsorption behavior of selected heavy metals in three soil types of India amended with fly ash and sewage sludge. *Environmental Geology*, 44(3), 363-370. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00254-003-0776-3>
- **Verma, K. S., & Nigam, R. (2013).** Phytochemical screening of different plant parts of munga (*Moringa oleifera* Lam.). *Jawaharlal Nehru Krishi Vishwa Vidyalaya Jabalpur 482004 (Madhya Pradesh) India*, 263.
- **Verma, S., and Dubey, R.S. (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)
- **Vidali, M. (2001).** Bioremediation. An overview. *Pure App. Chem*, 73 (7), 1163-1172. <https://doi.org/10.1351/pac200173071163>
- **Vodnik, D., Jentschke, G., Fritz, E., Gogala, N., & Godbold, DL. (1999).** Root-applied cytokinin reduces lead uptake and affects its distribution in norway spruce seedlings. " *Physiologia Plantarum* 106(1): 75-81.
- **Vogel, T.M. (2001).** Bioremédiation des sols. *Technique de l'ingénieur*, Réf. : J3982, V1, 1-12. <https://doi.org/10.51257/a-v1-j3982>
- **Vogel-Mikuš, K., Drobne, D., & Regvar, M. (2005).** Zn, Cd and Pb accumulation and arbuscular mycorrhizal colonisation of pennycress *Thlaspi praecox* Wulf. (Brassicaceae) from the vicinity of a lead mine and smelter in Slovenia. *Environmental Pollution*, 133(2), 233-242. DOI: [10.1016/j.envpol.2004.06.021](https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.06.021)

## W

- **Wada, K. C., Mizuuchi, K., Koshio, A., Kaneko, K., Mitsui, T. and Takeno, K. (2014).** Stress enhances the gene expression and enzyme activity of phenylalanine ammonia-lyase and the endogenous content of salicylic acid to induce flowering in *pharbitis*. *Journal of Plant Physiology* 171(11), 895–902. DOI: [10.1016/j.jplph.2014.03.008](https://doi.org/10.1016/j.jplph.2014.03.008)

- **Wafee, C; Khan, AS; Siddiqi, M.R. (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, C., Zhang, S.H., Wang, P.F., Hou, J., Zhang, W.J., Li, W., Lin, Z.P. (2009).** The effect of excess Zn on mineral nutrition and antioxidative response in rapeseed seedlings. *Chemosphere* 75, 1468–1476.
- **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, H.; Shan, X.; Wen, B.; Owens, G.; Fang, J.; Zhang, S. (2007).** Effect of indole-3-acetic acid on lead accumulation in maize (*Zea mays* L.) seedlings and the relevant antioxidant response. *Environ. Exp. Bot.* 2007, 61, 246–253.
- **Wang, J., Zuo, K., Wu, W., Song, J., Sun, X., Lin, J., Li, X., Tang, K. (2003).** Molecular cloning and characterization of a new Na<sup>+</sup>/H<sup>+</sup> antiporter gene from *Brassica napus*. *Mitochondrial DNA: J DNA Map, Seq, Anal* **14**, 351-358
- **Wang, S., Jia, Y., Wang, S., Wang, X., Wang, H., Zhao, Z., Liu, B. (2010).** Fractionation of heavy metals in shallow marine sediments from Jinzhou Bay. *China J Environ Sci* **22 (1)**, 23-31.
- **Watharkar, A. D., Jadhav, J. P. (2014).** Detoxification and decolorization of a simulated textile dye mixture by phytoremediation using *Petunia grandiflora* and, *Gailardia grandiflora*: a plant–plant consortial strategy. *Ecotoxicology and environmental safety* **2014**, 103, 1-8.
- **Weryszko-Chmielewska E and M Chwil (2005).** "Lead-Induced Histological and Ultrastructural Changes in the Leaves of Soybean (*Glycine max* (L.) Merr.)." *Soil Science and Plant Nutrition* 51(2): 203-212.
- **Who; World Health Organization (1977).** Environmental Health Criteria 3. LEAD. 1977 pp.160 pp. [ISBN: 9789241540636](#).
- **Wierzbicka M (1998).** "Lead in the apoplast of *Allium cepa* L. root tips--ultrastructural studies." *Plant Science* 133(1): 105-119.
- **Wierzbicka M et Obidzinska J., (1998).** The effect of lead on seed imbibition and

- germination in different plant species. *Plant Science* 137 (2), 155-171. [https://doi.org/10.1016/S0168-9452\(98\)00138-1](https://doi.org/10.1016/S0168-9452(98)00138-1)
- **Wierzbicka, M., Antosiewicz, D. (1993).** How lead can easily enter the food chain - a study of plant roots. *Science of The Total Environment*,134 (1), 423-429. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(05\)80043-9](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(05)80043-9)
  - **Wierzbicka, M.H., Przedpelska, E., Ruzik, R., Ouerdane, L., Poleć-Pawlak, K., Jarosz, M., Szpunar, J., Szakiel, A., (2007).** Comparison of the toxicity and distribution of cadmium and lead in plant cells. *Protoplasma* 231, 99-111.
  - **Winkel-Shirley B. (2002).** Biosynthesis of flavonoids and effects of stress. *Current Opinion in Plant Biology*. 5, 218–223.
  - **Wozny A, J Schneider and EA Gwozdz (1995).** The effects of lead and kinetin on greening barley leaves. *Biologia Plantarum* 37(4): 541-552. DOI: [10.1007/BF02908836](https://doi.org/10.1007/BF02908836)
  - **Wu, H. C., Chen, H. M., & Shiau, C. Y. (2003).** Free amino acids and peptides as related to antioxidant properties in protein hydrolysates of mackerel (*Scomber austriasicus*). *Food research international*, 36(9-10), 949-957.
  - [www.faune-flore.be](http://www.faune-flore.be).  
[https://fauneflore.be/plante\\_detail\\_id.php?id=56605&nom\\_latin=Moringa%20oleifera](https://fauneflore.be/plante_detail_id.php?id=56605&nom_latin=Moringa%20oleifera). Consulté le : 22/ 05/2022.

## X

- **Xiang, L., Etxeberria, E., den Ende, W.V. (2013).** Vacuolar protein sorting mechanisms in plants. *FEBS Journal* 280(4), 979–993. DOI: [10.1111/febs.12092](https://doi.org/10.1111/febs.12092)
- **Xing, D.H., Lai, Z.B., Zheng, Z.Y., Vinod, K.M., Fan, B.F., Chen, Z.X. (2008).** Stress-and pathogen-induced *Arabidopsis* WRKY48 is a transcriptional activator that represses plant basal defense. *Mol Plant*,1: 459-470.
- **Xiong, Z.T. (1998).** Lead Uptake and Effects on Seed Germination and Plant Growth in a Pb Hyperaccumulator *Brassica pekinensis* Rupr.. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* **60**, 285–291. <https://doi.org/10.1007/s001289900623>

- **Xiong, Z.T., Zhao, F., Li, M.J. (2006).** Lead toxicity in *Brassica pekinensis* Rupr: effect on nitrate assimilation and growth. *Environmental Toxicology*. 21(2), 147-153. <https://doi.org/10.1002/tox.20167>

## Y

- **Yabesh, J.E.; Prabhu, S.; Vijayakumar, S. (2014).** An ethnobotanical study of medicinal plants used by traditional healers in silent valley of Kerala, India. *J. Ethnopharmacol*, 154(3), 774–789. DOI: [10.1016/j.jep.2014.05.004](https://doi.org/10.1016/j.jep.2014.05.004)
- **Yadav, S. K. Juwarkar, A. A. Kumar, G. P. Thawale, P. R. Singh, S. K. and Chakrabarti, T. (2009).** Bioaccumulation and phytotranslocation of arsenic, chromium and zinc by *Jatropha curcas* L.: impact of dairy sludge and biofertilizer, ” *Bioresource Technology*, vol. 100, no. 20, pp. 4616-4622.
- **Yadav, S., & Srivastava, J. (2017).** Cadmium phytoextraction and induces Antioxidant gene reponse in *Moringa oleifera* Lam. ISSN 1557-4539. Doi : [10.3923/ajpp.2017.58.70](https://doi.org/10.3923/ajpp.2017.58.70)
- **Yadav, S.K. (2010).** Heavy Metals Toxicity in Plants: An Overview on the Role of Glutathione and Phytochelatins in Heavy Metal Stress Tolerance of Plants. *South African Journal of Botany*, 76, 167-179. <https://doi.org/10.1016/j.sajb.2009.10.007>
- **Yan, Z. Z., & Tam, N. F. Y. (2011).** Temporal changes of polyphenols and enzyme activities in seedlings of *Kandelia obovata* under lead and manganese stresses. *Marine pollution bulletin*, 63(5-12), 438-444. DOI: [10.1016/j.marpolbul.2011.04.027](https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2011.04.027)
- **Yang JY, XE Yang, ZL He, TQ Li, JL Shentu and PJ St offella (2006a).** Effects of pH, organic acids, and inorganic ions on lead desorption from soils. *Environmental Pollution* 143(1): 9-15.
- **Yarlagadda P, Matsumoto M, VanBenschoten J & Kathuria A (1995)** Characteristics of Heavy Metals in Contaminated Soils. *Journal of Environmental Engineering* 121(4):276-286. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1995\)121:4\(276\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1995)121:4(276))
- **Ye Z.H; Baker A.J. M; Wong M.H et Willis, A. J. (1997).** Zinc, lead and cadmium tolerance, Uptake and accumulation by the Common Reed, *Phragmites*



australis (Cav) Trin. *Annals of Botany*, Volume 80, (3) 363–370.  
<https://doi.org/10.1006/anbo.1997.0456>

## **Z**

- **Yan, Z. Z., & Tam, N. F. Y. (2011).** Temporal changes of polyphenols and enzyme activities in seedlings of *Kandelia obovata* under lead and manganese stresses. *Marine pollution bulletin*, 63(5-12), 438-444.
- **Zarinkamar, F., Ghelich, S., & Soleimanpour, S. (2013).** Toxic Effects of Pb on Anatomy and Hypericin Content in *Hypericum perforatum* L. *Bioremediation Journal*, 17(1), 40–51. doi: [10.1080/10889868.2012.751958](https://doi.org/10.1080/10889868.2012.751958)
- **Zhivotovsky, O. P., Kuzovkina, Y. A., Schulthess, C. P., Morris, T., & Pettinelli, D. (2011).** Lead Uptake and Translocation by Willows in Pot and Field Experiments, *International Journal of Phytoremediation*, 13:8, 731-749.  
<http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2010.525555>
- 
- **Zhu, H., Choi, H. K., Cook, D. R., & Shoemaker, R. C. (2005).** Bridging model and crop legumes through comparative genomics. *Plant physiology*, 137(4), 1189-1196. DOI: [10.1104/pp.104.058891](https://doi.org/10.1104/pp.104.058891)

# **Annexes**

## Annexe 01

**Tableau 1 :** La composition nutritive des feuilles, de la poudre de feuilles, des graines et des gousses. (Fuglie, 2005; Olagbemide et Alikwe, 2014 ; <http://www.moringaleafpowder.co.za/analysis.html>).

Nutriments	Feuilles fraîches	Feuilles sèches	Poudre de feuilles	Graines	Gousses
Calories (cal)	92	329	205	-	26
Protéine (g)	6.7	29.4	27.1	35.97 ± 0.19	2.5
Gras (g)	1.7	5.2	2.3	38.67 ± 0.03	0.1
Glucides (g)	12.5	41.2	38.2	8.67 ± 0.12	3.7
Fibre (g)	0.9	12.5	19.2	2.87 ± 0.03	4.8
Vitamine B1 (mg)	0.06	2.02	2.64	0.05	0.05
Vitamine B2 (mg)	0.05	21.3	20.5	0.06	0.07
Vitamine B3 (mg)	0.8	7.6	8.2	0.2	0.2
Vitamine C (mg)	220	15.8	17.3	4.5 ± 0.17	120
Vitamine E (mg)	448	10.8	113	751.67 ± 4.41	-
Calcium (mg)	440	2185	2003	45	30
Magnésium (mg)	42	448	368	635 ± 8.66	24
Phosphore (mg)	70	252	204	75	110
Potassium (mg)	259	1236	1324	-	259
Cuivre (mg)	0.07	0.49	0.57	5.20 ± 0.15	3.1
Fer (mg)	0.85	25.6	28.2	-	5.3
Soufre (m)	-	-	870	0.05	137

**Remarque :** Toutes les valeurs sont exprimées en 100 g par matière végétale

**Tableau 2 :** Caractéristiques écologiques des sites d'introduction du *Moringa* en Algérie (2000/2001).

Désignation du site	Altitude (m)	P (mm)	Etage bioclimatiques	Superficie ha et Nbr de plant semé en pépinière
Adrar	280	20	Saharien	2 ha en bloc 6000 plants en pépinière
Mostaganem	130	370	Semi aride chaud	1.6 ha en bloc 5000 plants en pépinière
Zeralda (Alger)	100	680	Subhumide chaud	4 ha en bloc 7000 plants en pépinière
Jijel	15	900	Humide frais	2.5 ha en bloc 3760 plants en pépinière
Gurbes	50	700	Subhumide chaud	3.6 ha en bloc 3600 plants en pépinière
Biskra	86	140	Aride	1 ha (parcelle unique) 3500 plants en pépinière
Benaknoun (Alger)	/	650	Subhumide chaud	4000 plants en pépinière
Bainem (siège INRF)	200	650	Subhumide chaud	0.5 ha 7000 plants en pépinière
Tamanrasset	1440	> 50	Saharien	3600 plants en pépinière

**Annexe 02 : Références de la classification du sol****Tableau 1:** Paramètres chimique, physico-chimique et biologique du substrat de culture

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

**Tableau 2 :** Classe du pH du sol

Classe de réaction du sol	pH eau
Extrêmement acide	< 4,5
Très fortement acide	4,5 -5,0
Fortement acide	5,1 – 5,5
Moyennement acide	5,6 – 6,0
Faiblement acide	6,1 – 6,5
Neutre	6,6 – 7,3
Faiblement alcalin	7,4 – 7,8
Moyennement alcalin	7,9 – 8,4
Fortement alcalin	8,5 - 9,0
Très fortement	> 9,0

**Tableau 3:** 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
$9 \leq \text{CEC} \leq 12$	CEC moyenne	2 - 4	Salinité faible
$12 < \text{CEC} \leq 15$	CEC assez élevée	4 - 8	Salinité modérée
$15 < \text{CEC} \leq 25$	CEC élevée	8 - 16	Salinité forte
CEC > 25	CEC très élevée	16 - 32	Salinité sévère

**Tableau 4:** Classes du calcaire et de la matière organique dans le sol

CaCO <sub>3</sub> total	Interprétation	Matière organique (%)	Interprétation
CaCO <sub>3</sub> ≤ 5%	non calcaire	MO < 1	Moyenne
$5 < \text{CaCO}_3 \leq 12,5\%$	faiblement calcaire	$1 < \text{MO} \leq 2$	Pauvre
$12,5 < \text{CaCO}_3 \leq 25\%$	modérément calcaire	$2 < \text{MO} \leq 3$	Moyenne
$25 < \text{CaCO}_3 \leq 50\%$	fortement calcaire	MO > 4	Riche

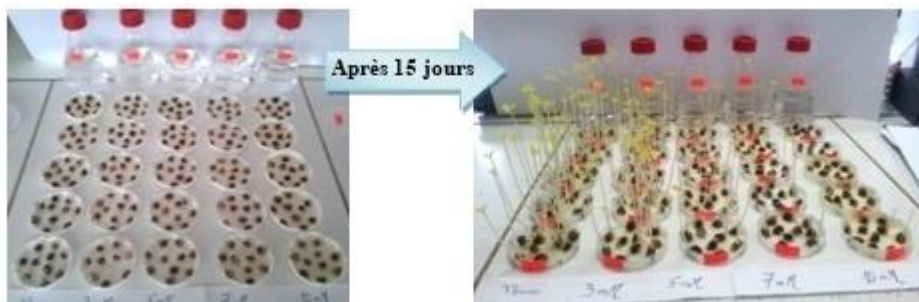
**Tableau 5:** Normes d'interprétation de l'azote (%)

Nature du sol	Très pauvre	Pauvre	Moyennement pauvre	Riche	Très riche
Azote (%)	< 0.05	0.05 - 0.1	0.1 - 0.15	<b>0.15 - 0.25</b>	> 0.25

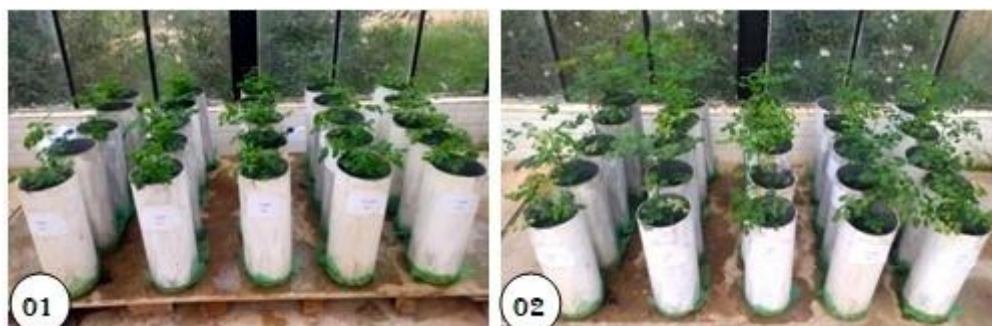
**Tableau 6:** Classes texturales du sol

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

**Annexe 03 : Photos de l'expérimentation**



**Fig.1 :** Germination des graines de *Moringa oleifera* Lam.



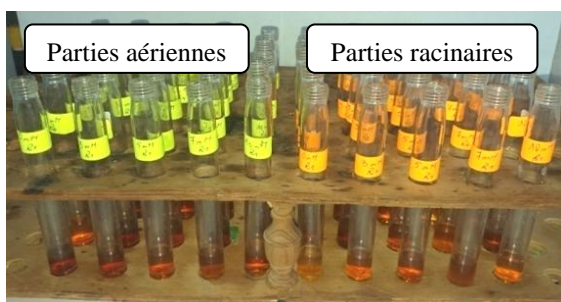
**Fig.2 :** Plantes de *Moringa oleifera* Lam. avant et après l'application du stress au plomb (1: après un mois du repiquage, 2: après 15 jours de l'application de stress).



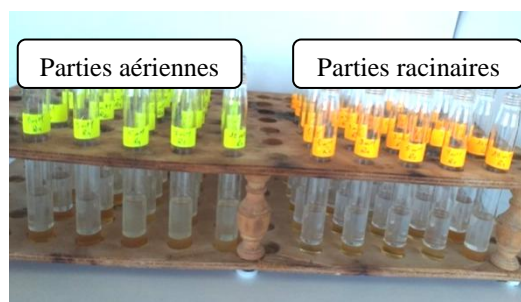
**Fig.3:** Dosage de pigments chlorophylliens.



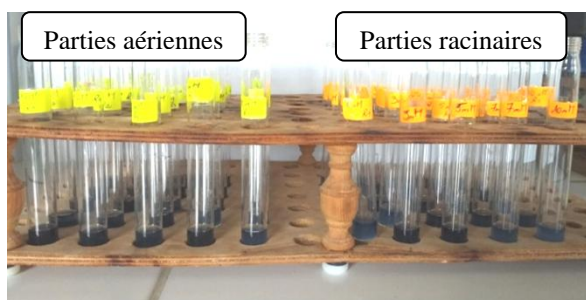
**Fig.4:** Dosage de protéines



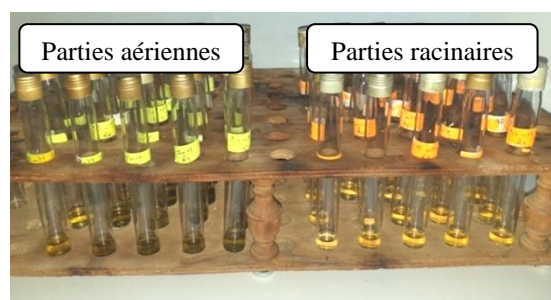
**Fig.5 :** Dosage de Sucres solubles



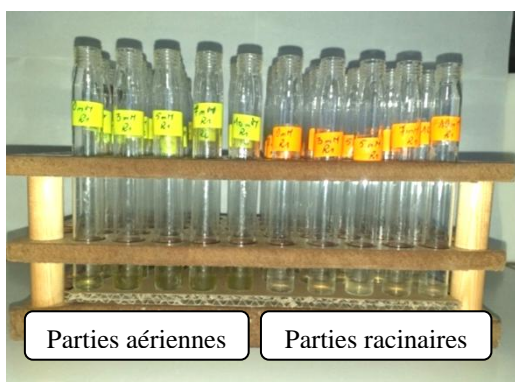
**Fig.6 :** Dosage de la proline



**Fig.7 :** Dosage de Polyphénols totaux



**Fig.8 :** Dosage des flavonoides



**Fig.9 :** Dosage des tanins condensés



**Fig.10 :** dosage de DPPH



**Fig.11 :** Coupes anatomiques

**Annexe 04 :** 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 des graines de *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	800	24	33,333				
<b>VAR.Facteur 1</b>	200	4	50	1,667	0,2		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	600	20	30			5,477	5,71%

**Tableau 2:** Analyse de variance de l'effet de plomb sur la longueur des racines du *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	40952,1	24	1706,337				
<b>VAR.Facteur 1</b>	40550	4	10137,5	504,226	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	402,102	20	20,105			4,484	16,79%

**Tableau 3:** Analyse de variance de l'effet de plomb sur la longueur des tiges du *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	70191,63	24	2924,651				
<b>VAR.Facteur 1</b>	67022,53	4	16755,63	105,744	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	3169,094	20	158,455			12,588	12,37%

**Tableau 4:** Analyse de variance de l'effet de plomb sur la chlorophylle **a** des feuilles de *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	184,048	24	7,669				
<b>VAR.Facteur 1</b>	117,129	4	29,282	8,752	<b>0,00032</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	66,919	20	3,346			1,829	18,76%

**Tableau 5:** Analyse de variance de l'effet de sur la chlorophylle **b** des feuilles de *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	62,801	24	2,617				
<b>VAR.Facteur 1</b>	51,655	4	12,914	23,171	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	11,146	20	0,557			0,747	17,33%

**Tableau 6:** Analyse de variance de l'effet de sur la chlorophylle totale des feuilles de *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	407,854	24	16,994				
<b>VAR.Facteur 1</b>	318,071	4	79,518	17,713	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	89,783	20	4,489			2,119	15,07%



**Tableau 7:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en protéines de la partie aérienne du *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	0,282	24	0,012				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0,165	4	0,041	6,998	<b>0,00113</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0,118	20	0,006			0,077	15,98%

**Tableau 8:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en protéines de la partie racinaire du *Moringa oleifera* Lam

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	0,072	24	0,003				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0,032	4	0,008	4,025	<b>0,01488</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0,04	20	0,002			0,045	12,80%

**Tableau 9:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en sucres solubles chez les feuilles du *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	0,073	24	0,003				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0,028	4	0,007	3,137	<b>0,03703</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0,045	20	0,002			0,047	10,21%

**Tableau 10:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en sucres solubles chez les racines du *Moringa oleifera* Lam

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	0,161	24	0,007				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0,108	4	0,027	10,113	<b>0,00014</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0,053	20	0,003			0,052	8,88%

**Tableau 11:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en proline de la partie aérienne du *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	1,468	24	0,061				
<b>VAR.Facteur 1</b>	1,325	4	0,331	46,259	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0,143	20	0,007			0,085	10,99%

**Tableau 12:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en proline de la partie souterraine du *Moringa oleifera* Lam

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	1,032	24	0,043				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0,882	4	0,221	29,324	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0,15	20	0,008			0,087	14,42%

**Tableau 13:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux de la partie aérienne du *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	5,653	24	0,236				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0,215	4	0,054	0,198	<b>0,93468</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	5,437	20	0,272			0,521	23,95%

**Tableau 14:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en polyphénols totaux de la partie racinaire du *Moringa oleifera* Lam

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	6,275	24	0,261				
<b>VAR.Facteur 1</b>	1,153	4	0,288	1,126	<b>0,37277</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	5,122	20	0,256			0,506	17,60%

**Tableau 15:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes de la partie aérienne du *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	0	24	0				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0	4	0	0,785	<b>0,55014</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0	20	0			0,005	29,74%

**Tableau 16:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur la teneur en flavonoïdes de la partie racinaire du *Moringa oleifera* Lam

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	0,096	24	0,004				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0,023	4	0,006	1,59	<b>0,21497</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0,073	20	0,004			0,06	25,87%

**Tableau 17:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur l'activité antiradicalaire (Test de DPPH) de la partie aérienne du *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	751,086	24	31,295				
<b>VAR.Facteur 1</b>	240,231	4	60,058	2,351	<b>0,08833</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	510,856	20	25,543			5,054	6,09%

**Tableau 18:** Analyse de variance de l'effet du plomb sur l'activité antiradicalaire (Test de DPPH) de la partie racinaire du *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	808,661	24	33,694				
<b>VAR.Facteur 1</b>	338,786	4	84,696	3,605	<b>0,0227</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	469,875	20	23,494			4,847	5,65%

**Tableau 19:** Analyse de variance de l'accumulation de plomb dans la partie aérienne des plantes de *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	138148,3	24	5756,178				
<b>VAR.Facteur 1</b>	124417,3	4	31104,31	45,305	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	13731,01	20	686,55			26,202	23,18%

**Tableau 20:** Analyse de variance de l'accumulation de plomb dans la partie racinaire des plantes de *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	2571132	24	107130,5				
<b>VAR.Facteur 1</b>	2504825	4	626206,3	188,882	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	66306,75	20	3315,337			57,579	18,46%

**Tableau 21:** Analyse de variance de l'accumulation de plomb chez les plantes de *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	3730249	24	155427				
<b>VAR.Facteur 1</b>	3675954	4	918988,4	338,514	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	54295,5	20	2714,775			52,104	12,26%

**Tableau 22:** Analyse de variance du facteur de translocation (FT) du plomb chez les plantes de *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	1,364	24	0,057				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0,933	4	0,233	10,838	<b>0,00009</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0,431	20	0,022			0,147	27,04%

**Tableau 23:** Analyse de variance de du facteur de bioconcentration (FBC) du plomb chez les plantes de *Moringa oleifera* Lam.

	S.C.E	DDL	C.M.	TEST F	PROBA	E.T.	C.V.
<b>VAR.Totale</b>	0,414	24	0,017				
<b>VAR.Facteur 1</b>	0,387	4	0,097	71,352	<b>0</b>		
<b>VAR.Residuelle 1</b>	0,027	20	0,001			0,037	12,89%

# Résumé

Le plomb fait partie des métaux lourds les plus toxiques et les plus utilisés par l'homme, dont la contamination des sols par cet élément est devenue un problème mondial critique menaçant nos écosystèmes, c'est pourquoi plusieurs études sont orientées vers la recherche de nouvelles techniques de dépollution plus écologique telle que la phytoremédiation. Dans ce contexte, la présente étude vise à étudier la capacité de la plante *Moringa oleifera* Lam. à croître dans un milieu pollué avec des doses croissantes de plomb (0, 3, 5, 7 et 10 mM), de déterminer l'effet du plomb sur les paramètres anatomiques, biochimiques et chimiques de la plante et d'utiliser *Moringa oleifera* Lam. comme plante phytoremédiatrice afin de dépolluer les sols contaminés par le plomb. Les résultats obtenus montrent que le plomb a un effet négatif sur les paramètres de germination des graines du *Moringa oleifera* Lam. qui se traduit par une diminution du taux de germination et des longueurs des racelles et des tiges avec l'augmentation des doses de Pb appliquées. Le plomb provoque des modifications anatomiques de différents tissus et surtout des faisceaux cribro-vasculaires au niveau des tiges et des racines de la plante. Les analyses biochimiques révèlent que l'application du stress à des niveaux élevés en 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 que le *Moringa oleifera* Lam. accumule davantage le plomb dans la partie racinaire comparativement à la partie aérienne et les facteurs de bioconcentration (FBC) et de translocation (FT) du plomb calculés sont inférieurs à 1. La plante ne peut pas être considérée comme accumulatrice de Pb, mais elle est potentiellement appropriée pour la phytostabilisation des sols contaminés même à des concentrations élevées en plomb.