



République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique



Université Amar Telidji- Laghaout

FACULTE DES SCIENCES

DEPARTEMENT : SCIENCES AGRONOMIQUES

MEMOIRE DE MASTER

Présenté par : Abdallah Khaoula

DOMAINE : SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE (SNV)

FILIERE : SCIENCES AGRONOMIQUES

OPTION : AMÉLIORATION DES PLANTES

Thème

Etude de l'indice de vigueur des graines d'*Astragalus armatus* Willd. sous l'effet de quelques métaux lourds (Pb , Cd , Zn, Ni)

Membres de jury :

Mme HOUYOU Zohra

MCA

Président

Mme MARFOUA Meriem

MCB

Examineur

Mme MALLEM Hamida

MCB

Encadreur

-

Promotion : Juillet 2021

Etude de l'indice de vigueur des graines d'*Astragalus armatus* sous l'effet de quelques métaux lourds (Pb ,Cd , Zn, Ni)

Résumé :

Un des problèmes majeurs de l'environnement est la contamination par des métaux lourds, souvent la phytoremédiation lui est associée comme procédé de décontamination. Ce présent travail a pour objet de connaître l'effet de quatre métaux lourds (Cd, Ni, Pb et Zn) sur la germination des graines d'*Astragalus armatus*, et ce sous différentes concentrations. L'essai a été réalisé au laboratoire dans une étuve à 20°C. Les résultats obtenus indiquent le taux de germination des graines n'a pas été affectée par les métaux lourds suivant; Cd et Zn, et ce quelque soit la concentration testée, Par ailleurs le Ni a affecté la faculté germinative des graines à partir de la dose de 0,2g/l et le Pb à partir de 3g/l, malgré ces résultats la germination n'a pas été complètement inhibée, la germination des graines a réagit différemment selon le métal testé, cas du Pb et du Ni. Il semble que l'effet de Cadmium n'est pas nocif pour la croissance de *L'Astragalus armatus* à la limites des doses étudiées. La croissance des pousses a été réduite sous des concentration élevées en Pb (3g/l), cette dernière a réduit l'indice de croissance des pousse d'environ 5 fois, il semble qu'elle peut tolérer aisément moins que cette dose. Et la dose de 0.3g/l et de 0.5 g/l du Zn n'a diminué l'indice de la croissance des pousses que de la moitié. Enfin, nous pouvons conclure que cette espèce peut croitre dans un milieu pollué en métaux lourds a la limite des doses précitées, elle peut donc être plantée dans des projets de phytoremédiation .

Mots clés: Germination, *Astragalus armatus* , métaux lourds, phytoremédiation.

Study of the vigor index of *Astragalus armatus* seeds under the effect of some heavy metals (Pb, Cd, Zn, Ni)

Abstract :

One of the major problems of the environment is the contamination by heavy metals, often the phytoremediation is associated to it as a decontamination process. This work aims to know the effect of four heavy metals (Cd, Ni, Pb and Zn) on the germination of *Astragalus armatus* seeds, and this under different concentrations. The test was carried out in the laboratory in an oven at 20°C. The results obtained indicate that the germination rate of seeds was not affected by the following heavy metals; Cd, and Zn, and this some is the tested concentration, On the other hand Ni affected the germinative Faculty of the seeds starting from the dose of 0,2g/l and Pb starting from 3g/l, in spite of these results the germination was not completely inhibited, the germination of the seeds reacted differently according to the tested metal, case of Pb and Ni, It seems that the effect of Cadmium is not harmful for the growth of *Astragalus armatus* at the limits of the studied doses. The growth of the shoots was reduced under high concentrations of Pb (3g / l), the latter reduced the growth index of the shoots by about 5 times, it seems that it can easily tolerate less than this dose. And the dose of 0.3g/l and 0.5 g/l of Zn decreased the growth index of shoots by only half. Finally we can conclude that this species can grow in a polluted environment in heavy metals at the limit of the above mentioned doses, it can thus be planted in projects of phytoremediation.

Key words: Germination, *Astragalus armatus*, heavy metals, phytoremediation.

دراسة معامل النشاط لبذور *Astragalus armatus* تحت تأثير بعض المعادن الثقيلة (الرصاص ، الكاديوم ، الزنك ، النيكل)

المخلص

يعد التلوث بالمعادن الثقيلة إحدى المشكلات البيئية الرئيسية ، وغالبًا ما ترتبط المعالجة النباتية به كعملية إزالة التلوث. يهدف هذا العمل الحالي إلى معرفة تأثير أربعة معادن ثقيلة (الكاديوم والنيكل والرصاص والزنك) على إنبات بذور *Astragalus armatus* وذلك بتركيزات مختلفة. تم إجراء الاختبار في المختبر في فرن عند 20 درجة مئوية. تشير النتائج التي تم الحصول عليها إلى أن معدل إنبات البذور لم يتأثر بالمعادن الثقيلة التالية ؛ الكاديوم والزنك ، مهما كان التركيز الذي تم اختياره ، بالإضافة إلى ذلك ، أثر النيكل على قدرة إنبات البذور من جرعة 0.2 غ / لتر و Pb من 3 غ / لتر ، على الرغم من هذه النتائج لم يتم تثبيط الإنبات تمامًا ، إلا أن إنبات البذور تفاعل بشكل مختلف وفقًا للمعدن المختبر (حالة Ni وPb) ، يبدو أن تأثير الكاديوم غير ضار لنمو النبات المختبر في حدود الجرعات المدروسة. وانخفض نمو البراعم في ظل تركيزات عالية من الرصاص (3غ/ل) ، وخفض هذا الأخير مؤشر نمو البراعم بنحو 5 مرات ، ويبدو أن نبات *Astragalus armatus* قادر على تحمل بسهولة أقل من هذه الجرعة. وجرعة 0.3غ/ل و 0.5 غ/ل من Zn خفضت مؤشر نمو البراعم بمقدار النصف فقط. أخيرًا يمكننا أن نستنتج أن هذا النوع من النبات يمكن أن ينمو في بيئة ملوثة بالمعادن الثقيلة في حدود الجرعات المذكورة أعلاه ، وبالتالي يمكن زراعته في مشاريع المعالجة النباتية.

الكلمات المفتاحية: إنبات، *Astragalus armatus* ، معادن ثقيلة ، معالجة نباتية

Remerciements

Tout d'abord, je voudrais remercier Dieu le tout puissant et miséricordieux qui m'a donné la force et la patience d'accomplir ce travail

Au Docteur Madame HAMIDA MALLEM, mon encadreur. Je vous serai toujours reconnaissante pour vos avis indispensables, vos conseils éclairés et pour votre disponibilité. Vous m'avez fait bénéficier de vos connaissances, de votre immense expérience scientifique et de votre rigueur dans le travail. Vos critiques, suggestions et conseils m'ont accompagné durant toute la longue période d'élaboration de ce document. Je voudrai vous dire aussi que j'ai eu un grand plaisir à travailler sous votre direction.

Je remercie aussi Dr Houyou Zohra et Dr Marfoua meriem d'avoir accepter d'examiner ce mémoire et de le valoriser par vos précieuses orientations , grand merci.

Nous tenons à exprimer nos sincères remerciements à tous les professeurs qui nous ont enseigné et qui par leurs compétences nous ont soutenu dans la poursuite de nos études.

Enfin, nous tenons également à remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à la réalisation de ce travail

Khaoula

Dédicaces

Je tiens à dédier ce modeste travail à tous ceux qui nous sont chers :

Mes parents, Ouar Safia et Abdallah Mohammed qui m'ont toujours soutenu.

Ma sœur : Maria

Mes frères

Spécial dédicace à ma meilleure amie et ma chère collègue Zohra Lachkhem

bien aidée le long de mon parcours universitaire.

À tous mes enseignants.

Khaoula

Sommaire:

Titre	Page
Résumé	
Remerciement	
Dédicaces	
Liste des tableaux	
Liste des figures	
Liste des abréviations	
Introduction générale	

Chapitre 1 : Généralités sur *l'Astragalus Armatus*

1.1. Répartition géographique du genre Astragalus	4
1.2 Importance économique et usages traditionnels	5
1.3 L'espèce <i>Astragalus armatus</i>	6
1.3.1 Place dans la systématique (Classification APG III (2009))	7
1.3.2 Description botanique	7
1.3.3 Répartition géographique	8

Chapitre 2 : La germination

2.1 Définition de la germination	10
2.2 Les types de germination	10
2.3 Conditions de la germination	10
2.3.1 Conditions internes	10
2.3.1.1 La maturité	11
2.3.1.2 La longévité	11
2.3.2 Conditions externes	11
2.3.2.1 Oxygène	11
2.3.2.2 Eau	11
2.3.2.3 Température	11
2.4. Phases de la germination	12
2.4.1 Phase d'imbibition	12
2.4.2 Phase de germination	12
2.4.3 Phase de croissance	12
2.5. La dormance	13

2.5.1	Type de dormance	14
2.5.1.1	Inhibitions tégumentaires	14
2.5.1.2	Dormances embryonnaires	14

Chapitre 3 : Les métaux lourds et La phytoremédiation

3.1	Les métaux lourds	15
3.2	La toxicité des métaux lourds	16
3.3	Les métaux lourds dans la plante	17
3.4	Origine de la contamination des sols par les métaux lourds	17
3.4.1	Origine naturelles	18
3.4.2	Origine anthropiques	18
3.5	Généralité sur la phytoremédiation	19
3.5.1	Techniques de la phytoremédiation	20
3.5.1.1	La phytoextraction	21
3.5.1.2	La phytostabilisation	22
3.5.1.3	La Phytodégradation	22
3.5.1.4	La phytovolatilisation	23
3.5.1.5	La rhizofiltration	23
3.6	Les avantages et limites de la phytoremédiation	24
3.6.1	Avantages	24
3.6.2	Les Limites de la phytoremediation	25

Chapitre 4 : Matériel et méthodes

4.1	Objectif	26
4.2	Matériel végétal	26
4.3	Conditions expérimentale	26
4.3.1	Lieu de l'expérimentation	26
4.3.2	Protocole expérimental	26
4.3.2.1	Préparation des solutions des métaux lourds	27
4.3.2.2	Scarification et germination	27
4.4	Dispositif expérimental de l'essai de la germination	28
4.5	Les paramètres mesurés dans l'essai de la germination	29
a)	Estimation de la faculté de germination (FG)	29
b)	Cinétique de la germination	30
c)	La durée médiane de la germination	30
d)	L'indice de vigueur de semis (SVI)	30

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1 Résultats	32
5.1.1 Effet du plomb sur les paramètres de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	32
5.1.1.1 Effet du Pb sur la cinétique de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	32
5.1.1.2 Effet du Pb sur la faculté de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	33
5.1.1.3 Effet du Pb sur la durée médiane de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	34
5.1.1.4 Effet du Pb sur l'indice de vigueur de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	35
5.1.2 Effet du Nickel sur les paramètres de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	36
5.1.2.1 Effet du Ni sur la cinétique de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	36
5.1.2.2 Effet du Ni sur la faculté de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	37
5.1.2.3 Effet du Ni sur la durée médiane de la germination des graines d' <i>A. armatus</i>	38
5.1.2.4 Effet du Ni sur L'indice de vigueur de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	39
5.1.3 Effet du Zinc sur les paramètres de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	40
5.1.3.1 Effet du Zn sur la cinétique de germination des graines d' <i>A. Armatus</i>	40
5.1.3.2 Effet du Zn sur la faculté de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	41
5.1.3.3 Effet du Zn sur la durée médiane de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	42
5.1.3.4 Effet du Zn sur L'indice de vigueur de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	43
5.1.4 Effet du Cadmium sur les paramètres de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	44
5.1.4.1 Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	44
5.1.4.2 Effet du Cd sur la faculté de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	45
5.1.4.3 Effet du Cd sur la durée médiane de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	46
5.1.4.4 Effet du Cd sur L'indice de vigueur de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	47
5.2. Discussion	48
Conclusion générale	53
Références Bibliographiques	55
Annexe	62

Liste des figures

<u>N</u>	<u>Titre</u>	<u>page</u>
Figure 1	Présentation de quelques espèces du genre <i>Astragalus</i>	1
Figure 2	Description d' <i>A. armatus</i> (a : plante ; b :feuille ; c : fruit ;d :graine)	2
Figure 3	<i>Astragalus armatus</i> willd (APD,2021)	4
Figure 4	Répartition géographique de l'espèce d' <i>A. armatus</i> willd au Maghreb (APD,2021)	5
Figure 5	Etapes de la germination (Meyer <i>e t al.</i> , 2004)	9
Figure 6	Origines des métaux lourds dans le sol (Robert et Juste, 1999).	17
Figure 7	Les principales de techniques de phytoremédiation (Pilon-Smits, 2005).	19
Figure 8	Les procédés impliqués dans la phytoextraction des contaminants du sol (d'aprèsCunningham et al. 1995)	20
Figure 9	Mécanisme de rhizodégradation (Vila, 2006).	22
Figure10	Processus de la Rhizofiltration (colombon et al ,2010)	23
Figure11	Les graines d' <i>A. armatus</i> (originale,2021).	26
Figure12	schéma du dispositif experimantal adopté	28
Figure13	photo du dispositif expérimental	29
Figure14	mesure de la longueur de la racine et la longueur de la pousse après 15 jours de germination des graines (originale, 2021)	31
Figure15	Effet des concentrations du Pb sur la cinétique de germination des graines d' <i>A.armatus</i>	32
Figure16	Effet des concentrations du Pb sur la faculté de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	33
Figure17	Effet des concentrations du pb sur la durée médiane de germination des graines d' <i>A.armatus</i>	34
Figure18	Effet des concentrations du Pb sur l'indice de vigueur de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	35
Figure19	Effet de concentration du Ni sur la cinétique de germination des graines d' <i>A.armatus</i>	36
Figure20	Effet des concentrations du Ni sur la faculté germinative des graines d' <i>A.armatus</i>	37
Figure21	Effet de concentration du Ni sur la durée médiane de germination des graines d' <i>A.armatus</i>	38
Figure22	Effet des concentrations de Ni sur L'indice de vigueur de germination des	39

	graines d' <i>A. armatus</i>	
Figure23	Effet du Zn sur la cinétique de germination des graines d' <i>A.armatus</i>	40
Figure24	Effet des concentrations du Zn sur la faculté germinative des graines d` <i>A.armatus</i>	41
Figure25	Effet de concentration du Zn sur la durée médiane de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	42
Figure26	Effet des concentrations du Zn sur l'indice de vigueur de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	43
Figure27	Effet des concentrations du Cd sur la cinétique de germination des graines <i>d' A.armatus</i>	44
Figure28	Effet des concentrations du Cd sur la faculté germinative des graines d` <i>A.armatus</i>	45
Figure29	Effet de concentration du Cd sur la durée médiane de germination des graines d' <i>A. armatus</i>	46
Figure30	Effet de concentration du Cd sur l'indice de vigueur de germination des graines d' <i>A.armatus</i>	47

Liste des abréviations

Abréviation	Signification
A	Astragalus
Ni	Nickel
Zn	Zinc
Cd	Cadmuim
Pb	Plombe
g/l	Gramme/litre

Introduction

Introduction

L'industrialisation, l'urbanisation extensive et l'exploitation minière ont été citées parmi les principales causes de contamination des sols qui ont un impact négatif sur la qualité de l'environnement (Yaylali-Abanuz 2011). Ces dernières années, tant dans les pays développés que dans les pays en voie de développement, les problèmes de contamination des sols se sont multipliés. La contamination des sols s'est révélée être un problème environnemental important (Esmaeli et al. 2014). Elle est principalement liée à l'origine anthropique, les activités industrielles étant le principal générateur de polluants (Kowalska et al. 2016). Les polluants libérés par l'industrie endommagent les écosystèmes, dont les composants biotiques sont également altérés et brisés (Wu et al. 2016). Parmi les activités industrielles, les cimenteries sont considérées comme d'importants émetteurs de poussières et de métaux lourds tels que Cd, Cr, Hg, Pb et Zn (Ogunkunle et Fatoba 2014).

Les métaux lourds ont un intérêt scientifique massif en raison de leur impact direct sur l'environnement, affectant la qualité de l'air, de l'eau et du sol et par conséquent les êtres humains à travers la chaîne alimentaire (Bermudez et al. 2010 ; Qureshi et al. 2016). Bien qu'affichés à faible concentration, les métaux lourds sont persistants dans l'environnement car ils ont résisté à la dégradation environnementale par des processus chimiques, biologiques et photolytiques (Ahemad et Khan 2012).

Sinon, le sol se comporte comme un puits de métaux lourds par le dépôt de particules industrielles (Bermudez et al., 2010). Il est connu que les métaux lourds sont transférés du sol vers les autres compartiments de l'environnement. Ils apparaissent collés aux particules émises par la source de polluants dans l'air où ils peuvent être transportés par les vents. La taille des particules régit la vitesse et la distance sur laquelle les métaux seront transportés ainsi que le dépôt sec sur le sol et la couverture végétale (Martin 2012).

Les polluants peuvent également être drainés par l'eau et les retombées de pluie caractérisant le dépôt humide. Outre leur persistance, l'effet négatif des métaux lourds sur les composants de l'écosystème peut être atténué par de nombreuses techniques telles que l'immobilisation et la phytoremédiation, une technologie verte basée sur l'utilisation des

Introduction générale

propriétés des espèces végétales telles que l'absorption et l'immobilisation des métaux lourds pour nettoyer les sites contaminés (Lim et al. 2004 ; Pilon Smits 2005).

Cette technique a reçu une forte attention au cours des dernières décennies comme un outil prometteur avec respect à ses faibles coûts et des résultats précieux (Sarwar et al. 2017). La phytoremédiation implique plusieurs stratégies en fonction du mécanisme utilisé par la plante pour minimiser l'effet toxique du métal (Ali et al. 2013). Les processus impliqués dépendent des caractéristiques physiologiques et botaniques de la plante et peuvent être essentiellement résumés comme la phytoextraction, la phytodégradation, la phytovolatilisation, la phytostabilisation et la phytofiltration (Gomes et al. 2016). L'intérêt scientifique croissant pour la phytoremédiation a certainement détourné les environmentalistes pour tester et découvrir des espèces végétales phytonurses pour libérer les polluants organiques et inorganiques des sols (Dhiman et al. 2016 ; Leyton et al. 2016).

L'espèce *Astragalus armatus* Willd. est une Fabaceae localement connu comme " ketad ou goundal " est une espèce endémique en Algérie. Selon CHAIEB (1997), Toutefois, bien qu'*Astragalus armatus* soit considérée comme étant une espèce marquant la dégradation, elle peut contribuer, ne serait-ce que de façon partielle, au processus de restauration de l'équilibre écologique dans ces milieux dégradés. Le piégeage du sable et la reconstitution du voile éolien par les touffes très développées entraînent une amélioration du bilan hydrique du sol et favorisent la germination d'espèces jusqu' alors raréfiées. Enfin, son aptitude à fixer de l'azote atmosphérique contribue à améliorer la fertilité du sol.

Selon Mallem (2018), l'*Astragalus armatus* une chamaephyte à faible valeur pastorale a montré une prolifération remarquable dans les zones ensablée, c'est une espèce qui apparait dans les zones anciennement cultivées et les zones sur pâturées, Chaieb (1997) a expliqué cette prolifération par l'architecture racinaire de cette plante, favorisant l'absorption d'eau et encore à son pouvoir germinative élevé. Les modifications floristiques des écosystèmes pastoraux des régions arides et désertiques, sous l'effet de la pression animale et du déficit hydrique, affectent en premier lieu les graminées et les chamaephytes palatables. Le maintien de la productivité biologique du milieu demeure, dans de telles conditions, lié à l'apparition d'un nouveau type de végétation peu productif mais en équilibre avec ce nouvel environnement.

Introduction générale

Vu sa prolifération rapide en milieu aride et pauvre et son pouvoir d'adaptation aux conditions extrêmes de l'aridité et sa capacité à restaurer la richesse microbienne et fongique et en azote des sols ensablés (Mallem, 2018) , nous nous demandons si cette plante présente aussi un pouvoir de tolérance aux métaux lourds ?

Dans cette étude, nous avons étudié l'effet de quelques métaux lourds sur la germination des graines d'*Astragalus armatus* et plus précisément l'indice de vigueur.

Ce mémoire est scindé en cinq chapitres répartis comme suit :

- ✓ Premier chapitre présente *Astragalus armatus* .
 - ✓ Deuxième chapitre donne un aperçu général sur la germination
 - ✓ Troisième chapitre est consacré aux métaux lourds et à la phytoremédiation
 - ✓ Quatrième chapitre : Matériel et méthodes.
 - ✓ Cinquième chapitre : Résultats et discussion.
- Enfin, nous terminerons par une conclusion générale.

Chapitre 1 :
Généralités sur l'Astragalus Armatus

1.1. Répartition géographique du genre *Astragalus*

Le genre *Astragalus*, qui fait partie de la famille des Fabacées, est un ensemble de plus de 3000 espèces (Scherson et al., 2008) à fort taux de diversification, de spéciation et d'endémisme (Sanderson et Wojciechowski, 1996) et dont l'origine probable est l'Eurasie, régions situées entre les montagnes du sud ouest asiatique et le plateau de l'Himalaya (Podlech, 1986 ; Lock et Simpson, 1991). Deux centres de diversification qui sont l'Eurasie et l'Amérique du Nord ont été identifiés par Wojciechowski et al., (1999).

Ce genre est largement distribué partout dans les régions tempérées et arides du monde et principalement localisé en Asie (1500 espèces), l'Amérique du Nord (500 espèces) et l'Amérique du Sud (150 espèces) et l'Europe (120 espèces) (Zarre et Azani, 2013), Dans les pays du bassin Méditerranéen, 500 espèces ont été décrites dont une centaine sont localisées en Afrique du Nord (Dobignard 2010). Les espèces d'*Astragalus* grandissant en Afrique du Nord sont des plantes sahariennes méditerranéennes. Ils sont représentés par plus de 50 espèces délimitée dans plusieurs sections et dont 15 sont trouvées au Sahara de l'Algérie. Dans la flore de l'Afrique du Nord, 10 espèces d'*Astragalus* sont endémique en Algérie, le Maroc et la Tunisie (Bellakhdar, 1997) .

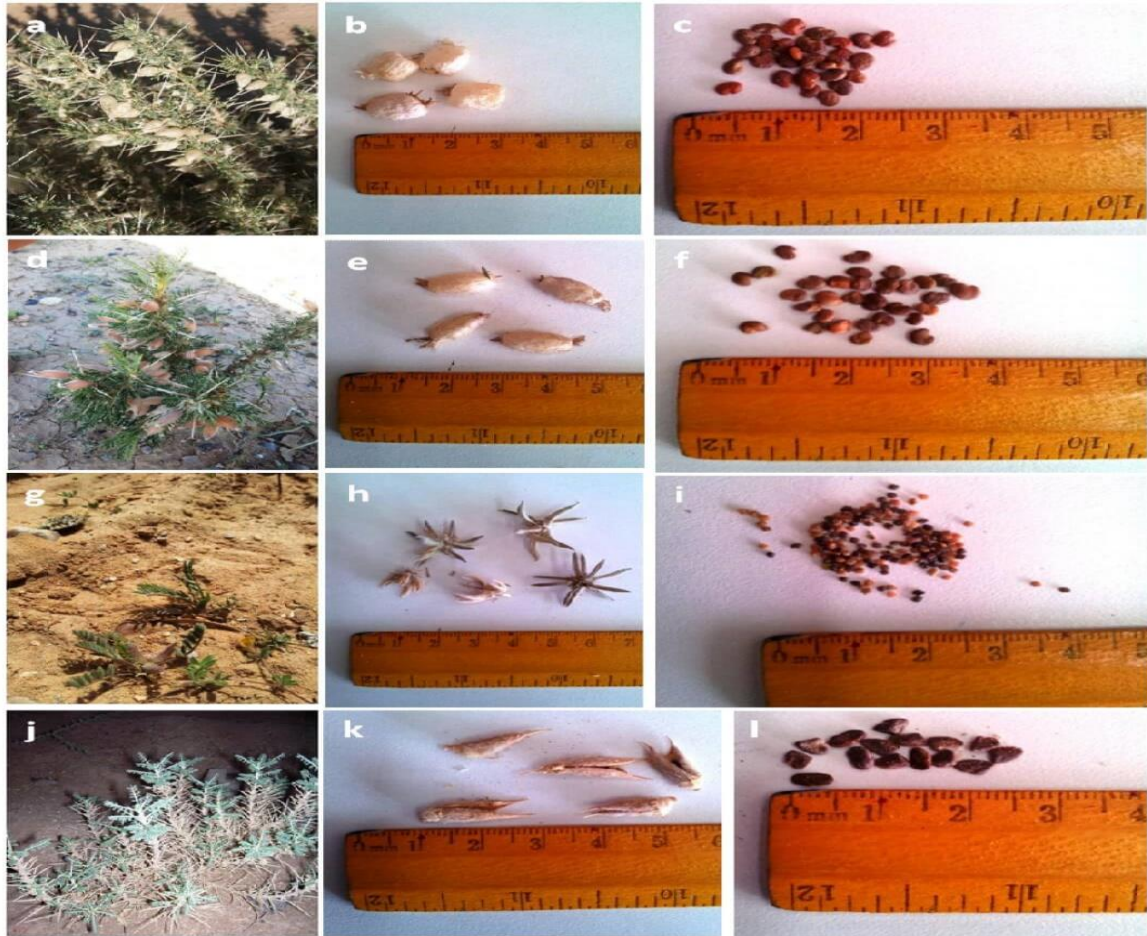


Figure1 : Présentation de quelques espèces du genre *Astragalus* : a, b, c : *Astragalus armatus* subsp *tragacanthoïdes*; d, e, f : *A. armatus* subsp *numidicus*; g, h, i : *A. cruciatus*; j, k, l : *A. pseudotriginus*. (Photos K. Baziz)

1.2 Importance économique et usages traditionnels

Du point de vue économique et industriel, certaines espèces (*A. gummifer* Labill., *A. microcephalus* Willd et *A. strobiliferus* Royle ex Benth.) sont utilisées comme source de gomme adragante, substance largement utilisée dans l'industrie pharmaceutique et dans la production de divers produits alimentaires comme les crèmes glacées, les lotions, les spiritueux et les gommes à mâcher (Gentry, 1957 ; Zarre-Mobarakeh, 2000).

Chapitre 1 : Généralités sur l'*Astragalus Armatus*

En médecine traditionnelle, les plantes sont utilisées depuis des millénaires par les Hindous et les Chinois (Chaudhary et *al.*, 2008). En Inde, la pâte de feuilles est utilisée pour réduire le taux de sucre dans le sang (Anonyme, 1985), alors que les racines sont mâchées par les femmes pour stimuler la lactation. D'autres études bibliographiques ont confirmé qu'*A. malacophyllus* Benth. ex Bunge présente des activités antituberculeuses, antitussives et de purification du sang (Verbeken et *al.*, 2003). En Chine, les racines d'astragales sont utilisées comme tonique, pour le traitement du diabète et des néphrites (Chaudhary et *al.*, 2008). Elles sont également utilisées pour la régénération des tissus, la cicatrisation des plaies et la fabrication de médicaments visant à renforcer le système immunitaire après les traitements anti cancéreux (McCulloch et *al.*, 2006 ; Tin et *al.*, 2007).

1.3 L'espèce *Astragalus armatus*

Astragalus armatus Willd. (Fabaceae) connu localement sous le nom de "ketad" est une espèce endémique à l'Algérie.



Figure 2: *Astragalus armatus* willd (APD,2021)

1.3.1 Place dans la systématique (Classification APG III (2009))

Règne :	Plante (plantae)
Classe :	Dicotylédones
Sous classe :	Dialypétales
Ordre :	Fabales
Famille :	Fabacées
Sous famille :	Papilionacées
Tribu :	Galegée
Genre :	<i>Astragalus</i>
Espèce :	<i>Armatus</i>
Sous espèce :	<i>Astragalus armatus</i> ssp.numidicus (Coss. et Dur.) M

1.3.2 Description botanique

D'après Quezel et Santa (1962), *Astragalus armatus* Willd. est une plante à gousses demeurant enfermées dans le calice fortement accrescent, vésiculeux papi racé , glabre réticulé. Arbuste de 20-50 cm à tiges plus au moins diffuses à rachis de feuilles s'indurant et se transformant en épines très fortes, à 3-8 paires de folioles très vite caduques. Fleurs d'un blanc rosé. Son nom vernaculaire est le suivant « Gdad », « El Guendoul» et « Chouk edderban » fig.3 .



Figure 3: Description d'*Astragalus armatus* (a : plante ; b :feuille ; c : fruit ;d :graine)
(APD,2021)

1.3.3 Répartition géographique

Selon APD (2021) , *L'Astragalus armatus* se rencontre au Maroc en Tunisie et en Algérie (fig.4) .Ils sont représentés par plus de 50 espèce délimitée dans plusieurs sections et dont 15 sont trouvées au Sahara de l'Algérie. Dans la flore de l'Afrique du Nord, 10 espèces d'*Astragalus* sont endémique en Algérie, le Maroc et la Tunisie (Anastas ,1998 et Bahn et al., 2011).



Figure 4: Répartition géographique de l'espèce d'*Astragalus armatus* willd au Maghreb (APD,2021)

Chapitre 2 : La germination

Chapitre 2: La Germination

2.1 Définition de la germination

La germination est une période transitoire au cours de laquelle la graine qu'était à l'état de vie latente, manifeste une reprise des phénomènes de multiplication et d'allongement cellulaire (Deysson, 1967), à l'état de vie active, que les réserves qui jusque l'assuraient le métabolisme résiduel de l'embryon vont être activement métabolisées pour assurer la croissance de la plantule (Jeam et al., 1998). Selon Guyot (1978) la germination, phase première de la vie de la plante, assure la naissance d'une jeune plantule aux dépens de la graine. Une semence a germé lorsqu'elle a donné une plantule capable de croître normalement (Harrington 1926 ; Côme, 1970 ; I.S.T.A., 1985). Cependant, la germination est aussi décrite comme l'émergence et le développement à partir de l'embryon de structures essentielles qui sont indicatrices de la capacité de la graine à produire une plante normale sous des conditions favorables (Willan, 1984).

2.2 Les types de germination

La germination peut s'effectuer de deux manières, dans la manière la plus courante, la radicule fait émerger les cotylédons ou premières feuilles, la photosynthèse commence alors, et les véritables feuilles se forment, le sycomore et le frêne sont des exemples d'arbres courants qui utilisent ce type de germination (Boualem, 2014). Dans l'autre manière, les cotylédons demeurent sous le sol, dans la cosse de la semence, et une pousse portant de vraies feuilles sort à travers le sol, le chêne et le marronnier d'Inde en sont des exemples (Kinnet, 1983)

Selon, Meyer et al (2004), on distingue deux types de germination au sens large

La germination épigée « germination épicotyle »: Au cours de laquelle l'allongement de la tigelle porte les cotylédons au-dessus du niveau du sol ; La germination hypogée « germination hypocotyle »: Au cours de laquelle, la tigelle ne s'allonge pas et les cotylédons restent en terre.

2.3 Conditions de la germination

2.3.1 Conditions internes

La germination est influée par la maturité et la longévité des semences :

Chapitre 2: La Germination

2.3.1.1 La maturité : c'est l'état complet de la morphologie et la physiologie des semences. Lorsque toutes ses parties constitutives sont différenciées, il y a des semences, bien que vivantes et morphologiquement mures ne germent pas, même en présence des conditions favorables pour la germination, parce qu'elles ne sont pas physiologiquement mures (**Chaussant et Deunff, 1975**).

2.3.1.2 La longévité : c'est la durée dont laquelle les semences restent vivantes et capables de garder leur pouvoir germinatif. Elle varie selon l'espèce et la variété (**Heller, 1990**).

2.3.2 Conditions externes

Selon Soltner (2007) la graine exige la réunion de conditions extérieures favorables à savoir l'eau, l'oxygène, et la température :

2.3.2.1 Oxygène :

La germination exige obligatoirement de l'oxygène (Soltner, 2007). Selon Mazliak (1982) une faible quantité d'oxygène peut être suffisante pour permettre la germination. D'après Meyer et al., (2004), l'oxygène est contrôlé par les enveloppes qui constituent une barrière, mais en même temps une réserve.

2.3.2.2 Eau :

Selon Chaussat et al. (1975) la germination exige obligatoirement de l'eau, celle-ci doit être apportée à l'état liquide, elle pénètre par capillarité dans les enveloppes. Elle est remise en solution dans les réserves de la graine, pour être utilisée par l'embryon, et provoque le gonflement de leurs cellules, donc leur division (Soltner, 2007).

2.3.2.3 Température :

La température est certainement le facteur le plus important de germination parce qu'elle joue un rôle dans la vitesse des réactions biochimiques (Ammari, 2011). La température a deux

Chapitre 2: La Germination

actions : Soit directe par l'augmentation de vitesse des réactions biochimiques, c'est la raison pour laquelle il suffit d'élever la température de quelques degrés pour stimuler la germination (Mazliak, 1982). Soit indirect par l'effet sur la solubilité de l'oxygène dans l'embryon (Chaussat et al., 1975)

2.3.2.4 La lumière

Elle agit de manière différente sur les espèces. Elle inhibe la germination des graines à photosensibilité négative et stimule celles à photosensibilité positive (Anzala, 2006). Les espèces indifférentes à la photosensibilité sont rares (Heller *et al.*, 1990).

2.4. Phases de la germination

La germination comprend trois phases successives :

2.4.1 Phase d'imbibition : C'est un phénomène d'entrée rapide et passive d'eau. Elle pénètre par capillarité dans les enveloppes (Chaussant et Deunff, 1975).

2.4.2 Phase de germination (stricto sensu) : C'est une phase très importante car elle conditionne la croissance ultérieure (Côme, 1982).

2.4.3 Phase de croissance : Elle est caractérisée par une augmentation de la respiration et l'entrée d'eau (figure 5).

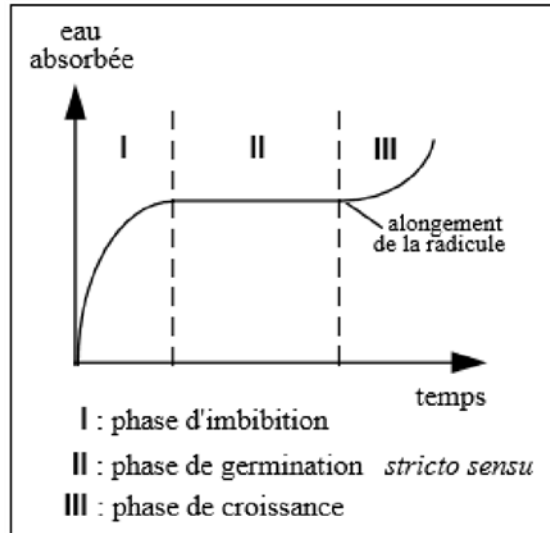


Figure 5 : Etapes de la germination (Meyer *et al.*, 2004)

2.5. La dormance

La dormance d'une semence est comme une inaptitude à germer correctement lorsque toutes les conditions de l'environnement sont apparemment favorables, présence d'eau, bonne oxygénation, température ni trop basse ni trop élevée, etc. (Mazliak, 1982). La majorité des auteurs l'emploient indifféremment pour désigner l'état physiologique dans lequel se trouve une semence ou un embryon, soit qu'ils sont placés dans des conditions favorables à leur germination ou non (Côme, 1975).

Cependant Côme (1975), Deux groupes de dormances sont classiquement admis, à savoir l'inhibition tégumentaire et la dormance embryonnaire. Dans le premier cas, les embryons isolés (séparés des téguments) germent très bien dans des conditions de germination où les semences ne germent pas ; il s'agit alors d'une action inhibitrice des enveloppes séminales, qui empêchent le passage de l'eau ou de l'oxygène. Dans le second cas, même isolés, les embryons ne germent pas ; il s'agit alors d'une incapacité des embryons à germer, qualifiée de dormance embryonnaire

Chapitre 2: La Germination

2.5.1 Type de dormance

2.5.1.1 Inhibitions tégumentaires

L'imperméabilité à l'eau ou à l'oxygène cause des dormances tégumentaires, c'est le cas des graines dures (**Soltner, 2001**). D'après **Mazliak (1982)**, les inhibitions tégumentaires peuvent être facilement définies par : les semences ont des enveloppes ; totalement imperméable à l'eau, les enveloppes séminales ne sont pas suffisamment perméables à l'oxygène.

2.5.1.2 Dormances embryonnaires

Selon **Baskin et Baskin (1998)**, la dormance embryonnaire est due à la présence d'un embryon « sous-développé » au moment de la dissémination des graines.

Il existe deux types de dormance embryonnaire : la dormance primaire où l'embryon peut être dormant au moment de la récolte des semences et la dormance secondaire dont laquelle l'embryon est capable de germer mais il perd cette aptitude sous l'influence des facteurs défavorables à la germination (**Chaussat *et al.*, 1975**).

Chapitre 3 :

Les Metaux Lourds Et La Phytoremediation

3.1 Les métaux lourds

Les métaux lourds sont les éléments métalliques naturels dont la masse volumique dépasse 5g/cm^3 et qui possèdent un numéro atomique élevé. Ils sont présents dans tous les compartiments de l'environnement, mais en général en quantités très faibles et ne sont pas biodégradables. On dit que les métaux sont présents en « quantités traces » car ils représentent 0,6 % (en masse) du total des constituants de la croûte terrestre (Blum, 1990).

Le terme de métal lourd est souvent appliqué à tort à des éléments en raison de leur toxicité. En effet, certains métaux toxiques sont déclarés métaux lourds alors qu'ils sont des métalloïdes (arsenic). De plus, il existe des métaux lourds qui sont indispensables aux organismes vivants; d'autres, par contre, ne sont pas essentiels. La toxicité de certains des métaux non essentiels est reconnue, même à de très faibles concentrations (Cd, Pb) (Blum, 1990), alors que les métaux essentiels (Comme zinc (Zn),) peuvent également devenir dangereux dès que leur concentration dans l'organisme dépasse un certain seuil (Baize, 1997).

Les métaux lourds sont naturellement présents mais en quantités très faibles dans les sols, l'eau et l'air et ne sont pas biodégradables. Ils s'introduisent dans l'environnement de diverses façons: extraction minière, utilisation de combustibles fossiles, comme le charbon, combustion de déchets, feux de forêt, fumée de cigarette. Certains métaux sont indispensables aux organismes vivants, d'autres, par contre, ne sont pas essentiels. La toxicité de certains de ces métaux non essentiels, dont le cadmium (Cd), le plomb (Pb), est reconnue, même à de très faibles concentrations. Cette toxicité est renforcée par un phénomène de concentration dans l'organisme qu'on appelle bioaccumulation. Dans plusieurs études menées sur des travailleurs, l'exposition aux métaux lourds dans l'air a été associée à une augmentation de la mortalité causée par le cancer du poumon (CIRC, 2006).

Les principaux métaux lourds émis dans l'atmosphère par les activités humaines sont le zinc (Zn), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb), le chrome (Cr), le sélénium (Se), l'arsenic (As), le mercure (Hg) et le cadmium (Cd). Le mercure, le plomb et le cadmium font l'objet d'une attention particulière, car ils sont très toxiques (effets sur le système nerveux) et ont une durée de vie très longue (Fabrégat, 2010).

Chapitre 3 : Les métaux lourds et La phytoremédiation

La classification en métaux lourds est d'ailleurs souvent discutée car certains métaux toxiques ne sont pas particulièrement " lourds " (le zinc), tandis que certains éléments toxiques ne sont pas tous des métaux métalloïde) (Miquel, 2001) .

La pollution du sol par les métaux lourds est l'un des problèmes actuels dont la gravité augmente avec le développement industriel. Contrairement aux polluants organiques susceptibles de se dégrader, les éléments traces métalliques peuvent être nocifs pour tous les écosystèmes à cause de leurs stabilités et de leurs persistances dans la nature. la présence des métaux lourds dans les sols est particulièrement problématique en raison de leur non biodégradabilité par rapport à une partie de la pollution organique et leur toxicité (association Ecrin, 1999). Si certains métaux lourds sont essentiels à la vie (comme le Cuivre : qui est une substance très connue qui est naturellement présente dans l'environnement et se diffuse dans l'environnement par des phénomènes naturels, il joue un rôle important dans divers processus métaboliques, en participant à la constitution de différentes protéines (la plastocyanine pour la photosynthèse ; et le Zinc : qui est aussi un élément trace essentiel pour les végétaux, l'homme et l'animal, il est contenu dans certaines enzymes et il est indispensable pour beaucoup de processus biologiques et biochimiques à faible concentration. Le Cuivre et le Zinc sont toxique à fortes doses alors que d'autres sont toxiques même à faibles doses (Plomb, Cadmium) (Marschner, 1995).

3.2 La toxicité des métaux lourds

Les métaux sont généralement séparés en deux catégories selon leur caractère essentiel ou non pour les êtres vivants. En effet, ils peuvent s'avérer indispensables au déroulement des processus biologiques (oligo-éléments), c'est le cas du Fer (Fe), du Zinc (Zn), du Nickel (Ni), du Cobalt (Co), du Vanadium (V), du Sélénium (Se), du Molybdène (Mo), du Manganèse (Mn), du Chrome (Cr), de l'Arsenic (As) et du Titane (Ti). Dans ce cas, leurs concentrations dans les organismes doivent répondre aux besoins métaboliques de ces derniers. Dans le cas contraire, une carence ou un excès de ces éléments essentiels peut induire des effets délétères. D'autres ne sont pas nécessaires à la vie, et peuvent être même préjudiciables comme le Plomb (Pb) et le Cadmium (Cd) (Casas, 2005).

Chapitre 3 : Les métaux lourds et La phytoremédiation

Selon Crine (1993), La toxicité des métaux lourds est due essentiellement à :

- Leur non-dégradabilité.
- leur toxicité à faible concentration.
- Leur tendance à s'accumuler dans les organismes vivants et à se concentrer le long des chaînes trophiques

3.3 Les métaux lourds dans la plante

Il existe des métaux lourds indispensables aux processus physiologiques majeurs, en particulier la respiration, la photosynthèse ou l'assimilation des macronutriments (e.g. azote, soufre... ; (Kabata-Pendias et Pendias, 2001). Nombre de ces métaux, Cu, Zn, Ni, Fe, Co, Se et Ba sont aussi impliqués au niveau de processus moléculaires tels que le contrôle de l'expression des gènes ; la biosynthèse des protéines, des acides nucléiques, des substances de croissance, de la chlorophylle et des métabolites secondaires ; le métabolisme lipidique ou la tolérance au stress (Rengel, 1999).

En outre, certains éléments trace peuvent se présenter sous différents états d'oxydation (e.g. $\text{Cu}^{2+} + e \text{Cu}^+$). Ils jouent ainsi un rôle d'accepteurs ou de donneurs d'électrons, très important dans les multiples systèmes enzymatiques mettant en jeu des réactions d'oxydoréduction (Chaignon, 2001).

Pour autant, les métaux lourds n'ont pas tous une fonction connue à ce jour dans le métabolisme de la plante, et malgré la grande diversité des besoins et des niveaux de tolérance aux métaux lourds chez les plantes, certains restent considérés comme un élément toxique pour la cellule dont lesquels les doses admissibles sont très faibles. Parmi les métaux les plus toxiques : Hg, Cr, Ni, Pb et Cd (Kabata-Pendias et Pendias, 2001).

3.4 Origine de la contamination des sols par les métaux lourds

La pollution métallique des sols due à des activités humaines (agricoles, domestiques et industrielles). Cependant, les métaux existent naturellement dans les sols (fig.6) car ils sont présents dans la roche mère qui subit notamment des phénomènes d'érosion et d'altération. Les

Chapitre 3 : Les métaux lourds et La phytoremédiation

métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure ne peuvent pas être biodégradés et donc persistent pendant de longues périodes dans le sol ; ce qui constitue un sérieux problème (Robert et Juste, 1999).

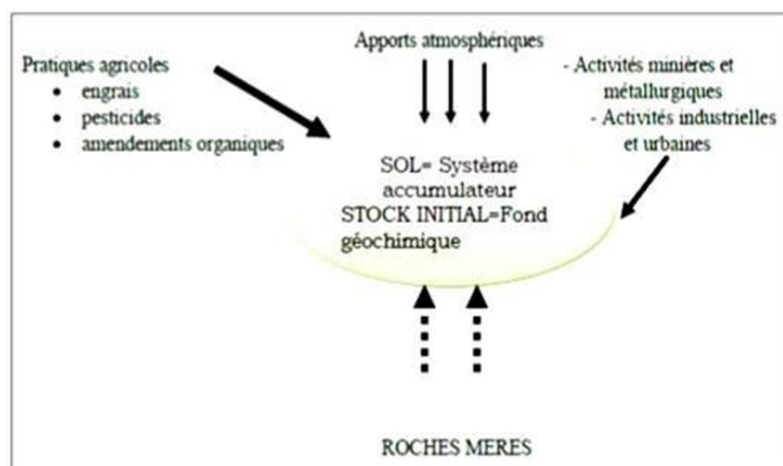


Figure 6: Origines des métaux lourds dans le sol (Robert et Juste, 1999).

3.4.1 Origine naturelles

En dehors de toute intervention de l'homme, les sols ont une concentration naturelle en métaux provenant de l'altération de la roche-mère. Ces processus géochimiques associés à d'autres phénomènes, en particulier biologiques, sont désignés sous le terme de différenciation des sols. Elle s'effectue sur une échelle de temps de l'ordre de plusieurs milliers d'années et est la source principale de contamination naturelle du sol en métaux. Ainsi, une roche-mère riche en arsenic, donnera un sol riche en arsenic, bien que cette corrélation soit plus marquée pour certains métaux (Cr, Zn) que pour d'autres (Co, Mo, Pb, Se) dont l'abondance dans le sol peut être plus fortement liée au cycle biogéochimique (Marc et Gautheyrou, 2003).

3.4.2 Origine anthropiques

Les sols sont soumis à des apports de métaux lourds plus ou moins importants résultant de l'activité humaine. L'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu, on l'estime à

Chapitre 3 : Les métaux lourds et La phytoremédiation

22000 tonnes de cadmium, 939000 tonnes de cuivre, 783000 tonnes de plomb et 1350000 tonnes de zinc (Singh *et al.*, 2003).

Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle (Singh *et al.*, 2003).

Les apports en métaux lourds peuvent venir de l'agriculture de par les impuretés présentes dans les engrais, les amendements calcaires, les fumiers, les lisiers (Franklin *et al.*, 2005). Ces apports peuvent aussi résulter d'une activité urbaine, industrielle (déchets d'entreprises agro-alimentaires, boues de stations d'épuration, composts, déchets urbains) ou minière (IFEN, 2002).

Les pollutions atmosphériques sont représentées par les apports diffus aériens d'origine lointaine. Il s'agit des poussières et aérosols provenant des chauffages, des activités industrielles, des moteurs automobiles (Sezgin *et al.*, 2004).

Les apports industriels en métaux lourds proviennent des produits chimiques divers (industrie chimiques), les matières radioactives (centrales nucléaires, traitements des déchets radioactifs) et la métallurgie (Godin *et al.*, 1985).

3.5 Généralité sur la phytoremédiation

La phytoremédiation est une alternative émergente, rentable et écologique aux technologies de remédiation conventionnelles, grâce à l'utilisation efficace des plantes pour éliminer ou immobiliser les contaminants environnementaux dans des matrices complexes (sol, eau ou sédiments) (Lombi, 2001). Comme la phytoremédiation consiste à cultiver des plantes dans une matrice contaminée, différents types de plantes ont été évalués. Par exemple, de nombreuses plantes à croissance rapide ont été étudiées pour leur capacité à tolérer et à accumuler les métaux, y compris le colza (*Brassica napus* L.), la moutarde indienne (*B. juncea*), le salsola (*Salsola kali* L), et ainsi de suite (Kumar, 1995). Parmi les différents types de plantes, le tournesol (*Helianthus annuus* L.) a été couramment utilisé dans de nombreuses études de

Chapitre 3 : Les métaux lourds et La phytoremédiation

phytoremédiation en raison de sa haute tolérance aux métaux lourds et de la possibilité d'utiliser les graines comme matières premières pour la production de biodiesel (Schmidt, 2003) .

La phytoremédiation des métaux lourds et des métalloïdes tels que le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le plomb (Pb), le mercure (Hg), le nickel (Ni) et le zinc (Zn) dans divers environnements a été rapportée, et la phytotoxicité de divers métaux lourds sur différentes espèces de plantes a été étudiée (Munzuroglu et Geckil 2002) .

3.5.1 Techniques de la phytoremédiation

La phytoremédiation regroupe différentes méthodes qui se veulent toutes des techniques d'amélioration des sols et de l'eau contaminés par l'établissement d'un couvert végétal, soit la phytostabilisation (fig.7) , la phytodégradation, la rhizodégradation, la phytovolatilisation, la rhizofiltration et la phytoextraction. Elles seront appliquées en fonction du type de contamination et des objectifs de remédiation à atteindre (Pivetz , 2001)

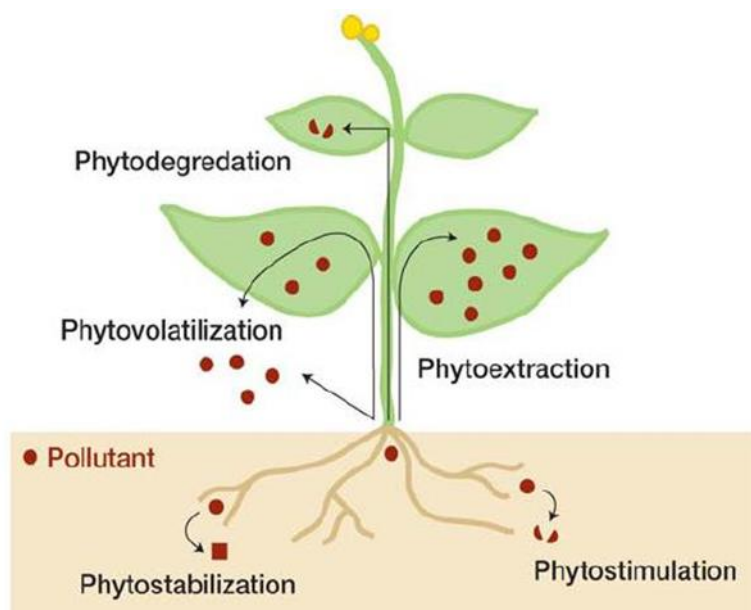


Figure 7: Les principales de techniques de phytoremédiation (Pilon-Smits, 2005).

3.5.1.1 La phytoextraction

La phytoextraction est une technologie in situ liée aux plantes qui sont capables d'absorber les métaux lourds (Pb, Cd, Ni ; Zn,...) par leurs racines et de les transporter ensuite vers les parties aériennes (Zheng *et al*, 2011). Les tiges et feuilles sont alors récoltées et éliminées des sites pollués. Ceci contribue à rétablir la fertilité de larges zones agricoles, contaminées pour la plupart dans leur couche supérieure (Alkorta *et al*, 2004).

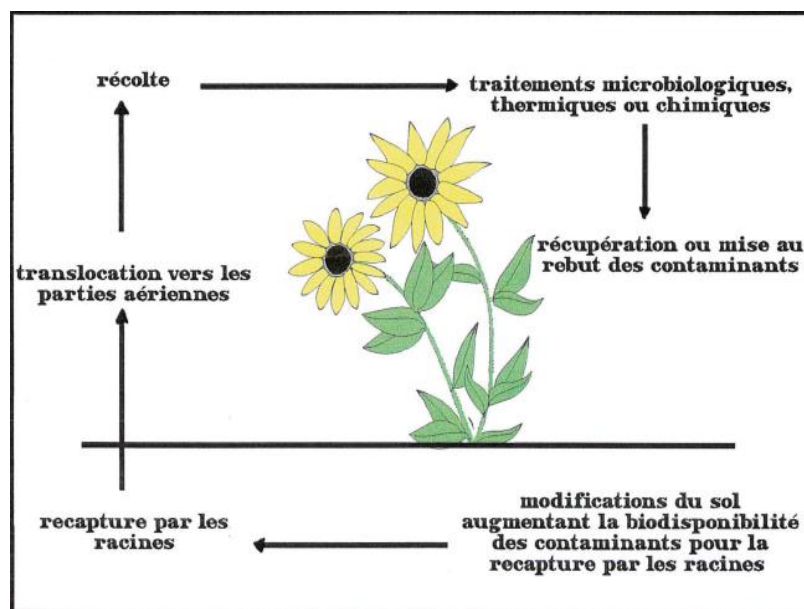


Figure 8: Les procédés impliqués dans la phytoextraction des contaminants du sol
(d'aprèsCunningham et al. 1995)

Il ya deux stratégies sont proposées pour une phytoextraction réussite des sols contaminés par les métaux lourds et autres polluants

a)- la Phytoextraction naturelle : (dépendante uniquement des capacités physiologiques ou génétiques des plantes). La phytoextraction continue est basée sur les capacités génétiques et physiologiques des plantes spécialisées dans l'absorption, la translocation et la tolérance des métaux lourds. On parle de « plante hyperaccumulatrice » ont utilisé le terme « hyperaccumulateur = hyperaccumulatrice » la première fois pour décrire des plantes avec une teneur en nickel supérieure à 0,1% de leur matière sèche, ce qui correspond à une valeur

Chapitre 3 : Les métaux lourds et La phytoremédiation

nettement plus élevée que celle rencontrée chez les plantes non accumulatrices (Brooks *et al.* 1977), les plantes hyperaccumulatrices devraient avoir une valeur seuil d'accumulation de métaux lourds dans leur partie aérienne à 1% pour Zn, Mn, 0,1% pour Pb, Cu et Al, 0,01% pour Cd et Se et 0,001% pour Hg de leur matière sèche. Actuellement, environ 400 espèces hyperaccumulatrices ont été répertoriées (Baker *et al.* 1999).

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

3.5.1.2 La phytostabilisation

Dans la phytostabilisation, les plantes réduisent la mobilité et la biodisponibilité des contaminants dans le sol ou la rhizosphère, par immobilisation chimique (précipitation, stabilisation, absorption ou piégeage) ou prévention des mouvements latéraux ou en profondeur via l'érosion ou le lessivage. La phytostabilisation empêche ainsi la dispersion des contaminants dans les eaux de surface et souterraines (McGrath, 1998).

3.5.1.3 La Phytodégradation

La phytodégradation ou rhizodégradation (fig.9), correspond à la dégradation des polluants organiques dans la plante elle-même ou grâce aux microbes associés aux plantes dans leur rhizosphère ou dans leurs racines (mycorhizes, endophytes bactériens). Les plantes peuvent dégrader elles-mêmes des composés organiques grâce à leurs enzymes. Elles les catabolisent en composés inorganiques ou les dégradent en des formes plus stables qu'elles pourront stocker.

Chapitre 3 : Les métaux lourds et La phytoremédiation

Les enzymes les plus fréquentes sont des déhalogénases, oxygénases, peroxydases, peroxygénases, laccases, carboxylesterases, nitrilases, phosphatases et nitroréductases. La dégradation peut avoir lieu dans les parties aériennes et les racines (Remon, 2006).

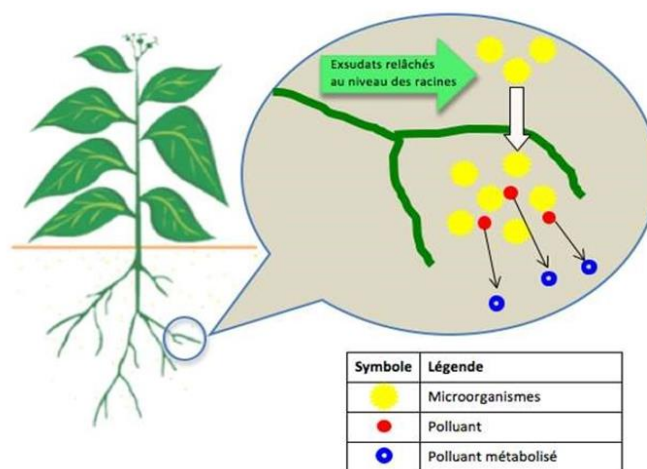


Figure 9: Mécanisme de rhizodégradation (Vila, 2006).

3.5.1.4. La phytovolatilisation

La phytovolatilisation, permet la transformation des contaminants par les plantes en formes plus volatiles puis leur relargage dans l'atmosphère pour les composés organiques volatils, et des inorganiques comme Se ou Hg (Pilon-Smits, 2005).

3.5.1.5. La rhizofiltration

La rhizofiltration est l'utilisation des racines des plantes pour extraire les contaminants des eaux (fig.10). Elle est basée sur la capacité des systèmes racinaires de certains végétaux à prélever et/ou dégrader les polluants dans un milieu liquide. Cette méthode s'applique dans les zones humides, construites ou naturelles, et pour des plantes dont les racines supportent la vie en milieu aquatique et anaérobie (Wong, 2003).

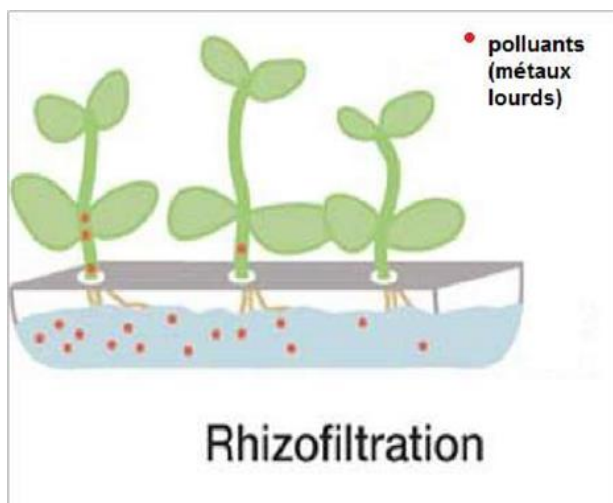


Figure 10:Processus de la Rhizofiltration (colombon et al ,2010)

3.6 Les avantages et limites de la phytoremédiation

3.6.1. Avantages

La phytoremédiation exige beaucoup moins d'investissement ,Environ 10 fois moins que les méthodes de décontamination basées sur l'ingénierie, entre autres parce qu'elle fonctionne naturellement à l'énergie solaire (Glass, 1999) mais aussi parce que les travaux nécessitent moins de transport des sols excavés (Pilon-Smits, 2005) et que les coûts peuvent être amortis sur plusieurs années. La décontamination du plomb, sur un terrain de 0.4 ha peut coûter entre 50 et 65 % moins cher par phytoextraction et traitement de la biomasse (150 000-250 000\$ US) comparativement à l'excavation et l'enfouissement (500 000\$ US) (EPA, 2000). Selon une autre étude, pour un site contaminé au plomb avec des dimensions similaires, la décontamination traditionnelle (incluant l'excavation sur 50 cm de profondeur) peut coûter entre 400 000 et 1 700 000\$ US, tandis que la phytoremédiation peut coûter entre 60 000 et 100 000\$ US (2004) (Khan, 2004).

La remédiation de solvants dans l'eau souterraine, sur un terrain de 1 ha pendant 3 ans, peut coûter 50 % moins cher par la phytodégradation et le contrôle hydraulique effectué par des plantes qui assèchent les sols ou font baisser la nappe phréatique (200 000\$ US d'installation et de maintenance initiale) qu'un système de pompage et de traitement (700 000\$ US de coût d'opération annuels; estimé en 2000) (EPA, 2000).

Chapitre 3 : Les métaux lourds et La phytoremédiation

Un des principaux avantages de la phytoremédiation est sa grande versatilité (Glass, 1999). En effet, plusieurs types de contaminants peuvent être éliminés dans divers types d'environnements, grâce à la multitude de plantes qui existent et à leurs diverses adaptations. De plus, la phytoremédiation étant généralement pratiquée in situ, cela permet de conserver la structure et les propriétés des sols, de limiter l'érosion et le déplacement des polluants (Pilon-Smits, 2005) Certes, dans les projets de phytoextraction, il faut traiter les végétaux contaminés, mais comme ceux-ci concentrent les métaux, seuls de petits volumes de biomasse sont déplacés (jusqu'à 95 % moins de volume) (Ghosh, 2005), comparativement à des tonnes de sol avec les méthodes conventionnelles in situ (Delisle, 2011). Enfin, la phytoremédiation étant une méthode basée sur les plantes, ces dernières rendent généralement divers services éco systémiques en plus de permettre la décontamination d'un site. Elles contribuent ainsi à assainir l'air, séquestré du dioxyde de carbone et à enrichir la biodiversité des sites dégradés (Labrecque, 2014).

3.6.2. Les Limites de la phytoremediation

Comme Forget (2004) l'a si bien dit dans un de ses articles : « comme toute technique de décontamination des sols, la phytoremédiation comporte certaines limites avec lesquelles il faut composer ». Une des premières limitations est le contact entre rhizosphère et les contaminants présent dans le milieu à décontaminer (EPA, 2000). La capacité des plantes à atteindre une profondeur de par leurs racines dépend de l'espèce végétale et des conditions géomorphologiques et climatiques (EPA, 2000). Par exemple certain espèce d'arbre comme le peuplier ont des racines qui potentiellement peuvent atteindre une profondeur de 15 pieds dans les sols tandis que celles des arbustes vont être plus superficielles (EPA, 2000). Enfin, la phytoremédiation doit se restreindre aux sites présentant une contamination peu profonde et dont les concentrations sont relativement faibles pour que les plantes soient en mesure de croitre de façon convenable afin de capter tous les contaminants (Ghosh et singh, 2005). Ces contaminants absorbés par les végétaux peuvent aussi présenter un risque potentiel pour l'environnement puisqu'ils peuvent se retrouver dans la chaine alimentaire si les animaux ingèrent des plantes contaminés (Gouvernement, 2008). D'ailleurs, plusieurs études ont démontré que certains animaux et insectes ne consommaient pas les plantes contaminées puisqu'elles avaient un mauvais gout (Chaney et al.,2000).

Chapitre 4: Matériel et Méthodes

Chapitre 4: Matériel et méthodes

4.1 Objectif

Le but de notre essai a été d'étudier les effets de différents métaux lourds (Pb, Cd, Ni, Zn) à différentes concentrations sur les paramètres de la germination des graines d'*Astragalus armatus saligna* .

4.2 Matériel végétal

Le matériel végétal utilisé dans cette expérimentation a été des graines d' *Astragalus armatus* matures, des plantes spontanées dans la ville de Laghouat , la récolte a été durant le mois Fevrier 2020 , l' aspect des graines est présenté dans la fig.11.



Figure 11: Les graines d'*Astragqlus armatus* (originale,2021).

4.3 Conditions expérimentale

4.3.1 Lieu de l'expérimentation

Notre essai a été réalisé dans une étuve (à 20°C) au niveau du laboratoire du département d'Agronomie de l'université de Laghouat .

4.3.2 Protocol expérimental

L'essai de la germination des graines d' *Astragalus armatus* à été conduit dans des boites Pétri de 10 cm de diamètre, chaque boîte contient deux couches de papier absorbant humide et

Chapitre 4: Matériel et méthodes

10 graines testés d'*Astragalus armatus*, irriguées de différentes concentrations de métaux lourds testés.

4.3.2.1 Préparation des solutions des métaux lourds

a) Les solutions de CdCl_2

Nous avons préparé une solution mère de Cd, en pesant 1,25 g/l de CdCl_2 . Nous avons dilué cette solution à chaque fois pour obtenir les concentrations suivantes : 0,05g/l, 0,1 g/l, 0,2g/l et 0,3g/l de Cd.

b) Les solutions de NiSO_4

Nous avons préparé une solution mère de Ni, en pesant 1.04 g/l de NiSO_4 . Nous avons dilué cette solution à chaque fois pour obtenir les concentrations suivantes : 0,05g/l 0,1 g/l, 0,2g/l et 0,3g/l de Ni.

c) Les solutions de PbCl_2

Nous avons préparé une solution mère de Pb , en pesant 4,02 g/l de PbCl_2 . Nous avons dilué cette solution à chaque fois pour obtenir les concentrations suivantes : 1g/l 2g/l 0,5g/l et 3g/l de Pb.

d) les solutions de ZnCl_2

Nous avons préparé une solution mère de Zn , en pesant 1,76 g/l de ZnCl_2 . Nous avons dilué cette solution à chaque fois pour obtenir les concentrations suivantes : 0,05g/l , 0,1 g/l , 0,3g/l et 0,5g/l de Zn.

e) La solution témoin

Pour la solution témoin, nous avons utilisé de l'eau distillée à chaque fois, où nous avons mentionné 0 g/l (zéro métaux lourds).

4.3.2.2 Scarification et germination

Nous avons utilisé 640 graines d' *Astragalus armatus*. Nous avons trempé ces graines dans de l'acide sulfurique (H_2SO_4 , 96%) pendant 30 minutes pour lever la dormance

Chapitre 4: Matériel et méthodes

tégumentaires des graines selon (kheloufi et al ,2019), après la scarification les graines ont été rincées avec de l'eau distillée, ensuite désinfectées avec de l'eau de javel (20 %) pendant 15 minutes, ensuite nous avons fait un rinçage final avant le mise en place des graines dans les boîtes de Pétri qui contient une double couche de papier absorbant .

4.4 Dispositif expérimental de l'essai de la germination

Le dispositif expérimental adopté est une randomisation totale à 1 seul facteur étudié à 5 niveaux (5concentrations) pour chaque élément testé.Chaque niveau est répété 4 fois (fig.12).

		Les Concentrations des métaux lourds									
élément		0 g/l		0,05 g/l		0,1 g/l		0,2 g/l		0,3g/l	
Ni		10	10	10	10	10	100	10	10	10	10
		10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
		0g/l		0.05g/l		0.1g/l		0.3g/l		0.5g/l	
Zn		10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
		10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
		0g/l		0.05g/l		0.1g/l		0.2g/l		0.3g/l	
Cd		10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
		10	104	10	10	10	10	10	10	10	10
		0 g/l		0.5g/l		1g/l		2g/l		3g/l	
Pb		10	10	10	10	10	10	10	110	10	10
		10	10	10	10	10	10	10	10	10	10

Fig.12 : Schéma du dispositif expérimental adopté

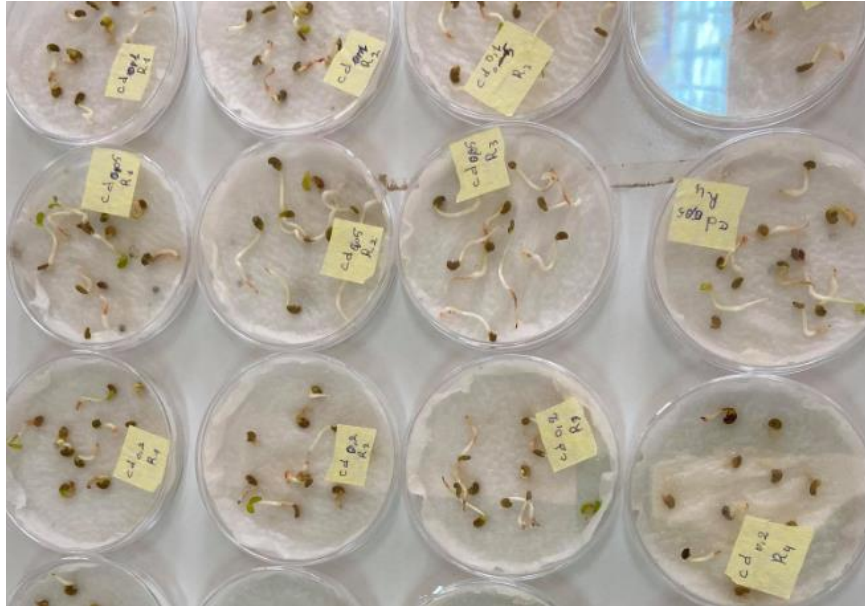


Fig 13 Photo du dispositif expérimental

4.5 Les paramètres mesurés dans l'essai de la germination

Les paramètres retenus pour évaluer le comportement des graines au cours de la germination ont été :

a) Estimation de la faculté de germination (FG)

Après 15 jours, l'expérience a été arrêtée et le pourcentage de germination des graines germées a été calculé. Le taux de germination est exprimé par le rapport nombre de graine germée sur le nombre totale de graine (Come 1970). le pourcentage de germination des graines pour chaque boîte de Pétri est déterminé selon la formule suivante :

$$\text{FG (\%)} = (\text{Nombre de graines germées} / \text{Nombre totale de graines}) * 100$$

Où :

FG : Faculté de la germination.

Chapitre 4: Matériel et méthodes

b) Cinétique de la germination

Elle correspond à la courbe de l'évolution du taux quotidien cumulé de germination pendant une période de 15 jours calculé sur la base du nombre des graines nouvellement germées à chaque observation (Hajlaoui et *al.*, 2007).

c) La durée médiane de la germination

Cette durée peut être calculé par le temps moyen de germination (le temps au bout du quel on atteint 50% des graines germées) (Côme, 1970).

$$\text{Durée médiane} = T_1 + (0.5 - G_1) / (G_2 - G_1) \times (T_2 - T_1)$$

Avec :

G1 = pourcentage cumulé des graines germées dont la valeur est la plus proche de 50% par valeur inférieure. T1=le nombre de jours correspondant a G1

G2 = pourcentage cumulé des graines germées dont la valeur est la plus proche de 50% par valeur supérieure. T2=le nombre de jours correspondant a G2

d) L'indice de vigueur de semis (SVI)

Selon Abdul-Baki (1973), l'indice de vigueur de semis est calculé par la formule suivante :

$$\text{L'indice de vigueur de semis (SVI)} = (L_r + L_s) \times GP$$

Avec :

L_r : la longueur de racine (cm).

L_s : la longueur de la pousse (cm).

GP : pourcentage de germination des graines.

Chapitre 4: Matériel et méthodes

Dans la figure 14, nous avons présenté la méthode pour mesurer la longueur des racines et des parties aériennes.

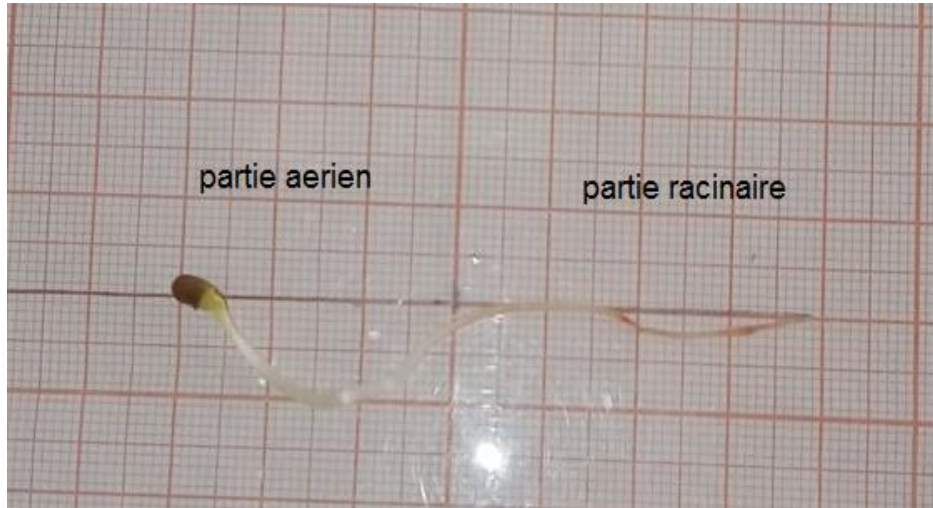


Figure14 : mesure de la longueur de la racine et la longueur de la pousse après 15 jours de germination des graines (originale, 2021)

Chapitre 5 : Résultats et Discussion

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1 Résultats

5.1.1 Effet du plomb sur les paramètres de germination des graines d'*Astragalus armatus*

5.1.1.1 Effet du Pb sur la cinétique de germination des graines d'*Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du plomb sur la cinétique de germination des graines de l'*A. armatus* par jour sont présentés dans la figure 15.

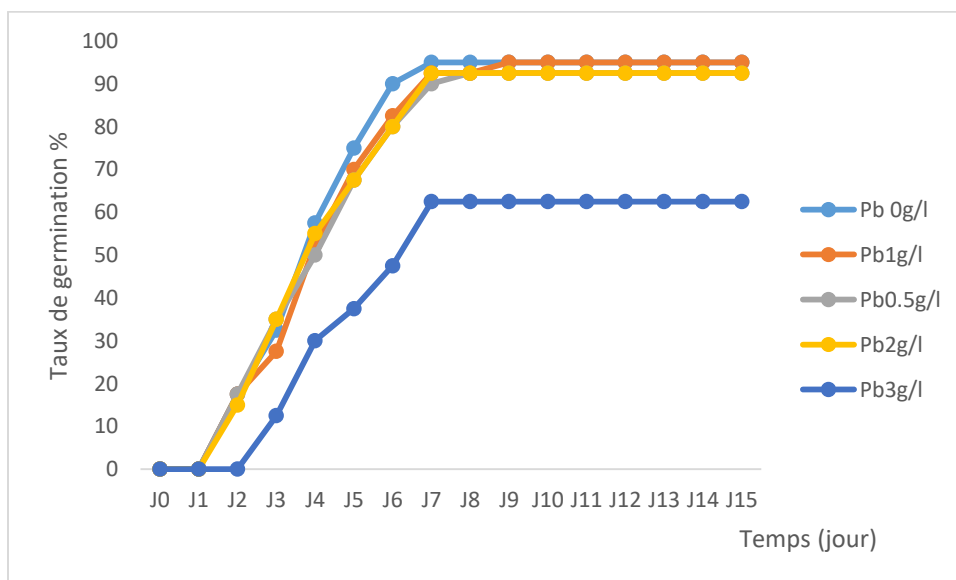


Figure.15 : Effet des concentrations du Pb sur la cinétique de germination des graines d'*A. armatus*

Sous toutes les concentrations du Pb testées, les graines ont atteint leur max de germination au bout de 7 jours. La cinétique de germination des graines la plus lente à été constatée chez la concentration de 3g/l du plomb, par ailleurs nous avons constaté que la cinétique de germination a été presque identique pour les autres doses utilisées (0 g/l, 1g/l, 2g/l, 0,5g/l).

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.1.2 Effet du Pb sur la faculté de germination des graines d'*Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du Plomb sur la germination des graines de *A. armatus* sont présentés dans la figure 16.

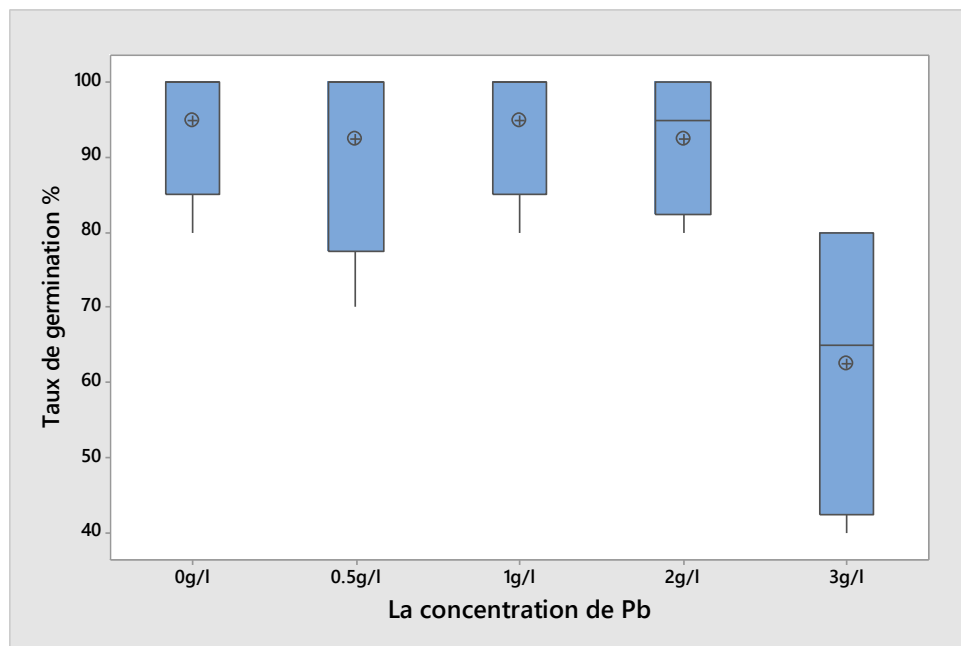


Figure .16 : Effet des concentrations du Pb sur la faculté de germination des graines d'*A. armatus*

L'analyse de la variance a révélé une différence hautement significative ($P = 0,018$) pour ce paramètre, la moyenne la plus faible a été observée chez la concentration 3 g/l de Pb avec une valeur de FG de 62,5%, comparée au témoin de 0 g/l et celui de la concentration de 1 g/l qui ont présenté les plus hautes moyennes de 95% successivement, ils ont été regroupé dans le même groupe statistique, les concentration 2 g/l et 0,5 g/l, ont présenté des valeurs intermédiaires de FG (92,5%).

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.1.3 Effet du Pb sur la durée médiane de germination des graines *d'Astragalus armatus*

En observant la fig.17 et en consultant les résultats de l'analyse statistique en annexe 1 , nous avons constaté qu'il ya eu un effet de l'application du Pb sur la durée médiane de la germination des graines *d`A. armatus*.

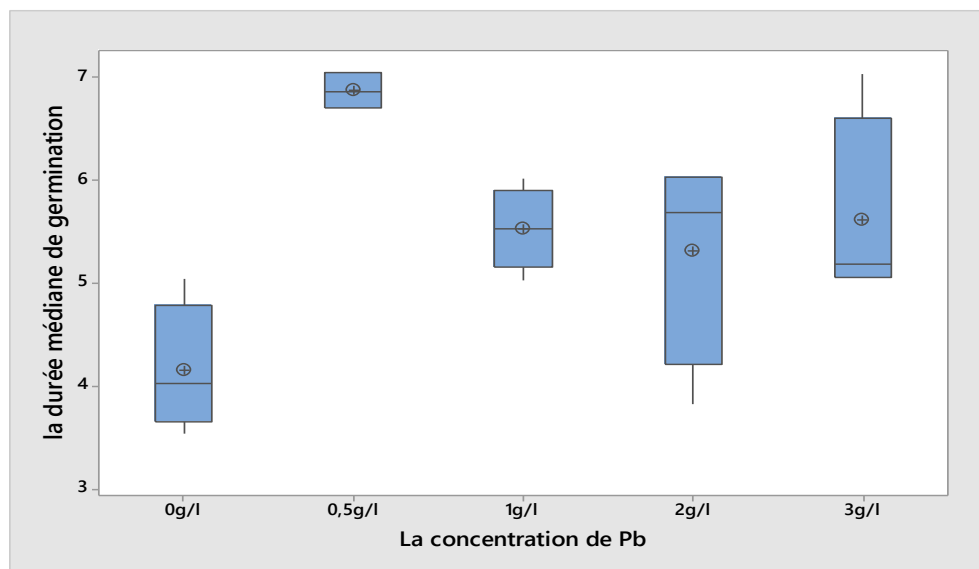


Fig.17 : Effet des concentrations du pb sur la durée médiane de germination des graines *d` A.armatus*

Selon l'analyse de la variance (annexe 1) , nous avons observé qui il y'a une différence hautement significative ($P= 0,002$) pour la durée médiane de germination sous l'effet des différentes concentrations , la durée médiane de germination la plus courte a été observée chez les graines germées sous les concentrations 0g/l avec une valeur de 4,15 jours , et qui ont présenté le groupe statistique (b), la durée médiane la plus longue a été observée chez les graines germées sous la concentration 0,5 g/l du Pb avec une valeur de 6,86 jours , les concentrations 1 g/l , 2 g/l et 3g/l du Pb ont présenté des valeurs intermédiaires (5,52 j, 5,30 j et 5,60 jours) successivement .

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.1.4 Effet du Pb sur l'indice de vigueur de germination des graines *d'Astragalus armatus*

En observant la fig..18 et en consultant les résultats de l'analyse statique en annexe 1 , nous avons constaté qu'il ya eu un effet de l'application du Plomb sur l'indice de vigueur de la germination des graines *d`A.armatus*.

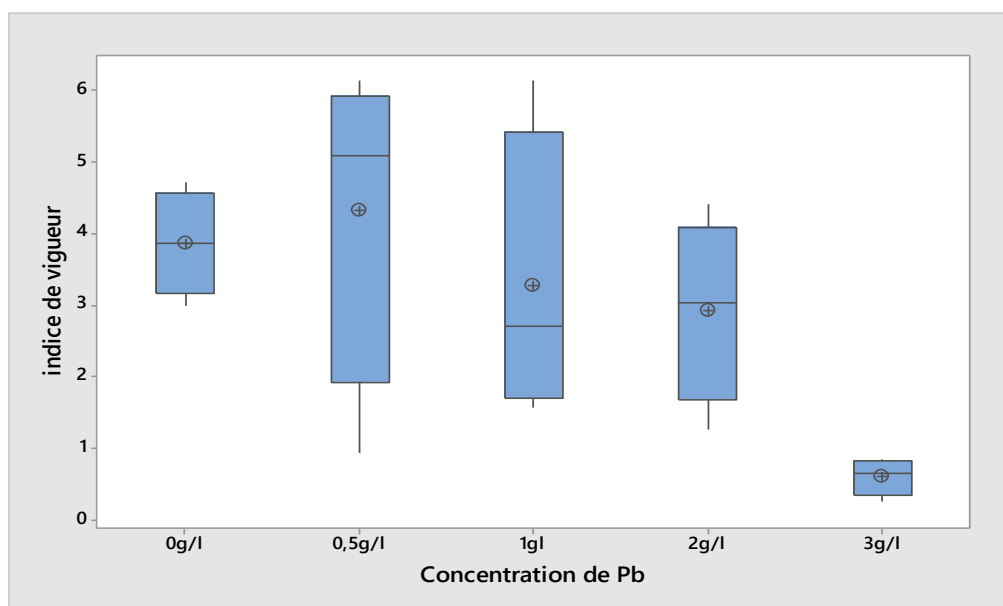


Fig .18: Effet des concentrations du Pb sur l'indice de vigueur de germination des graines *d` A. armatus*

L'analyse de la variance a révélé une différence significative ($P = 0,03$), La valeur la plus faible a été observée chez les graines germées sous la concentration 3 g/l avec une moyenne de 0.6, formant à lui seul un groupe statistique (b), différent de celui de 0.5 g/l qui a présenté la moyenne la plus élevée de 4.31. Alors que le reste des concentrations (0 g/l, 1 g/l et 2g/l) ont présenté des valeurs intermédiaires (3.85, 3.27, 2.95) successivement qui ont été présentés dans les groupe statistique (ab). il semble que l'effet du plomb devient nocif à partir de la dose 3 g/l.

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.2 Effet du Nickel sur les paramètres de germination des graines *d'Astragalus armatus*

5.1.2.1 Effet du Ni sur la cinétique de germination des graines *d'Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du Nickel sur la cinétique de germination des graines de l'*A.armatus* par jour sont présentés dans la fig.19 et l'annexe 1.

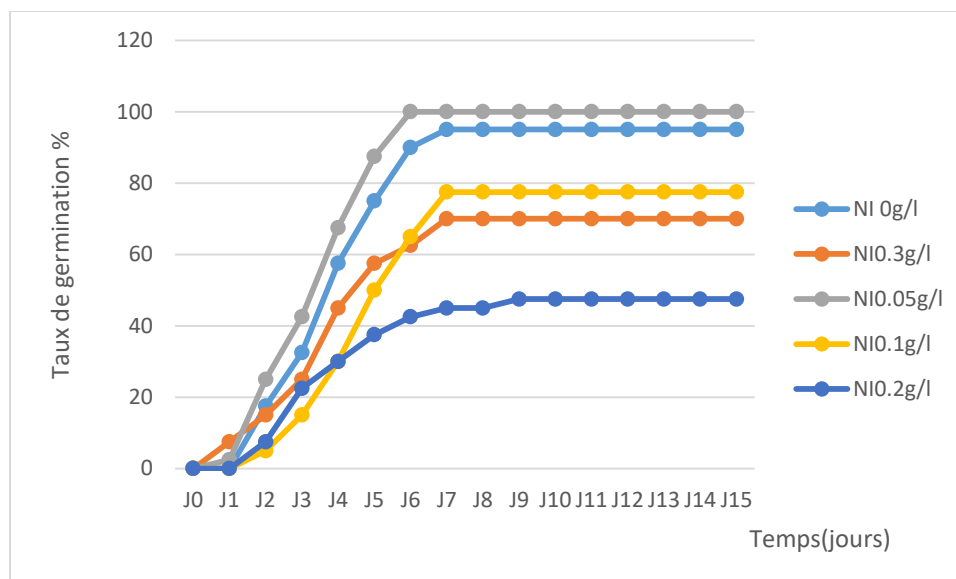


Fig.19 : Effet de concentration du Ni sur la cinétique de germination des graines *d'A.armatus*

Pour toutes les concentrations testées, les graines ont atteint leur max de germination au bout de 7 jours, Nous avons constaté que la cinétique de germination à été différente. La cinétique de germination des graines la plus lente à été constatée chez la concentration de (0,2g/l) du Nickel, Par ailleurs la cinétique de nickel la plus rapide à été observée chez les graines sous la concentration 0.05 g/l de Ni. Les graines sous les autres concentrations (0g/l, 0,3g/l, 0,1g/l) ont réagit d'une façon intermédiaire.

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.2.2 Effet du Ni sur la faculté de germination des graines d'*Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du Nickel sur la germination des graines de *A.armatus* sont présentés dans la fig .20 et l'annexe 1.

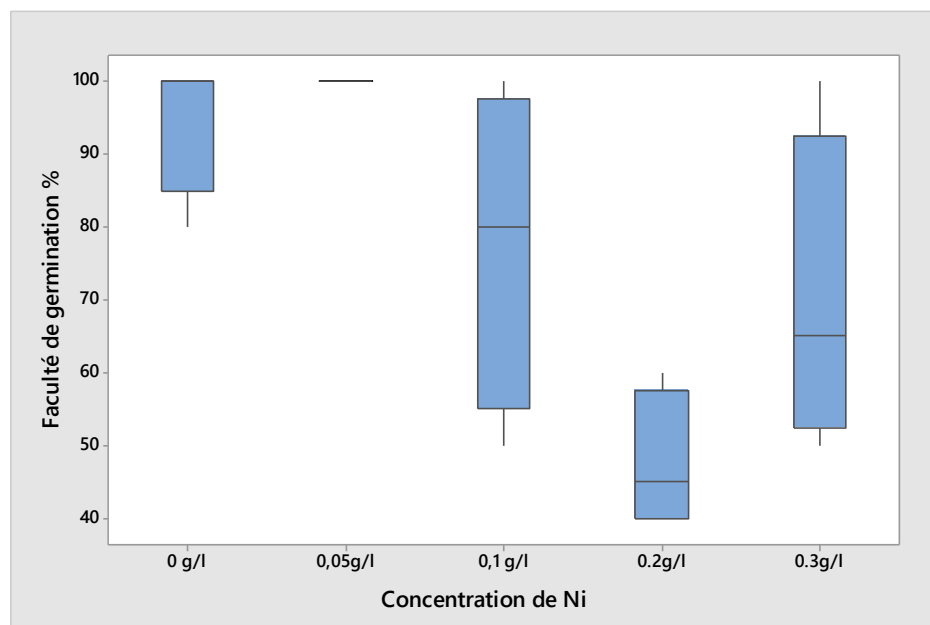


Fig. 20: Effet des concentrations du Ni sur la faculté germinative des graines d' *A.armatus*

L'analyse de la variance a révélé une différence hautement significative ($P = 0,001$) pour ce paramètre, la moyenne la plus faible a été observée chez la concentration 0,2 g/l de Ni avec une valeur de FG de 47,5% (groupe statistique b), comparé au témoin de 0 g/l et celui de la concentration de 0,5 g/l qui ont présenté les plus hautes moyennes de 95 et de 100 % successivement, ils ont été regroupés dans le même groupe statistique (a), les concentration 0,1 g/l et 0,3 g/l, ont présenté des valeurs intermédiaires de FG (77% et 70%).

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.2.3 Effet du Ni sur la durée médiane de la germination des graines *d'Astragalus armatus*

En observant la fig.21 et en consultant les résultats de l'analyse statistique en annexe 1 , nous avons constaté qu'il y'a eu un effet de l'application du Nickel sur de la durée médiane germination des graines *d`A. armatus*.

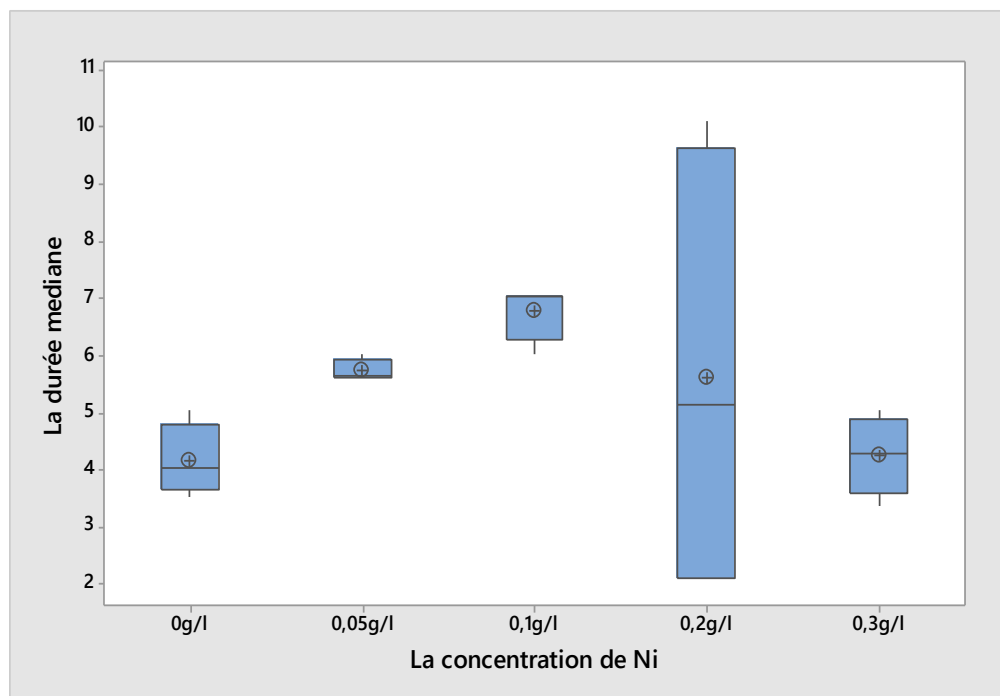


Fig.21 : Effet de concentration du Ni sur la durée médiane de germination des graines *d`A. armatus*

Selon le tableau dans (l'annexe1) et l'analyse de la variance, nous avons observé qu'il y'a une différence non significative ($P=0.30$) pour la durée médiane de germination sous l'effet des différents concentrations de Ni, néanmoins la durée médiane de germination la plus courte a été observée chez les graines germées sous les concentrations 0g/l et 0,3g/l avec des valeurs de 4,15 et 4,25 jours , et la durée médiane la plus longue a été observée chez les graines germées sous la concentration 0,1 avec valeur de 6,78 jours , les concentration 0,05 g/l et 0,2 g/l, ont présenté des valeurs intermédiaires (5,63 et 5,74 jours) .

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.2.4 Effet du Ni sur L'indice de vigueur de germination des graines *d'Astragalus armatus*

En observant la fig.22 et en consultant les résultats de l'analyse statique en annexe 1 , nous avons constaté qu'il y'a eu un effet de l'application du Nickel sur l'indice de vigueur de la germination des graines d'*A. armatus*.-

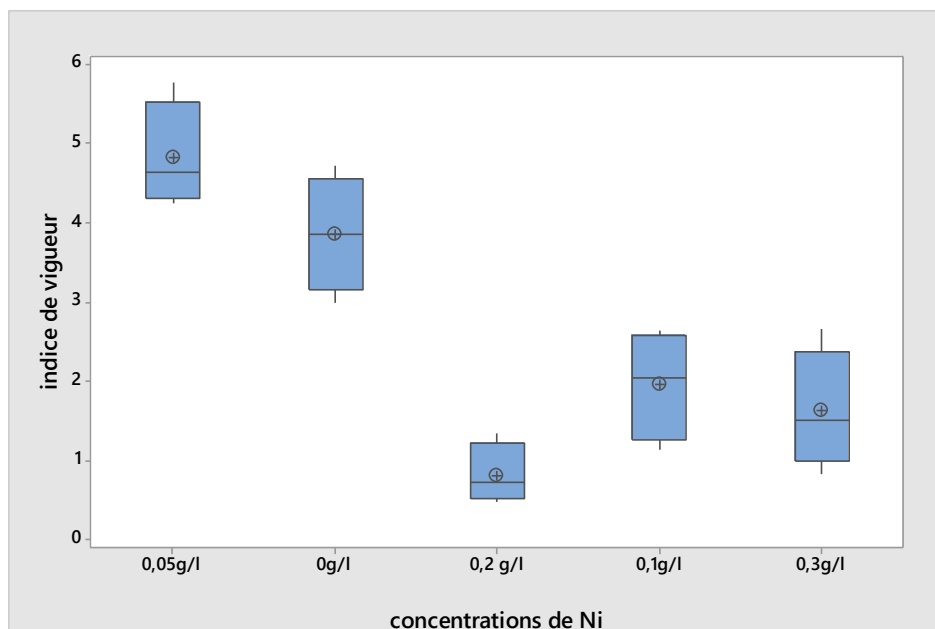


Fig.22: Effet des concentrations de Ni sur L'indice de vigueur de germination des graines d'*A. armatus*

L'analyse de la variance a révélé une différence très hautement significative ($P=0,000$), La valeur la plus faible a été observée chez les graines germées sous les concentration 0,1 g/l , 0,2g/l, 0,3 g/l avec des moyennes de 1,95, 0,81 ,1.62 successivement qui ont présenté le même groupe statistique (b) , les valeurs les plus élevées ont été constatées chez les concentrations : 0g/l (témoin) et 0,05 g/l de nickel avec des moyennes de 3.85 et 4.83 , et qui sont regroupées dans le même groupe statistique (a) ,il semble que l' effet de nickel devient nocif à partir de la dose 0,1 g/l .

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.3 Effet du Zinc sur les paramètres de germination des graines d'*Astragalus armatus*

5.1.3.1 Effet du Zn sur la cinétique de germination des graines d'*Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du Zinc sur la cinétique de germination des graines de l'*A.armatus* par jour sont présentés dans la fig . 23 et l'annexe 1.

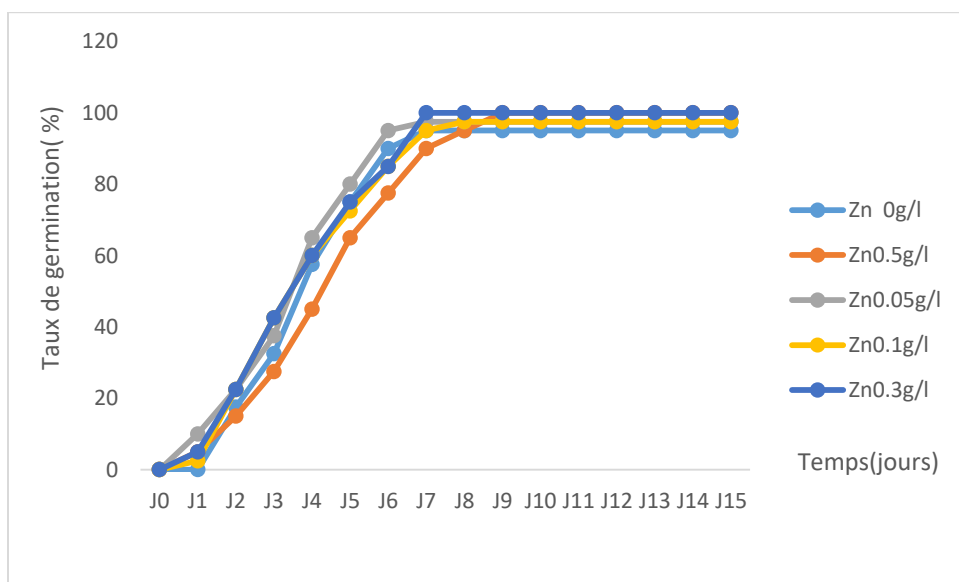


Fig .23: Effet du Zn sur la cinétique de germination des graines d'*A.armatus*

Pour toutes les concentrations du Zinc, les graines ont atteint leur max de germination au bout de 7 jours. Nous avons constaté que la cinétique de germination a été identique pour toutes les concentrations testées du Zn.

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.3.2 Effet du Zn sur la faculté de germination des graines d'*Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du Zinc sur la germination des graines de *A.armatus* sont présentés dans la fig .24 et l'annexe 1.

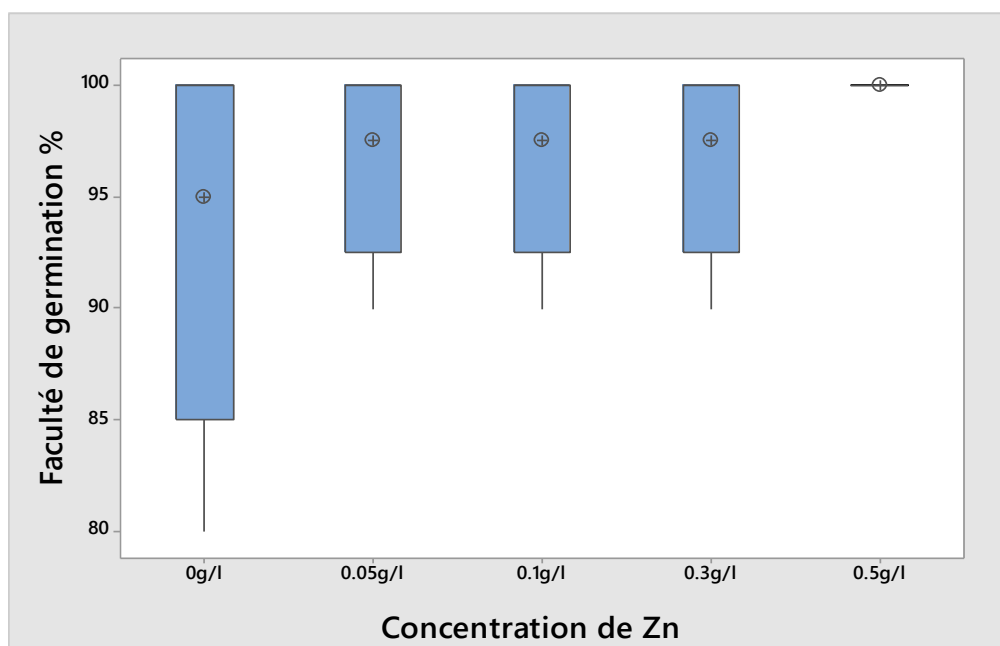


Fig. 24 : Effet des concentrations du Zn sur la faculté germinative des graines d`
A.armatus

L`analyse de la variance a révélé une différence non significative ($P = 0,83$) pour ce paramètre , la moyenne la plus faible a été observée chez la concentration 0 g/l de Zn avec une valeur de FG de 95% , comparée à la concentration de 0,5 g/l qui a présenté les plus hautes moyennes de FG (100 %), les concentrations 0,05 g/l et 0,1 g/l et 0,3 , ont présenté des valeurs intermédiaires de FG (97,50%).

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.3.3 Effet du Zn sur la durée médiane de germination des graines d'*Astragalus armatus*

En observant la fig.25 et en consultant les résultats de l'analyse statique en annexe 1 , nous avons constaté qu'il y'a eu un effet de l'application du Zinc sur la durée médiane de la germination des graines d'*A.armatus*.

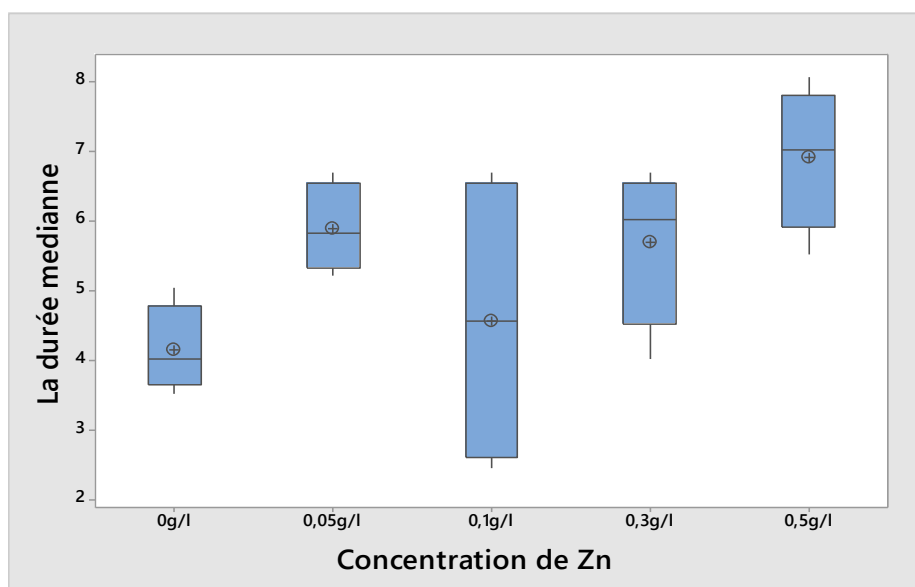


Fig.25 : Effet de concentration du Zn sur la durée médiane de germination des graines d'*A. armatus*

Selon le tableau dans l'annexe1 et l'analyse de la variance, nous avons observé qu'il y'a une différence significative ($P=0,04$) pour la durée médiane de germination sous l'effet des différentes concentrations , la moyenne de la durée médiane de germination la plus courte a été observée chez les graines germées sous les concentration 0g/l avec une moyenne de 4,15 jours qui ont présenté le groupe statistique (b) , et la durée médiane la plus longue a été observée chez les graines germées sous la concentration 0,5 avec valeur de 6,90 jours , les concentration 0,05 g/l , 0.1 g/l et 0,3 g/l, ont présentés des valeurs intermédiaires (5,89, 4,57, et 5,69 successivement).

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.3.4 Effet du Zn sur L'indice de vigueur de germination des graines d'*Astragalus armatus*

En observant la fig.26 et en consultant les résultats de l'analyse statique en annexe 1 , nous avons constaté qu'il y'a eu un effet de l'application du Zinc sur l'indice de vigueur de la germination des graines d'*A. armatus*

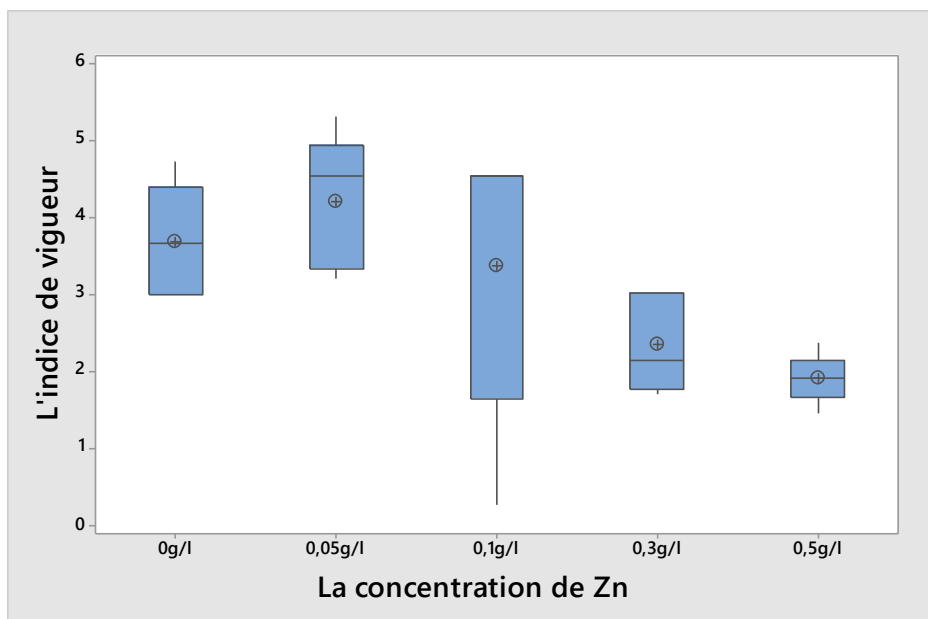


Fig.26 : Effet des concentrations du Zn sur l'indice de vigueur de germination des graines d'*A. armatus*

L'analyse de la variance a révélé une différence hautement significative ($P = 0,01$), la valeur la plus faible a été observée chez les graines germées sous les concentration 0,5 g/l avec une moyenne de 1,91 formant le groupe statistiques (a) , les valeurs les plus élevées ont été constatées chez la concentrations 0,05 g/l avec une valeur de 4.21 et formant le groupe statistique (b), le reste des concentrations ont réagit d'une façon intermédiaire formant un groupe ab, il semble que l'effet de Zinc de vient nocif à partir de la dose 0,1 g/l .

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.4 Effet du Cadmium sur les paramètres de germination des graines *d'Astragalus armatus*

5.1.4.1 Effet du Cd sur la cinétique de germination des graines *d'A. armatus*

Les résultats de l'effet du Cadmium sur la cinétique de germination des graines de l'*A. armatus* par jour sont présentés dans la fig. 27 et l'annexe 1

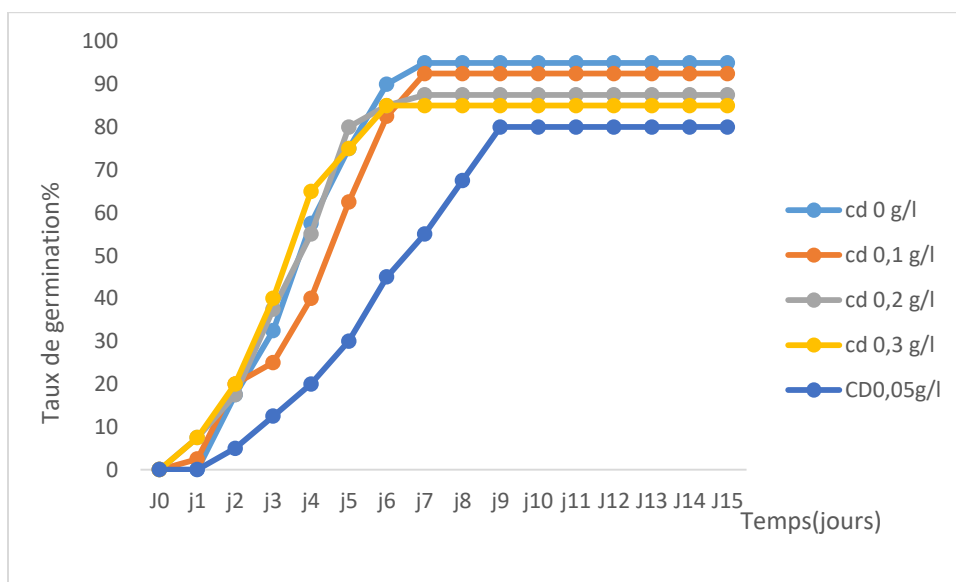


Figure.27 : Effet des concentrations du Cd sur la cinétique de germination des graines *d'A.armatus*

Pour toutes les concentrations (0,1g/l , 0,2g/l, 0,3g/l) du Cd, des graines ont atteint leur maximum de germination au bout de 7 jours. Nous avons constaté que la cinétique de germination a été semblable sauf pour ceux de la concentration de 0,05g/l du cadmium qui a été plus lente.

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.4.2 Effet du Cadmium sur la faculté de germination des graines d'*Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du cadmium sur la germination des graines de l'*A.armatus* sont présentés dans la fig .28 et l'annexe 1.

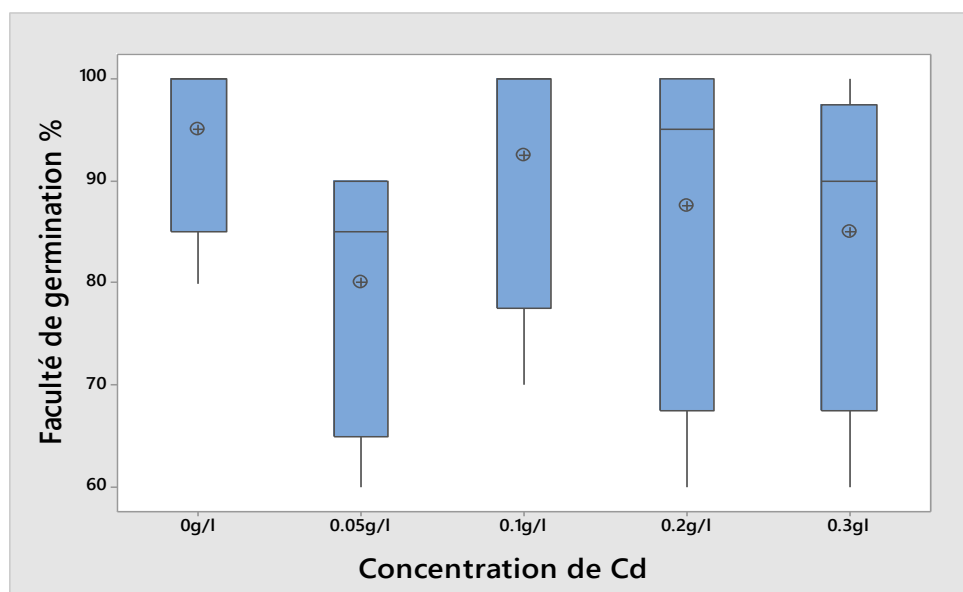


Fig.28 : Effet des concentrations du Cd sur la faculté germinative des graines d`
A.armatus

L`analyse de la variance a révélé une différence non significative ($P = 0,66$) pour ce paramètre , la moyenne la plus faible a été observée chez la concentration 0,05g/l de Cd avec une valeur de FG de 80% , comparé au témoin de 0 g/l et celui de la concentration de 0,1 g/l qui ont présenté les plus hautes moyennes de 95 et de 92,50% successivement , les concentration 0,2 g/l et 0,3 g/l, ont présenté des valeurs intermédiaires de FG (85% et 87,50%).

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.4.3 Effet du Cadmium sur la durée médiane de germination des graines d'*Astragalus armatus*

Les résultats de l'effet du cadmium sur la germination des graines de *A.armatus* sont présentés dans la fig 29. et l'annexe1.

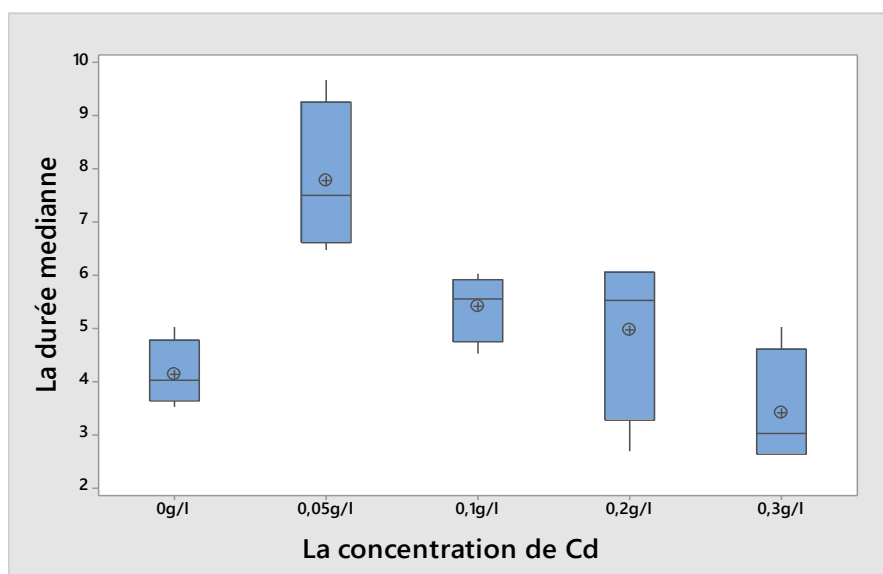


Fig 29. Effet de concentration du Cd sur la durée médiane de germination des graines d'*A. armatus*

Selon le tableau dans (l'annexe 1) et l'analyse de la variance nous avons observé qu'il y'a une différence très hautement significative ($P=0,001$) pour la durée médiane de la germination sous l'effet des différents concentrations, la durée médiane la plus longue a été observé chez les graines germées sous la concentration 0,05 g/l avec une valeur de 7,78 jours (groupe a), des durées médianes de germination plus courtes ont été observées chez les graines germées sous les concentrations de 0 g/l et 0,1 g/l, 0,2 g/l et 0,3g/l qui ont présenté des valeurs plus courtes de 4,15 ; 4,95 et 3,42 jours successivement, et qui ont présenté le groupe statistique (b).

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.1.4.4 Effet du Cadmium sur L'indice de vigueur de germination des graines d'*Astragalus armatus*

En observant la fig.30 et en consultant les résultats de l'analyse statique en annexe 1 , nous avons constaté qu'il y'a eu un effet de l'application du Cd sur l'indice de vigueur de la germination des graines d'*A.armatus*

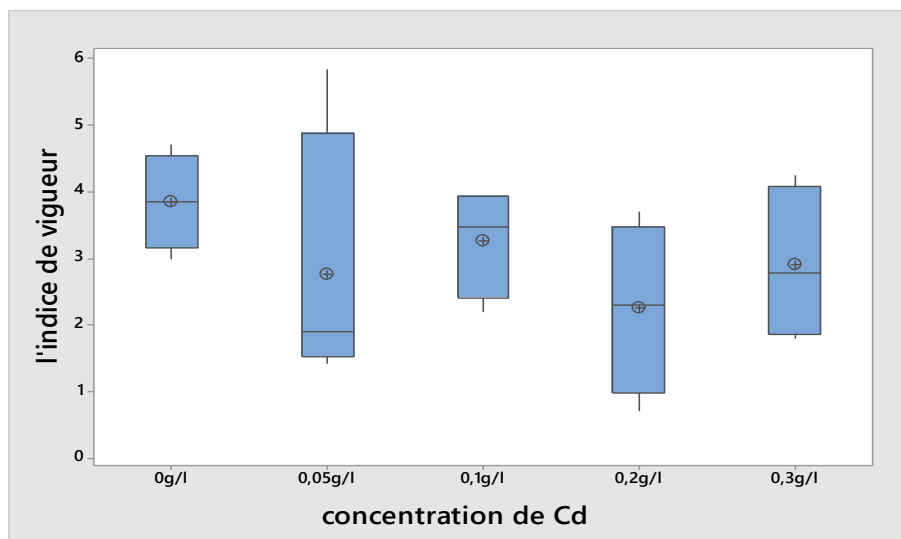


Fig 30. Effet de concentration du Cd sur l'indice de vigueur de germination des graines d'*A.armatus*

L'analyse de la variance a révélé une différence non significative ($P=0,52$) pour ce paramètre, La valeur la plus faible a été observée chez les graines germées sous les concentrations 0,2g/l, 0,05 g/l avec des moyennes de 2,25 et 2,77 successivement,, les valeurs la plus élevée ont été constatées chez les concentration 0g/l (témoin) et 0,1 g/l de Cadmium avec des moyennes de 3,85 et 3,27. il semble que l'effet de Cadmium n'est pas nocif pour la croissance de *L'Astragalus armatus* à la limites des doses étudiées .

Chapitre 5 : Résultats et discussion

5.2. Discussion

Selon les résultats trouvés, nous avons constaté que le taux de germination des graines d'*Astragalus armatus* n'a pas été affectée par les métaux lourds suivant; Cd, et Zn, et ce quelque soit la concentration testée, Par ailleurs le Ni a affecté la Faculté germinative des graines d'*Astragalus armatus* à partir de la dose de 0,2g/l et le Pb à partir de 3g/l, malgré ces résultats la germination n'a pas été complètement inhibée.

Ces résultats sont cohérents avec ceux obtenus par de nombreux chercheurs testant l'impact de différentes concentrations de métaux sur différentes plantes. Les résultats de ces travaux sont résumés par Kranner & Colville (2011) qui affirment qu'à de fortes concentrations les métaux entraînent un déclin des taux de germination, mais cette dernière n'est jamais complètement inhibée. En analysant l'impact des métaux lourds sur de nombreuses fonctions physiologiques vitales de la plante, Ernst (1998) a admis que la germination, qui est un processus certes vulnérable au stress métallique, serait un mécanisme des plus résistants parmi les autres phases du développement de la plante.

Les effets inhibiteurs des fortes concentrations pourraient être, en grande partie, expliqués par une action inhibitrice des métaux sur les enzymes chargées de la reprise de vie et sur l'édification d'une nouvelle plante, et/ou sur une inhibition des activités hydrolytiques au cours de la germination des graines exposées aux métaux lourds (Chugh & Sawhney, et al 1999). L'inhibition de la germination semble dépendre du métal, de sa concentration, de la durée d'exposition des graines, de l'espèce végétale, voire même de la variété et de la graine, notamment la nature de ses téguments (Carlson et al., 1991) et a été le plus souvent imputée à des perturbations dans le métabolisme respiratoire (Bansal & Sharma, 2000, 2002). Le taux de germination des graines tend à diminuer, cette diminution peut être expliquée selon Khan (2002), par le fait que les métaux lourds peuvent affecter la germination de la graine en limitant l'approvisionnement en eau (stress osmotique) et/ou en provoquant des toxicités Spécifiques d'ions (stress ionique). Ce ci est conforme avec nos résultats où nous avons constaté que la germination des graines d'*A.armatus* a réagit différemment selon le métal testé , cas du Pb et du Ni

Chapitre 5 : Résultats et discussion

Les plantes sont généralement très tolérantes aux métaux car elles possèdent des mécanismes de protection qui empêchent le métal d'affecter le métabolisme de la plante. Elle capterait et séquestrerait aussi les métaux dans les cellules à l'intérieur de vacuoles ou par des métallothionéines (khan, 2002) , dans notre cas , l'*Astragalus armatus* pourrait avoir ce mécanisme de protection .

Pour la durée médiane, indiquant la vitesse de germination et la vigueur des graines sous l'effet des métaux lourds testés nous avons constaté l'effet marquant à été : Zn à 0,5g/l , le Pb à 0,5g/l, le Cd à 0,05g/l, et le Ni à 0,1g/l ; ces concentrations ont ralenti le processus de la germination des graines d'*Astragalus armatus*.

Selon les résultats trouvés , nous avons constaté que l'indice de vigueur des graines d'*Astragalus armatus* n'a pas été affecté par le cadmium (Cd) et ce quelques soit la concentration testée (0,05g/l , 0,1g/l ,0,2g/l ,0,3g/l), par ailleurs les métaux lourds suivants :Zn ,Pb, Ni a affecté l'indice de vigueur des graines d'*Astragalus armatus* à partir de la dose de 0,5g/l (Zn) et le Pb à partir de 3g/l et le Ni à partir de 0,1g/l . La croissance de l'hypocotyle et de l'axe racinaire est Plus sensible à l'action toxique des métaux et est souvent complètement inhibée par de faibles concentrations qui ont peu d'effets sur la germination (Mahmood et al., 2005 ; Kranner & Colville 2011). Dans notre cas d'*Astragalus armatus* a réagit négativement sauf pour des concentrations élevées en Pb (3g/l), cette dernière a réduit l'indice de croissance des pousses d'environ 5 fois , il semble qu'elle peut tolérer aisément moins que cette dose.

Sous l'application des doses faibles du zinc, l'amélioration du système racinaire aide la plante pour une meilleure absorption de l'eau et autres nutriments dissous qu'elle les contient et par conséquent améliore la croissance des différents organes et de la plante entière (Reichman, 2002). Pour nos résultats nous avons aussi constaté que la dose 0,05g/l de Zn a réagit positivement sur la croissance des pousses et des racines (indice de vigueur) des graines par rapport au témoin. L'amélioration de l'efficacité de croissance des organes végétale pourrait également être due aux effets bénéfiques des traitements du zinc sur les activités physiologiques et autres réactions enzymatiques dans la transformation des carbohydrates et des activités de hexokinase de la plante qui sont responsables de la stimulation de la croissance de la plante et ses organes composants influençant finalement le développement relative des différentes parties de

Chapitre 5 : Résultats et discussion

la plante et leur efficacité de croissance (Vijayarengan et Mahalakshmi, 2013). Une amélioration similaire de croissance et de la production due à l'application du zinc a été reportée par Sivasankar et al (2012). Selon nos résultats , la dose de 0.3g/l et de 0.5 g/l du Zn n'a diminué l'indice de la croissance des pousses que de la moitié . Ainsi la diminution de la longueur de la partie racinaire des plantes à une concentration élevée de zinc peut être causée par une réduction, soit du nombre de cellules de la plante. (Vijayarengan and Mahalakshmi, 2013), Il est connu que la réduction de la masse des parties racinaires limite l'absorption et la translocation des nutriments de l'eau, ce qui induit une carence en minéraux et une chlorose des feuilles. Ce sont les signes de la toxicité de la plante selon (Foy, 1978) qui a remarqué cette diminution à 500 ppm et 700 ppm ; ce qui concorde avec nos résultats ; nous avons trouvé que la dose de Zn à 0.5gl (500ppm) a diminué l'indice de vigueur.

Le plomb réduit également fortement le développement de la plantule et des racines (Mishra et Choudhuri, 1998). Un traitement à de faibles concentrations en plomb inhibe la croissance des racines et des parties aériennes (Makowski *et al.*, 2002). Cette inhibition est plus importante pour la racine, ce qui peut être corrélé à plus forte teneur en plomb de cette dernière (Obroucheva *et al.*, 1998). Pour nos résultats la concentration 3g/l (300 ppm) a marqué un effet significative. Le Plomb a également inhibé l'allongement des racines et des tiges et l'expansion des feuilles chez l'ail, l'orge et le radis noir (Nagajyoti et al., 2010). Verma et Dubey (2003) ont également montré que la croissance des racines du riz est inhibée de manière significative avec l'augmentation du plomb. La concentration 1g/l du Pb inhibe l'élongation racinaire et réduit la biomasse de *Brassica pekinensis* (Xiong, 1997). Il semble donc que *d'Astragalus armatus* tolère plus le Pb que quelques espèces cultivées.

Par ailleurs, Aucune fonction biologique n'est connue pour le Cd (Zorrig, 2011). Cependant, cet élément est absorbé et accumulé par les plantes. L'accumulation du Cd provoque une profonde perturbation de la croissance et du développement des plantes, ce qui se manifeste par des signes de toxicité (DalCorso et al., 2008). Ces effets pourraient être liés, entre autres, à une altération de l'absorption et de la distribution des éléments minéraux indispensables pour le fonctionnement de la plante (DalCorso et al., 2008) , pour nos résultat le Cd n'a pas affecté ce paramètre de germination, par ailleurs nous avons constaté des brûlures aux apex des racicules.

Chapitre 5 : Résultats et discussion

Le Nickel est considéré comme un oligo-élément qui peut caractériser une plante dans son développement et/ou son fonctionnement (Brown et al. 1987). Il peut aussi avoir des effets bénéfiques sur la germination des graines à très faibles concentrations (Rout et al. 2000 ; Peralta et al. 2001). Dans ce contexte, des applications de nickel à de faibles concentrations améliorent la germination des graines de tournesol. Les concentrations les plus élevées entravent cette germination au motif que l'absorption d'autres nutriments (potassium et magnésium) se trouve inhibée par la présence du nickel (Rao et Sresty, 2000). Dans nos résultats le Ni devient nocif à 0.1 g/l.

En générale les racines sont les plus sensibles aux métaux lourds par rapport à d'autres organes végétaux, parce qu'elles sont les premières cibles de passage et d'accumulation de ces métaux (Seregin et Ivanov, 2000), particulièrement, les racines primaires qui sont plus sensibles que les racines latérales (Obrouscheva et al., 1998). Ceci est due probablement à l'inhibition de la division des cellules racinaires (Eun et al., 2000), et de l'élongation des cellules (Malkowski et al., 2002) comme il a été montré chez *Lemna minor* (Samardakiewicz et Wozny, 2005) et chez plusieurs espèces, comme *Triticum sativum* (Dey et al., 2007).

Les tiges d '*Astragalus armatus*, ensevelies par le sable éolien (micro-nebkhas), sont capables d'émettre des racines adventives leur permettant d'extraire les réserves hydriques superficielles, et de bénéficier par conséquent des faibles précipitations, fréquentes en zone aride (Button & Ben-Asher, 1983). La structure du système racinaire d '*Astragalus armatus* lui confère donc un avantage dans la compétition vis-à-vis des autres espèces, et en particulier de *Rhanterium suaveolens*. Une meilleure utilisation des réserves hydriques du milieu permet à ce taxon de devenir physiologiquement dominant dans la végétation pérenne steppique (couvert végétal élevé, forte production, densité importante). De telles caractéristiques sont fréquentes chez les chamaephytes des zones désertiques (Shmida & Burgess, 1988). En plus de ses performances écologiques, l'aptitude de cette espèce à fixer l'azote atmosphérique constitue un atout supplémentaire. Cette aptitude à la fixation de l'azote atmosphérique a d'ailleurs été signalée pour la même espèce par Jeder et al. (1996) qui signalent la présence des nodules fusiformes lobés. Nous venons par notre étude, ajouter d'autres informations sur la capacité d '*Astragalus armatus* à tolérer les métaux lourds, et que cette espèce pourrait avoir un pouvoir

Chapitre 5 : Résultats et discussion

phytoremediateur, à savoir qu'elle a un pouvoir excellent pour réhabiliter les parcours dégradés selon les résultats de Mallem (2018).

Conclusion

Conclusion générale

Conclusion générale

Notre synthèse relative à l'étude de l'effet de Plomb, Nickel, Cadmium et le Zinc sur les paramètres de germination de *Astragalus armatus*, et à l'étude de la capacité de cette plante à croître dans des milieux pollués avec les métaux lourds, cette expérimentation nous a permis d'obtenir les résultats suivants :

Le taux de germination des graines *d'Astragalus armatus* n'a pas été affectée par les métaux lourds suivant; Cd et Zn, et ce quel que soit la concentration testée, Par ailleurs le Ni a affecté la faculté germinative des graines *d'Astragalus armatus* à partir de la dose de 0,2g/l et le Pb à partir de 3g/l, malgré ces résultats la germination n'a pas été complètement inhibée.

La germination des graines *d'A.armatus* a réagi différemment selon le métal testé, cas du Pb et du Ni.

Il semble que l'effet de Cadmium n'est pas nocif pour la croissance de *L'Astragalus armatus* aux limites des doses étudiées.

Dans notre cas *d'Astragalus armatus* a réagi négativement sous des concentrations élevées en Pb (3g/l), cette dernière a réduit l'indice de croissance des pousses d'environ 5 fois, il semble qu'elle peut tolérer aisément moins que cette dose.

La dose de 0.3g/l et de 0.5 g/l du Zn n'a pas diminué l'indice de la croissance des pousses que de la moitié

L'Astragalus armatus tolère plus le Pb que quelques espèces cultivées.

Pour nos résultats le Cd n'a pas affecté ce paramètre de germination, par ailleurs nous avons constaté des brûlures aux apex des racines. Dans nos résultats le Ni devient nocif à 0.1 g/l.

En effet, la connaissance des teneurs totales en métaux lourds dans les organes de la plante est nécessaire mais elle n'est cependant pas suffisante pour évaluer leur mobilité et les risques environnementaux qui en découlent. La prévision de ces risques est étroitement liée aux formes physico-chimiques sous lesquelles les métaux sont présents.

Les résultats dégagés dans notre étude montrent qu'*A. armatus* peut germer dans des milieux fortement pollués par les métaux zinc, Nickel, plomb et cadmium. De ce fait, la

Conclusion générale

culture de cette espèce peut être recommandée pour la phytostabilisation des sites pollués par les métaux, ce qui pourrait être établie par semis. La cinétique d'imbibition, le taux de germination et la cinétique de croissance racinaire constitueraient des marqueurs intéressants pour le criblage d'écotypes tolérants aux métaux au cours de leur germination.

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques

- Adriano DC (2001)** Trace elements in terrestrial environments: biogeo-chemistry, bioavailability and risks of metals 2nd. ed. New York ; Springer.
- Ahemad M, Khan MS (2012)** Effet des fongicides sur les activités de pro-mulation de la croissance des plantes de *Pseudomonas putida* solubilisant le phosphate et isolé de la rhizosphère de la moutarde (*Brassica compestris*). *Chemosphere* 86:945-950
- Alkorta I, Hernandez-Allica J, Becerril JM, Amezaga I, Albizu I et 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. *Environ Sci Biotechno.* 3 :71-90.
- Al-Kashman O et Shawabkeh RA, (2006).** Distribution des métaux dans les sols autour d'une cimenterie dans le sud de la Jordanie. Editions Elsevier. *J Environ Pollut* (140):387-394
- Ann-Peer W., Baxter I.R., Richards E.L., Freeman J.L et Murphy A.S., (2003).** Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Int J Phytorem.* 5 : 89-103.
- BAPD 2021 :** African Plant Database (version 3.4.0). Conservatoire et Jardin botaniques de la Ville de Genève and South African National Biodiversity Institute, Pretoria, "accès [26 juin 2021 < <http://africanplantdatabase.ch>>.
- Baize, D., 1997.** Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Éditions, Paris, 410 p.
- Baize D. 1997.** Un point sur les teneurs totales en éléments-traces métalliques dans les sols. INRA Éditions, Paris. France. 408p.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R.D., Smith, J.A.C., (1999).** Metal hyperaccumulator plants: a review of ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal polluted soils. Ed. Terry N and Banuelos G. Lewis Publishers Boca Raton, London, New York, Washington, 85-107.
- BANSAL, P., SHARMA, P. & DHINDSA, K. (2001)** Impact of Pb²⁺ and Cd²⁺ on activities of hydrolytic enzymes in germinating pea seeds. *Ann. Agri- Bio. Res.*, 6: 113-122.
- BANSAL, P., SHARMA, P. & GOYAL, V. (2002)** Impact of lead and cadmium on enzyme of citric acid cycle in germinating pea seeds. *Biol. Plant*, 45:125-127.
- Bermudez GMA, Moreno M, Invernizzi R, Plà R, Pignata ML (2010)** Heavy metal pollution in topsoils near a cement plant : the role of organic matter and distance to the source to predict total and HCl- extracted heavy metal concentrations. *Chemosphere* 78:375-381

Références Bibliographiques

- Blum WE. 1990.** Pollution des sols par métaux lourds. Sixième conférence ministérielle européenne sur l'environnement. Bruxelles.
- Brooks, R.R., Lee, J. Reeves, R.D. and Jaffré, T., (1977).** Detection of nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *Journal of Geochemical Exploration* 7: 49-57.
- Brown P.H., Welch R.M., Cary E.E. (1987).** Nickel: a micronutrient essential for higher plants. *Plant Physiol.* 85, 801-803.
- Button B. J. & Ben-Asher J. (1983).** Intensity-duration relationships of desert precipitation of Avdat, Israel. *J. Arid Env.*, 6 : 1-12.
- Carlson, C.L., Adriano, D.C., Sajwan, K.S., Abels, S.L., Thoma, D.P. & Driver J.T. (1991).** Effects of selected trace metals on germinating seeds of six plant species. *Water, Air, Soil Pollut.*, 59: 231-240.
- CASAS Stellio (2005).** Modélisation de la bioaccumulation de métaux traces (Hg, Cd, Pb, Cu et Zn) chez la moule, *mytilus galloprovincialis*, en milieu méditerranéen. Thèse de doctorat : Océanologie biologique, Environnement marin ,314p
- Chaieb, M., (1997)** "Comportement biologique comparé d'*Astragalus armatus* Willd. subsp. *Tragacanthoides* (Desf.) M. et de *Rhanterium suaveolens* Desf. sur la steppe sableuse dégradée de la zone aride tunisienne", *Ecologiamediterranea*, V. 23, n°314, : 45-52.
- Chaignon V., (2001).** Biodisponibilité du cuivre dans la rhizosphère de différentes plantes cultivées. Cas de sols viticoles contaminés par des fongicides. Thèse : Ecole doctorale, Sciences de l'Environnement : Système Terre, Université d'Aix-Marseille
- Chaussant R, Le Deunff Y., (1975).** La germination des semences .Ed. Bordars, Paris, 232p.
- Chugh, L.K. & Sawhney, S.K. (1999)** Effect of cadmium on germination, amylases and rate of respiration of germinating pea seeds. *Environ. Pollut.*, 92: 1-5.
- CIRC (2006)** . Centre International de Recherche sur le Cancer. Évaluation des risques de cancérogénicité pour l'Homme. Dérivés inorganiques et organiques du plomb. 87 :5-12
- Crine M, (1993),** Le traitement des eaux industrielles chargées en métaux lourds. *Turbune de l'eau*, N°.561 : 3-19.
- Côme D., 1970-** Les obstacles à la germination (monographie et physiologie végétale). Masson et Cie (Ed.) Paris, 162p.

Références Bibliographiques

- Côme D., 1982** - Germination (Chapitre 2), dans Croissance et développement - Physiologie Végétale II, Collection des Méthodes, Herman, Paris, pp : 129-225.
- DalCorso (2008)**. How plants cope with cadmium: staking all on metabolism and gene expression. *J Integr Plant Biol* 50: 1268-1280
- Dey S. K., Dey J., Patra S., Pothal D., (2007)**. Changes in the antioxidative enzyme activities and lipid peroxidation in wheat seedlings exposed to cadmium and lead stress. *Braz. Journal of Plant Physiology*.19, 53–60
- Deysson G., (1967)** Physiologie et biologie des plantes vasculaires, croissance, production, écologie, physiologie. Ed Société d'édition déneigement supérieur. Paris, 335p
- Di Ben Edetto M, 1997**, Méthodes spectrométriques d'analyse et de caractérisation. Dossier SAM, les métaux lourds. Axe " Génie des Procédés", centre SPIN, Ecole des Mines de Saint-Etienne. 49p
- EPA., (2000)**. Etats-Unis. United States Environmental Protection Agency (EPA). Introduction to phytoremediation. Cincinnati, OH, 104 p.(EPA/600/R-99/107)
- ERNST, W.H.O. (1998)**. Effects of heavy metal in plants at the cellular and organismic level ecotoxicology. Pp 587-620 in: S. Gerrit & M. Bernd (eds.). Bioaccumulation and biological effects of chemicals. III. John Wiley & Sons and Spektrum Akademischer Verlag.
- Eun SO, Shik Youn H, Lee Y., (2000)**. "Lead disturbs microtubule organization in the root meristem of *Zea mays*." *Physiologia Plantarum* **110**: 357-365.
- Freiberg, L., Nordberg, G.F. et Vouk, B., 1979**. Handbook on the toxicology of metals. Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam, New York, Oxford.
- Foy (1978)**. The physiology of metal toxicity in plants. *Annual Review of Plant Physiology*, 29(1), 511–566
- Gaste H., Basly J.Ph., Botineau M., Verger J P, 2005**, Bioaccumulation du chrome et du nickel par *Cladonia portentosa*, *Hedwigia ciliata*, *Armeria arenaria* et *Festuca lemanii* en milieu serpentinique (Lande du Cluzeau, Haute-Vienne). *Annales Scientifiques du Limousin*; 16 : 23 – 33
- Ghosh, M.; Singh, S., (2005)**. A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of it's by products. *Asian J Energy Environ*, 6, (4), 18.
- Godt J., Scheidig F., Grosse-Siestrup C., Esche V., Brandenburg P., Reich A. et Groneberg D., (2006)**. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. *J. Occup. Med. Toxicol.* 1: 22-27.

Références Bibliographiques

- Guyot L., (1978)**- La biologie végétale. 4ème édition. Collection "que sais-je ". Presses Universitaires de France, 127p.
- Ingersoll, C.G., MacDonald, D.D., Wang, N., Crane, J.L., Field, L.J., Haverland, P.S., Kemble, N.E., Lindskoog, R.A., Severn, C. et Smorong, D.E., (2000)**. Prediction of sediment toxicity using consensus.
- Jeam P., Catmrine T. et Giues L., (1998)**- Biologie des plantes cultivées. Ed. L'Arpers, Paris, 150p.
- Jeder H., De Lajudie P., Dreyfus B., Le Fl och E., Behaeghe T. & Zaafouri M., (1996)**. Etude de la nodulation des légumineuses pastorales autochtones des régions arides de Tunisie. Revue des Régions Arides, 9 : 3-10
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., (2001)**. Trace elements in soils and plants. 3rd CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C.
- Khan M.A, (2002)** , Halophyte seed germination: Success and Pitfalls. In: Hegazi A.M., ElShaer H.M., El-Demerdashe S., Guirgis R.A., Abdel Salam Metwally A., Hassan F.A., Khashaba H.E. (Eds.) Optimum resource utilization in salt affected ecosystems in arid and semi-arid regions. International symposium, Desert Research Center, Cairo, Egypt pp. 346-358.
- Kranner, I. & Colville, L. (2011)**. Metals and seeds: Biochemical and molecular implications and their significance for seed germination. Environ. & Exper. Bot.,72: 93-105
- Kumar PN, Dushenkov V, Motto H, Raskin I (1995)** Phytoextraction : the use plant storemove heavy metals from soils. Environmenta lscience & amp; technology 29 :1232-1238
- Lim J M, Salido A L, Butcher D J, (2004)**. Phytoremédiation du plomb à l'aide de la moutarde indienne (*Brassica Juncea*) avec EDTA et électrodics. J. Microchem (76) 3-9.
- Lombi E, Zhao FJ, Dunham SJ, McGrath SP (2001)** Phytoremediation of heavy metal contaminated soils : natural hyperaccumulation versus chemically enhanced phytoextraction. JEnvironQual 30 :1919-1926.
- Makowski E, Kita A, Galas W, Karcz W, Kuperberg JM., (2002)**. "Lead distribution in corn seedlings (*Zea mays L.*) and its effect on growth and the cocentration of potassium and calicium." Plant Growth Regulation 37 :69-76.
- Mahmood, S., Hussain, A., Saeed, Z. & Athar, M. (2005)**. Germination and seedling growth of corn (*Zea mays L.*) under varying levels of copper and zinc. Int. J. Environ. Sc. Tech., 2: 269-274.

Références Bibliographiques

- Mallem H. (2018)** : Etude du potentiel de la végétation steppique dans la lutte contre la déflation éolienne. Thèse doctorat en sciences agronomiques , Univ.Blida1, Algerie , 129p.
- Marschner H (1995)** Mineral Nutrition of Higher Plants, 2nd edn. London, UK, Academic Press. 889 p.
- Mazliak P., (1982).** – Croissance et développement. Physiologie végétale II. Hermann Ed, Paris, Collection Méthodes, 465p
- Mazliak., P. 1982-** Physiologie végétale, croissance et développement. Tome 3. Ed. Hermann éditeurs des sciences et des arts, collecte méthodes, Paris, 420p.
- McGrath, S., (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.
- Meers E et Tack F., (2004).** The potential of foliar treatments for enhanced phytoextraction of heavy metals contaminated soil. Remed J. 14 : 111-123
- Miquel, M. G., 2001.** Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé, Rapport l'office parlementaire d'évaluation des choix scientifiques et Technologiques, 365 p.
- Munzuroglu O, Geckil H (2002)** Effets des métaux sur la germination des graines, l'élongation des racines et la croissance du coléoptile et de l'hypocotyle chez *Triticum aestivum* et *Cucumis sativus*. ArchEnvironContamToxicol 43 :203-213.
- Morgan J. J. and Stumm W, , (1991)** Chemical process in the environnement, Edit Merian E, VCH, Weinheim, Germany 67-103.
- Nagajyoti PC, Lee KD, Sreekanth TVM., (2010).** Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: Environmental Chemistry Letters. 8: 199-216
- Obroucheva NV, Bystrova EI, Ivanov VB, Antipova OV, Seregin IV., (1998).** "Root growth responses to lead in young maize seedling. "plant and soil 200 :55-61.
- Peralta J.R., Gardea T.J.L., Tiemann K.J., Gomez E., Arteaga S., Rascon E., Parsons J.G. (2001)** - Uptake and effects of five heavy metals on seed germination and plant growth in alfalfa (*Medicago sativa*) L. Environmental Contamination and Toxicology; 66: 727–737
- Pilon-Smits E., (2005).** Phytoremediation. Annual Review of Plant Biology 56: 15-39
- Pivetz, B.E., (2001).** Phytoremédiation 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,

Références Bibliographiques

EPA/540/S-01/500, 36 p. [En ligne] http://clu.in.org/download/remed/epa_540_s01_500.pdf

Torresdey J.L., Tiemann K.J., Gomez E., Arteaga S., Rascon E. (2001). Uptake and effects of five heavy metals on seed germination and plant growth in alfalfa (*Medicago sativa* L). *B. Environ. Contam. Toxicol.* 66, 727-734.

Quezel, P. and Santa, S. (1963). Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques Méridionales. Tome I, C.N.R.S. Paris. 1165p

Ramade, F., (2000.) Dictionnaire encyclopédique des pollutions, les polluants de l'environnement à l'homme. Ediscience international, Paris, 50-186 pp..

Rao K.M., Sresty T.V. (2000). Antioxidative parameters in the seedlings of pigeonpea (*Cajanus cajan* (L.) Millspaugh) in response to Zn and Ni stresses. *Plant Science* 157, 113-128

Reichman SM. (2002). The responses of Plants to Metal Toxicity: A review focusing on copper, Manganese and Zinc, The Australian Minerals & Energy Environment Foundation, Melbourne, 54 p

Remon E., (2006). Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution. Université Jean Monnet, Saint Etienne, 85p

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

Rout G.R., Sanghamitra S., Das P. (2000). Effects of chromium and nickel on germination and growth in tolerant and non-tolerant populations of *Echinochloa colona* L. *Chemosphere* 40, 855-859.

Saifullah E., Meers Qadir M., Caritat P., Tack F.M.G., Du Laing G. et Zia M.H., (2009). EDTA- assisted Pb phytoextraction. *Chemosphere.* 74 : 1279-1291.

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

Sanders B. M Jenkins K. D; Sunda W. G and Costlow J. D,(1983) Free cupric ion activity in sea water : effects on methallothionein and growth in crab larvae, *science*, N°.222 53-55

Seregin I et Ivanov V., (2000). "Histochemical Investigation of Cadmium and Lead Distribution in Plants." *Russian Journal of Plant Physiology* 44 : 791-796.

Références Bibliographiques

- Shmida A. & Burgess T. L., 1988.** Plant-growth from strategies and vegetation types in arid environments. In : Evenari et al. (eds.) Plant form structure. Elsevier, Amsterdam. 379-387.
- Soltner D., (2001).** Les bases de la production végétale. Tome III la plante et son amélioration, 3ème édition Paris, 189p.
- Tambasco . 2000.** Phytoavailability of Cu and Zn to lettuce (*lactuca sativa*) in contaminated urban soils. Canadian Journal of Soil Science 80: 309-317.
- Trasande L, Digangi J, Evers D C, Petrlik J, Buck D G, Samanek J, Beeler B, Turnquist M A, Regan K, (2016).** Implications économiques de L'exposition au mercure dans le contexte du traité mondial sur le mercure: niveaux de mercure dans les cheveux et estimation de la perte de productivité économique dans certains pays en développement. J. Environ Manage (183) 229-235
- Verma S et Dubey RS., (2003).** "Lead toxicity induces lipid peroxidation and alters the activities of antioxidant enzymes in growing rice plants." Plant Science 164: 645-655
- Vijayarengan P. and Mahalakshmi G. (2013).** Zinc Toxicity in Tomato Plants. World Applied Sciences Journal 24 (5): 649-653.
- Wong MH., (2003).** Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. Chemosphere 50, 775-780.
- Xiong. Z. T., (1997).** Lead uptake and effects on seed germination and plant growth in a Pb hyperaccumulator *Brassica pekinensis* Rupr. Department of Environmental Science, Wuhan University, Wuhan, Hubei 430072. People's Republic of China. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 60 :285-291.

Annexe

Annexe

L'Annexe 1 Résumé de l'analyse statistique

Facteur	Concentrations de Zn en g/l					N	P
Paramètre étudié	0	0,05	0,1	0,3	0,5		
FG %	95,00±10,00 (a)	97,50±5,00 (a)	97,50±0,0 (a)	97,50±5,00 (a)	100,0±0,0 (a)	4	0,83
Indice de vigueur	3,68 ±0,73 (ab)	4,21 ± 0,86 (a)	3,38 ± 1,85 (ab)	2,35±0,64 (ab)	1,91 ±0,32 (b)	5	0,01
Durée médiane	4,15 ± 0,63 (b)	5,89 ±0,63 (ab)	4,57 ± 2,11 (ab)	5,69 ± 1,15 (ab)	6,90 ±1,04 (a)	4	0,04

Facteur	Concentrations de Pb en g/l					N	P
Paramètre étudié	0	0.5	1	2	3		
FG%	95,00±10,00 (A)	92,50±15,00 (A)	95,00±10,00 (A)	92,50±9,57 (A)	62,5±20,6 (B)	4	0,018
Indice de vigueur	3,857 ± 0,725 (AB)	4,31 ± 2,31 (A)	3,27 ± 2,03 (AB)	2,93± 1,29 (AB)	0,60 ± 0,25 (B)	4	0,03
Durée médiane	4,15 ± 0,63 (B)	6,86± 0,19 (A)	5,52 ±0,40 (AB)	5,30±1,04 (AB)	5,60 ±0,95 (AB)	4	0,002

Annexe

Facteur	Concentrations de Cd en g/l					N	P
	0	0,05	0,1	0,2	0,3		
Paramètre étudié							
FG%	95,00±10,00 (a)	80,00±14,14 (a)	92,50±15,00 (a)	87,50±18,93 (a)	85,00±17,32 (a)	4	0,667
Indice de vigueur	3,85± 0,72 (a)	2,77 ± 2,07 (a)	3,27± 0,82 (a)	2,25± 1,28 (a)	2,91± 1,18 (a)	4	0,526
Durée médiane	4,15 ± 0,63 (b)	7,78 ±1,40 (a)	5,41 ± 0,63 (ab)	4,95 ±1,58 (b)	3,42 ± 1,11 (b)	4	0,001

Facteur	Concentration de Ni en g/l					N	P
	0	0,05	0,1	0,2	0,3		
Paramètre étudié							
FG %	95,00±10,0 (a)	100,0±0,0 (a)	77,5±22,2 (ab)	47,50±9,57 (b)	70,0±21,6 (ab)	4	0,001
Indice de vigueur	3,85±0,72 (a)	4,831±0,66 (a)	1,959±0,69 (b)	0,81±0,38 (b)	1,62±0,76 (b)	4	0,000
Durée médiane	4,15 ± 0,63 (a)	5,74±0,19 (a)	6,78 ± 0,50 (a)	5,63 ± 4,14 (a)	4,25 ± 0,69 (a)	4	0,301