



MINISTÈRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPÉRIEUR ET DE LA
RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITÉ AKLI MOHAND OULHADJ – BOUIRA
FACULTÉ DES SCIENCES DE LA NATURE ET DE LA VIE ET DES SCIENCES DE
LA TERRE
DÉPARTEMENT DES SCIENCES AGRONOMIQUES

Réf : /UAMOB/F.SNV.ST/DEP.AGRO/2021

MEMOIRE DE FIN D'ETUDES
EN VUE D'OBTENTION DU DIPLOME MASTER

Domaine : SNV Filière : Sciences Agronomiques

Spécialité : PHYTOPATHOLOGIE

Présenté par :
GACEM Mohamed Cherif

***Étude de l'importance des rhizobactéries dans la
phytoremédiation des sols contaminés par des
métaux lourds***

Soutenu le : 01 / 07 / 2021

Devant le jury composé de :

<i>KHERRAZ Karim</i>	M.A.A	<i>Univ. de Bouira</i>	<i>Président</i>
<i>LIBDIRI Farid</i>	M.A.A	<i>Univ. de Bouira</i>	<i>Examineur</i>
<i>LAMINE Salim</i>	M.C.A	<i>Univ. de Bouira</i>	<i>Promoteur</i>

Année Universitaire : 2020/2021

Remerciement

Je remerciai Dieu le tout puissant pour le souffle de vie qu'il nous a accordé, de nous avoir donné la force et le courage pour dépasser toutes les difficultés afin de réaliser ce Travail.

Je tente à exprimer nos remerciements les plus profonds et les plus chaleureux à **M. LAMINE S**, maître assistant à la faculté SNVST de l'université **AKLI MOHAND OULHADJ** de Bouira pour avoir suivi et dirigé ce travail, pour sa disponibilité et tous les précieux conseils qu'elle nous a prodigué tout au long de la réalisation de ce mémoire.

Je remerciai **LIBDIRI F et KHERRAZ K**, maîtres assistants à la faculté SNVST de l'université de Bouira pour avoir accepté de présider le jury.

Enfin un grand merci pour les deux spécialités : Protection Des Végétaux et Phytopathologie à notre Souvenir qui on a passé ensemble.

Nous remercions également toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à la réalisation de ce travail.

Dédicace

A mes chers parents

Pour votre soutien tout au long de mon parcours à mon cher père
pour m'avoir toujours fait confiance, et
avoir toujours trouvé les mots justes, chaleureux et encourageants.

Ce travail est le fruit de vos sacrifices, Je vous le dédie en témoignage de mon profond
amour.

A ma chère maman qui m'a soutenu et encouragé durant ces années d'études.

À mes chers frères Hassen et Yazid,

A ma très chère sœur melissa

Pour leur soutien et leur encouragement, les mots ne suffisent pas pour exprimer l'attachement
et l'affection que je porte pour eux.

À la personne la plus chère à mon cœur pour sa présence à mes côtés et le
fait de veiller sur moi et de me soutenir.

A tous mes oncles et tantes, mes cousins et cousines, à toute la famille **Gacem**.

A mes chers collages : **AYOUBE , SALM , MOHAMED , SAID**

A tous ceux qui ont contribué à ma formation.

Sommaire

Introduction	01-02
Chapitre 1 : les bactéries su sol	
1.Diversité des organismes du sol	03
2. Rhizosphère	04
3.Rhizodéposition	06
3.1.Les sécrétions	06
3.1.1 .Le mucilage racinaire	06
3 .1.2.Les autres sécrétions	06
3.2.Les cellules de la coiffe	06
3. 3.Les exsudats	07
3.4. Les produits de la lyse cellulaire	07
3.5.Substances sécrétées	07
3.6. Les Gaz	08
4.les bactéries rhizosphérique	09
5.Les PGPR	10
6.Les Effets Bénéfiques Des PGPR	11
7.Mode d'action des PGPR	12
7.1. Effets directs des PGPR	12
7.1.1. Fixation biologique de l'azote	12
7.1.2. Solubilisation du phosphate	13
7.1.3. Solubilisation du potassium	14
7.1.4. La production de phytohormones	15
7.1.4.1. Auxines	16
7.1.4.2. Cytokinines	16
7.1.4.3. Gibbérellines	17
7.1.4.4. Éthylène	17
7.2. Effets indirecte de PGPR	18

7.2.1. Compétition pour l'espace et les nutriments	18
7.2.2. Production de sidérophores	18
7.2.3. Production de chitinase et de glucanase	20
7.2.4. Production d'antibiotiques	20
7.2.5. Résistance systématique induite (RSI)	21
7.2.6. Les PGPR comme marqueurs de stress abiotique	22
Chapitre 2 : les métaux lourds	
1. Définitions d'un sol pollué ou contaminé	24
2. Les principaux types de polluants du sol	24
2.1- Les composés organiques	24
2.2- Les composés inorganiques	24
3. Définition des « métaux lourds »	25
4. Éléments Traces Métalliques	27
5. Localisation des ETM dans le profil pédologique	28
6. Origine des métaux présents dans le sol	29
6.1. Origine naturelle	30
6.2. Origine anthropique	30
7. Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds dans le sol	32
7.1. La capacité d'échange cationique (CEC)	33
7.2. La teneur en argile	34
7.3. La matière organique	34
7.4. Les carbonates	34
7.5. Le pH	35
7.6. Le potentiel redox (Eh)	35
7.7. L'activité biologique	36
8- Les métaux lourds et les bactéries	37
8.1. Impact des métaux lourds sur microorganisme du sol	38

8.2. Biomasse	38
8.3. Structure de la communauté microbienne (génétique et fonctionnelle)	39
8.4. Activité enzymatique	39
9. Transfert des métaux du sol vers la plante	40
10. les principaux métaux lourds et leurs toxicités	42
10.1. Le cadmium	42
10.1.1. Toxicité de cadmium	43
10.2. Le zinc	43
10.2.1. Toxicité du zinc	44
10.3. Le plomb	44
10.3.1. Toxicité du plomb	45
10.4. Le cuivre	46
10.4.1. Toxicité du cuivre	46
Chapitre 3 : la phytoremediation	
1. Stratégie de remédiation pour la remédiation des sols contaminés	48
2. Phytoremediation	48
3. Principes de la phytoremédiation	49
4. Stratégies de la phytoremediation	51
4.1. Phytoextraction/Phytoaccumulation	51
4.2. Phytostabilisation	53
4.3. Rhizodégradation	54
4.4. Phytodégradation	54
4.5. Phytofiltration	55
4.6. Phytovolatilisation	55
5. Efficacité	57
6. Avantages	57
7. Coûts	58
8. Limites et défis	59
9. Utilisation de biotechnologie pour la phytoremédiation	60
10. les espèces végétales phytoremédiatrices	61

11. Choix de la plante phytoremédiatrice (saules)	61
11.1. Espèces ligneuses à croissance rapide	62
12.Le potentiel de phytoremediation par le saule (Salix spp.)	63
13.Préoccupations liées à la phytoremédiation	69
14.Mécanismes de la phytoremédiation assistée par les plantes et PGPR	70
14.1. Phytoextraction assistée par les PGPR	71
14.2. Phytostabilisation assistée par les PGPR	72
14.3. Phytovolatilisation assistée par les PGPR	74

LISTE DES FIGURES

Figure 1: Schéma d'une section de racine montrant la structure de la rhizosphère	05
Figure 2 : Schéma d'une racine montrant les 6 régions principales des rhizodépôts.	08
Figure 3: Diagramme simplifié d'une racine et des rhizodépôts	09
Figure 4 : Bactéries de la rhizosphère sur une racine	10
Figure 5 : Localisation des rhizobactéries favorisant la croissance des plantes dans les racines des plantes.	11
Figure 6 : Modes d'action des rhizobactéries bénéfiques, qui conduisent à des effets de phytostimulation ou de phytoprotection du blé	12
Figure 7 : Rôle des PGPR dans different applications aux plantes.	15
Figure 8 : les interactions entre les rhizobactéries de biocontrôle favorisant la croissance des plantes (PGPR), les plantes, les pathogènes et le sol	22
Figure9: Schéma illustrant la mobilité des métaux lourds	33
Figure10: Transport vertical dans la plante entière. Le transport des éléments minéraux se fait grâce à la sève brute et à la sève élaborée dans le xylème et le phloème	41
Figure 11 : Procédés utilisés dans la phytoremédiation des métaux lourds.	49
Figure 12: Processus de la phytostabilisation des contaminants au niveau du sol.	54
Figure 13 : Schéma de la phytovolatilisation	57
Figure 14 : White Willow (<i>Salix alba</i>), Salicaceae	63
Figure 15 : Aspect morphologique des feuilles, au bout de 20 jours, et du système racinaire, au bout de 45 jours, chez des plants de <i>Salix</i> (a) témoin ou soumis à un stress attribuable au zinc : (b) 250 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, (c) 500 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ et (d) 750 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$	69
Figure 16 : Mécanisme schématique de la phytoextraction, de la phytostabilisation et de la phytovolatilisation médiées par les PGPR.	71

LISTE DES TABLEAUX

Tableau-1: Estimation du nombre d'espèces de végétaux et d'organismes du sol organisé en fonction de la largeur de leur corps	04
Tableau02: Principaux éléments métalliques essentiels et non-essentiels	26
Tableau 03: Classification périodique des éléments	27
Tableau04 : Teneurs moyennes en ETM par horizon (en mg/kg sol sec)	28
Tableau 05 : Teneurs moyennes en ETM d'une rendzine brune de la Marne (en mg/kg sol sec)	28
Tableau 06 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement	29
Tableau 07 : Contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en ETM	31
Tableau 08 : Flux des éléments trace dans l'environnement (tonne/an)	32
Tableau 09: Principaux facteurs liés au sol contrôlant le transfert des métaux lourds du sol vers le végétal	37
Tableau 10 : Valeurs limites de la concentration en plomb dans différents substrats et compartiments	41
Tableau 11: Mécanismes de la phytoremédiation et les types de contaminants pouvant être traités	57

LISTE DES ABBREVIATIONS

1O ₂	:	l'oxygène singulet
ACC	:	1-amino-cyclopropane-1-carboxylate
N ₂	:	Azote atmosphérique
As	:	Arsenic
Cd	:	Cadmium
CdCO ₃	:	Carbonate de cadmium
CFU	:	Colonie forcing unit
COV	:	Composants organiques volatiles
CCMts	:	Couche transversale de cellules minces
FBC	:	Facteur de bioconcentration
Cr	:	Chrome
Cu	:	Cuivre
Eh	:	Potentiel redox
ETM	:	Éléments Traces Métalliques
Fe	:	Fer
H ₂ O ₂	:	Hydrogen Peroxide
H ₂ PO ₄ ⁻	:	Phosphate sous forme monobasique
H PO ₄ ⁻²	:	Phosphate sous forme dibasique
LPS	:	Lipopolysaccharide
HCN	:	Hydrogen cyanide
Hg	:	Mercure
Mn	:	Manganèse
MO	:	Matière organique
MVAD	:	Mission de Valorisation Agricole des Déchets
CEC	:	Capacité d'échange de cation
Ni	:	Nickel
O ₂ ⁻	:	Ions superoxide
OH ⁻	:	Radical hydroxyl
Pb	:	Plomb
PGPR	:	Plant growth promoting rhizobacteria
AIA	:	acid indole-3-acétique
ROS	:	reactive oxygen species
RSI	:	Résistance systématique induite
Se	:	Sélénium
TCE	:	trichloréthylène
Zn	:	Zinc

Introduction générale

Introduction

Depuis la fin du XIXe siècle, et à cause de la croissance démographique, de l'urbanisation et de l'expansion des activités industrielles et agricoles, la pollution des sols par les métaux lourds a augmenté. Le sol est une ressource limitée et est considéré comme non renouvelable à l'échelle humaine. Aujourd'hui, ce patrimoine est menacé par le patrimoine passé et l'expansion des zones de développement industriel et urbain. Les sols ne sont pas isolés, ils font partie de l'écosystème. L'accumulation de métaux lourds dans le sol est intrinsèquement non dégradable et potentiellement toxique, augmentant le risque de contact avec plusieurs organismes. Par conséquent, il est non seulement nécessaire de mieux comprendre les facteurs de base qui contrôlent la mobilité et la biodisponibilité des métaux dans le sol, mais aussi de développer des solutions d'assainissement efficaces et durables pour limiter les risques liés à la pollution par les métaux et restaurer et protéger les ressources du sol (**Tatiana,2009**) .

On estime qu'un gramme de sol abrite un large nombre des bactéries et des champignons, avec autres espèces différentes (**Curtis et Sloan, 2005**). Cette diversité est à l'origine d'un très large éventail de caractéristiques physiologiques, ainsi que d'activités et de fonctions métaboliques que les bactéries peuvent exercer dans le sol.

Parmi les microorganismes ayant des effets bénéfiques, en particulier les bactéries qui favorisent la croissance des plantes, sont appelées « Plant Growth Promoting Rhizobacteria » (PGPR). En revanche, certaines de ces bactéries PGPR ont montré que ces rhizobactéries participent également au contrôle biologique des plantes en réduisant les effets néfastes des agents pathogènes des plantes et en synthétisant des antibiotiques spécifiques, favorisant ainsi le développement racinaire par la production de certaines hormones végétales dans les racines. D'autre part, il a été démontré qu'ils ont la capacité d'augmenter la biomasse et la croissance des racines, ce qui correspond à la quantité d'activité enzymatique détectable dans le sol (**Amour 2018**)

Afin de réduire les effets toxiques des métaux lourds, il existe principalement des technologies de réparation mécanique ou physique ou chimique coûteuses et détruisent les mécanismes biologiques du sol, des technologies de stabilisation / immobilisation et de désorption thermique pour éliminer les polluants (**Dahou et Rabahi,2019**)

La phytoremédiation est l'utilisation de plantes pour éliminer ou dégrader les polluants organiques et inorganiques dans le sol et l'eau. C'est l'un des principaux mécanismes

d'adaptation des halophytes, impliquant l'accumulation de molécules en réponse au stress et aussi dans la synthèse des protéines totales en induisant des gènes impliqués dans la synthèse des acides aminés (comme la proline), des sucres solubles. De plus, les espèces végétales ont développé des systèmes antioxydants grâce à l'utilisation de polyphénols et de flavonoïdes. Plusieurs espèces appartenant au genre *Atriplex* sont très adaptées aux conditions environnementales extrêmes et peuvent présenter des caractéristiques d'accumulation de métaux lourds. (**Dahou et Rabahi,2019**) .

L'objectif de ce travail est d'étudier la contamination des sols par les métaux lourds et proposer la phytoremediation en assistance des PGPR comme une solution biologique pour réduire ou éliminer l'effet toxique de ces métaux lourds (Zn ,Pb ,Cd ,Cu)

Notre document est organisé en 3 chapitres :

Chapitre 1 : présente une synthèse bibliographique sur les PGPR et leurs effets bénéfiques sur le rhizosphère et les racines.

Chapitre 2 : présente une étude sur les caractéristiques et la toxicité des métaux lourds et leurs interactions avec les bactéries du sol et les plantes.

Chapitre 3 : présente une étude sur les stratégies des plantes phytoremediatrices et l'assistance des PGPR dans la décontamination des sols.

Chapitre 1

Les bactéries

du sol

1. Diversité des organismes du sol

Le sol abrite l'une des communautés biologiques les plus complexes et les plus diversifiées de la planète. Par exemple, on estime que dans 1 mètre carré de sol de prairie permanente, il y a en moyenne 260 millions d'organismes, et dans 1 hectare de sol forestier, il y a plus d'organismes vivants que d'humains sur la terre (**Tardy 2014**).

Cette immense diversité s'explique dans une certaine mesure par la forte hétérogénéité physique et chimique du sol, les caractéristiques du microclimat et la phénologie biologique, qui, ensemble, conduisent au développement et au maintien de nombreuses niches écologiques (**Ettema & Wardle, 2002**).









Les microorganismes sont une composante essentielle du sol, principalement représentée par les champignons (eucaryotes) et les bactéries (procaryotes). Une densité de 10⁹ microorganismes par gramme de sol peut être atteinte, ainsi que de formidables niveaux de diversité : quelques dizaines à centaines de milliers de taxons ou groupes microbiens par gramme. Malgré cette fantastique diversité, seulement 7000 procaryotes ont été décrits à l'heure actuelle (**Delal, 2016**).

Au sein de cet écosystème, la classification des organismes est basée sur leur taille et sont représentés par 4 groupes ou on trouve la microflore (1-100 µm), la microfaune (5-120 µm), la mésofaune (80 µm-2 mm), et la macrofaune (500 µm-50 mm) (Tableau 1). L'inventaire des espèces a été considérablement limité par rapport aux organismes vivant au dessus du sol comme les végétaux, Malgré une classification des organismes du sol bien définie par la communauté scientifique (Table I-1). Ceci est spécialement vrai pour les organismes de petite taille (bactéries et champignons) le taux des espèces connues représente environ 1% du nombre total d'espèces présent dans le sol (**Tardy 2014**).

L'étude de métagénomés de sols contrastés en termes de caractéristiques physicochimiques et géographiques a permis d'estimer entre 2000 et 10000 le nombre d'espèces bactériennes (et donc de génomes) par gramme de sol. D'une manière générale, on considère aujourd'hui qu'un gramme de sol héberge, en fonction de ses caractéristiques physico-chimiques, plusieurs milliers d'espèces et que l'abondance de ces espèces peut varier de 10⁸ à 10¹¹ cellules par gramme de

sont (**Theodorakopoulos 2013**).

Tableau-1: Estimation du nombre d'espèces de végétaux et d'organismes du sol organisé en fonction de la largeur de leur corps (**Tardy 2014**)

Size	Group	Know species	Estimated total species	% Know
	Vascular plants	270.000	300.000	90
0.5 - 50 mm	Macrofauna			
	 Ants	8800	15.000	58,7
	 Termites	1600	3000	53,3
	Earthworms	3600	No estimate	No estimate
0.08 - 2 mm	Mesofauna			
	 Mites	20.000 – 30.000	900.000	2,2 – 3,3
	 Collembola	6500	24.000	27,1
5 - 120 µm	Microfauna			
	 Protozoa	1500	200.000	7,5
	 Nematodes	5000	400.000	1,3
1 - 100 µm	Microflora			
	 Bacteria	13000	1.000.000	1
	 Fungi	18.000 – 35.000	1.500.000	1 – 2

2. Rhizosphère

La rhizosphère, est la zone du sol qui entoure les racines des plantes où les caractéristiques biologiques et chimiques du sol sont influencées par les racines, également connue sous le nom d'entrepôt de microbes. Les bactéries de la rhizosphère peuvent être symbiotiques ou non-symbiotiques, ce qui est déterminé par le fait que leur mode d'action est directement bénéfique ou non à la plante. (**Kundan et al, 2015**).

Les composés sécrétés par les racines des plantes interviennent comme des attractifs chimiques pour un nombre massif de communautés microbiennes du sol hétérogènes, diverses et au métabolisme actif. Les produits chimiques qui sont sécrétés par les racines dans les sols sont généralement appelés exsudats racinaires. L'exsudation d'une large gamme de composés chimiques modifie les propriétés chimiques et physiques du sol et régule ainsi la structure de la communauté microbienne du sol à proximité immédiate de la surface des racines, (**Dakora et Phillips, 2002**).

En effet, certains exsudats interviennent comme des répulsifs contre les microorganismes alors que d'autres agissent comme des attractifs pour loger les microbes donc .. En outre, ces

exsudats favorisent également les interactions symbiotiques avantageux pour les plantes et bloque le développement des espèces végétales antagonistes (Nardi et al., 2000).

De plus, dans la rhizosphère les modèles d'enracinement et l'approvisionnement des plantes en nutriments disponibles sont affectés par l'activité microbienne, modifiant ainsi la qualité et la quantité des exsudats racinaires. Ensuite les microorganismes métabolisent Une fraction de ces petites molécules organiques dérivées des plantes à proximité comme sources de carbone et d'azote, et certaines molécules orientées par les microbes sont ensuite réabsorbées par les plantes pour leur développement (Kang et al., 2010).

En effet, les écoulements de carbone sont des caractéristiques essentielles dans le rôle de la rhizosphère, l'exsudation racinaire transporte environ 5 à 21 % du carbone fixé par photosynthèse vers la rhizosphère (Marschner, 1995). Ainsi, en association avec les poils des racines, et les matériaux produits par les plantes, la rhizosphère peut être déterminée comme tout volume de sol spécifiquement influencé par les racines des plantes (Dessaux et al., 2009).

En général, trois composants différents mais en interdépendance sont renommés dans la rhizosphère : la rhizosphère (sol), le rhizoplane et la racine elle-même. Parmi ceux-ci, la rhizosphère est la zone du sol influencée par les racines à cause de la libération de substrats qui influent sur l'activité microbienne. Le rhizoplane, est la surface des racines, y compris les particules de sol fortement adhérentes, tandis que la racine elle-même est un composant du système, car les tissus racinaires sont également colonisés par de nombreux micro-organismes (comme les endophytes) (Barea et al., 2005).

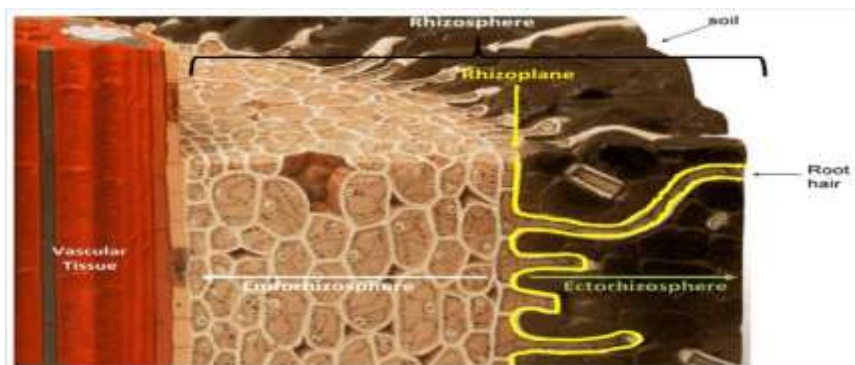


Figure 1: Schéma d'une section de racine montrant la structure de la rhizosphère (SOBTI 2013) .

3. Rhizodéposition :

Une multitude de composés organiques est libérée par les racines vivantes dans la rhizosphère : ce sont les rhizodépôts sensu stricto. Le processus de libération des rhizodépôts est nommé rhizodéposition (**marchand 2003**), est un facteur majeur déterminant la spécificité de la rhizosphère, Elle peut être divisée en :

3.1. Les sécrétions

3.1.1. Le mucilage racinaire

Le mucilage racinaire est composé de polysaccharides lié à une fraction protéique qui peut atteindre 6% de la masse totale (**Rougier, 1982; Bacic et al., 1987**). Les sucres majeurs reconnus sont l'arabinose, le galactose, le fucose, le glucose et le xylose (**Bacic et al., 1987; Osborn et al., 1999; Knee et al., 2001**).

Les cellules de la coiffe des racines sécrète le mucilage racinaire par exocytose des vésicules de Golgi (**Morre et al., 1967; Rougier, 1982**). Donc c'est un transport actif. Et à travers la paroi Le mucilage migre ensuite passivement si son degré d'hydratation et la pression de turgescence de la cellule sont suffisants.

Sinon, il s'accumule entre la paroi et la membrane plasmique (**Morre et al., 1967**).

Le mucilage s'hydrate jusqu'à avoir une teneur en eau de 100 000% de sa masse à sec en présence d'eau libre (**McCully et Boyer, 1997**). Il forme alors une gouttelette gélatineuse bien visible au niveau des apex racinaires

3.1.2. Les autres sécrétions

En dehors du mucilage, de très nombreuses molécules sont sécrétées activement dans le sol par les racines en réponse aux caractéristiques de l'environnement. Ces molécules sont généralement des métabolites secondaires, des enzymes, des polypeptides et des protéines. Elles interviennent dans plusieurs processus

3.2. Les cellules de la coiffe

La coiffe racinaire est une structure constituée de plusieurs couches de cellules qui synthétisent le mucilage et qui s'exfolient à la périphérie lors de la progression de la racine dans le sol. En opposition, la coiffe est toujours renouvelée par un méristème interne qui est propre, Cette "couche d'usure" naturelle permet la protection de méristème apical des agressions physiques (abrasion), chimiques (métaux lourds, molécules toxiques) et biologiques (agents pathogènes) présents dans le sol (**Hawes et al., 1998**) tout en diminuant les forces de frottement subies par la racine en croissance (**Bengough et al 2011**)

3.3. Les exsudats

Les exsudats, au sens strict, sont des composés solubles dans l'eau et de faibles masses moléculaires, qui diffusent passivement vers le milieu extérieur. Ainsi, la quantité d'exsudats libérée par les racines dans le sol dépend directement du gradient de concentration de composés solubles entre l'intérieur et l'extérieur des racines. Ce gradient est maintenu à la fois par la fourniture de composés solubles aux tissus racinaires et par la dégradation des exsudats dans le sol. Les sites de libération des exsudats sont importants car ils déterminent la localisation et la distribution des micro-organismes dans la rhizosphère (**Grayston *et al.*, 1996; Semenov *et al.*, 1999**).

Les exsudats se trouvent généralement localisés à proximité des apex racinaires. En effet, la diffusion des exsudats s'effectue particulièrement à l'arrière de l'apex racinaire, au niveau de la zone d'élongation, des poils absorbants et des ramifications (**McDougall et Rovira, 1970 ; McCully et Canny, 1985**).

3.4. Les produits de la lyse cellulaire

Les cellules de l'épiderme racinaire et une partie des cellules corticales peuvent dégénérer, sous l'effet de l'âge, des microorganismes et des conditions physicochimiques du sol alors que la racine reste vivante et fonctionnelle (**McCully, 1999**). La période de vie des poils absorbants est particulièrement courte. De l'ordre de quelques jours si l'on en juge par les lyses cytoplasmiques observées dès l'âge de 4 jours chez le maïs (**Fusseder, 1987**). La libération d'une lyse du contenu cellulaire dans la rhizosphère est entraînée par la dégénérescence des cellules racinaires. Les quantités de carbone résultant de ces phénomènes sont inconnues.

3.5. Substances sécrétées

Les substances sécrétées sont des composés de poids moléculaire le plus souvent élevé. Elles sont représentées par les mucilages, les polymères de carbohydrates et les enzymes. Leur libération dans le sol est dépendante du métabolisme énergétique. Elles jouent un rôle très important dans le maintien de la stabilité du sol (**Berkani *et al.* 2017**).

3.6. Les Gaz

Comme l'éthylène et le CO₂, et autres composés volatiles.

La rhizodéposition a un rôle important dans l'assimilation photosynthétique de la plante. 30 à 60 % du carbone net fixé par la plante sont transférés aux racines, parmi ce taux 4% à 70% peuvent être dispersés dans la rhizosphère. Les plantes pérennes profitent de l'avantage de leur productivité dans le système racinaire que les plantes annuelles. Ceci peut être relié à leur besoin de résister les périodes prolongées de stress. Les graminées investissent entre 10 et 50 % des photosynthétats dans l'exsudation racinaire, et le transfert de carbone dans le sol par *L. perenne* (graminée pérenne) est déterminé entre 8% et 28% du carbone assimilé (TARNAWSKI 2004).

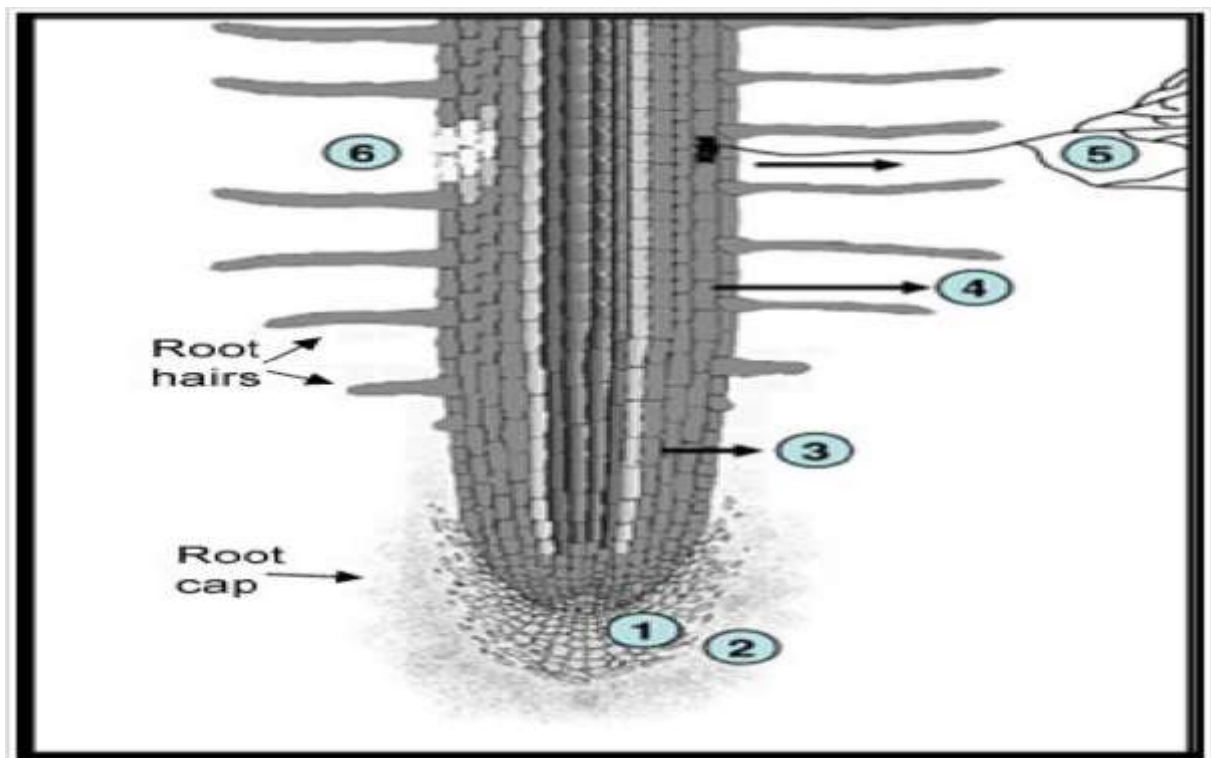


Figure 2 : Schéma d'une racine montrant les 6 régions principales des rhizodépôts. 1 perte des cellules de la calotte et des cellules de bordure, 2 perte de mucilage insoluble, 3 perte d'exsudats racinaires solubles, 4 perte de carbone organique volatil, 5 perte de C pour les symbiotes, 6 perte de C due à la mort et à la lyse des cellules épidermiques et corticales des racines (Nabors 2008)

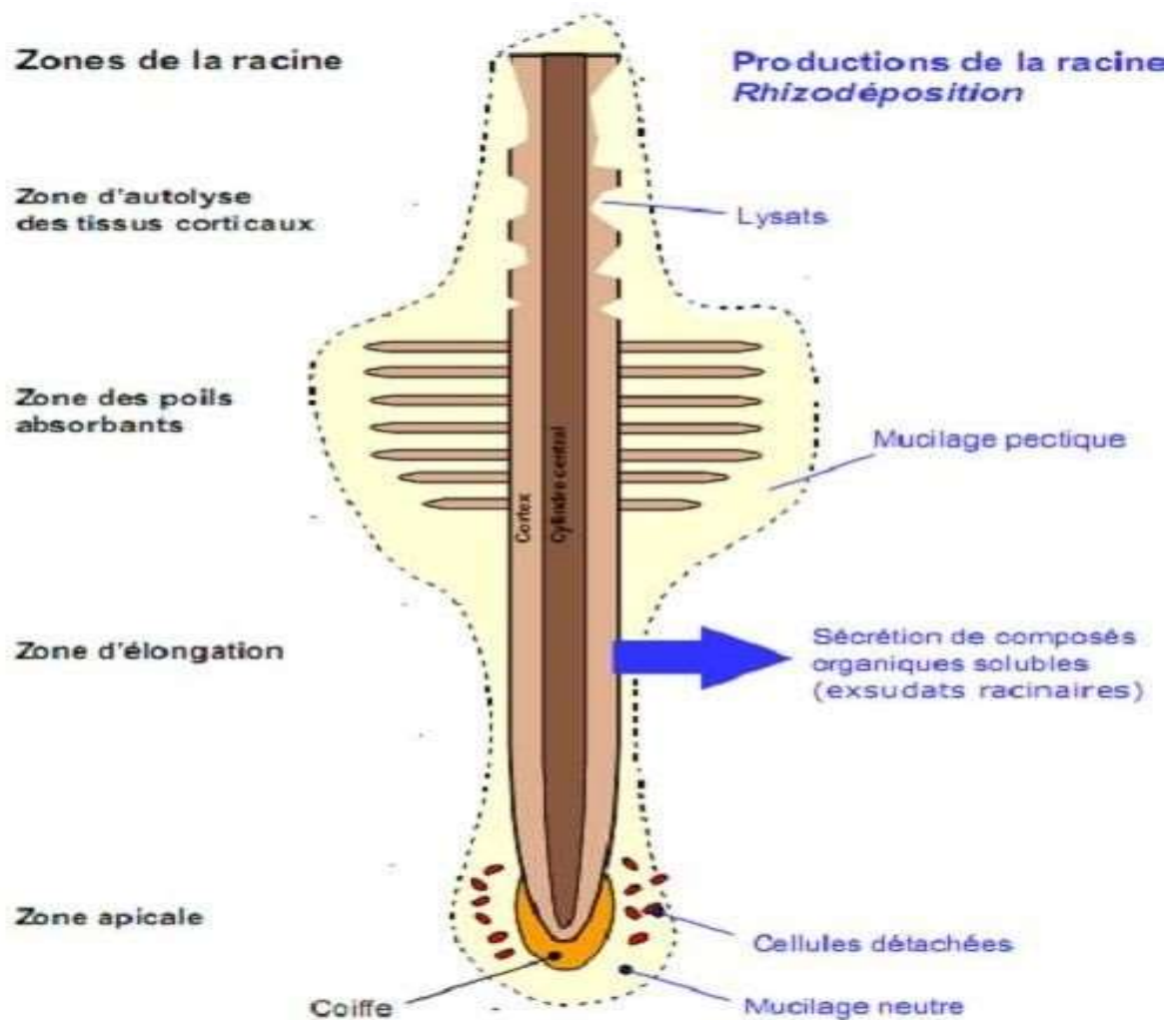


Figure 3: Diagramme simplifié d'une racine et des rhizodépôts (Ouserire,2009).

4. les bactéries rhizosphérique

Ce sont des bactéries qui ont la capacité de se multiplier et entrer en compétition avec les autres autres micro-organismes de rhizosphère pour coloniser cette zone riche en nutriments. Le succès des bactéries dans la rhizosphère est déterminé par leur connexion, l'effet et l'influence sur les plantes. Ils peuvent avoir un effet positif, négatif ou neutre sur la croissance des plantes. Presque 5% des rhizobies peuvent favoriser la croissance des plantes et leur protection des agents pathogènes tels que les bactéries, les moisissures et les nématodes. L'immunisation des graines avec des bactéries rhizosphériques bénéfiques augmente généralement le rendement d'environ 10 à 30%. Ces bactéries sont regroupées sous les noms de Rhizobium Promoting Plant Growth (RFGP) ou Plant Growth Promoting Rhizobacteria (PGPR) (Amour 2018).



Figure 4 : Bactéries de la rhizosphère sur une racine

5. Les PGPR

Les plantes pendant leur croissance et leur développement ont toujours concret une relation symbiotique avec les microbes du sol (bactéries et champignons). Le site symbiose entre les microorganismes du sol habitant la rhizosphère de nombreuses espèces végétales et vivant en indépendance et ont divers effets bénéfiques sur la plante hôte. (**Raza et al., 2016a, Raza et al., 2016b**) sont généralement appelés rhizobactéries favorisant la croissance des plantes (PGPR) à travers différents mécanismes tels que la fixation de l'azote et la nodulation (Fig. 4). Elles tendent à défendre la santé des plantes d'une manière écologique (**Akhtar et al., 2012**). Les PGPR et leurs interactions avec les plantes sont utilisées commercialement et ont des applications scientifiques pour l'agriculture durable (**Gonzalez et al., 2015**). Les applications de ces associations ont été étudiées sur l'avoine, le colza, le soja, pomme de terre, maïs, pois, tomate, lentille, orge, blé, radicchio et concombre (**Gray et Smith, 2005**).

Afin de le rendre dynamique pour le renouvellement et durable pour la production végétale, les PGPR sont impliqués dans diverses activités biotiques de l'écosystème du sol, (**Gupta et al., 2015**). Ils colonisent de manière compétitive le système racinaire des plantes et améliorent la croissance des plantes par différents mécanismes, notamment la solubilisation du phosphate (**Ahemad et Khan, 2012**), la fixation de l'azote (**Glick, 2012**), Solubilisation du potassium (**Parmar et Sindhu, 2013**), la production d'acide indole-3-acétique (IAA), de sidérophores (Jahanian et al., 2012), 1-amino-cyclopropane-1-carboxylate (ACC) désaminase, et le cyanate d'hydrogène (**Liu et al., 2016**) ; la dégradation des polluants environnementaux, et la production d'hormones et d'antibiotiques ou d'enzymes lytiques. (**Xie et al., 2016**). En outre, certains PGPR peuvent pareillement retenir des marques plus spécifiques, tels que les activités de détoxification des métaux lourds, la tolérance à la salinité et le contrôle biologique des phytopathogènes et des insectes (**Egamberdieva et Lugtenberg, 2014**).

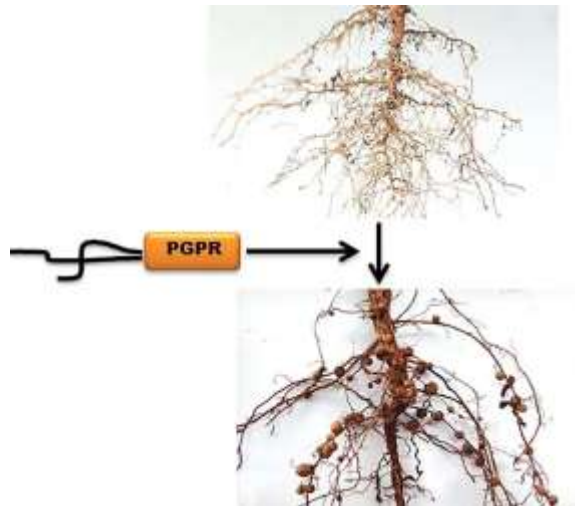


Figure 5 : Localisation des rhizobactéries favorisant la croissance des plantes dans les racines des plantes.

6. Les Effets Benefiques Des PGPR

Les PGPR présentent différents mécanismes d'action sur la plante (figure 5). Certaines de ces bactéries ont des effets phytobénéfiques directs, par exemple *via* la réduction de l'azote atmosphérique N_2 en ammoniacque NH_3 . Cette fixation de l'azote s'effectue à l'état libre sur la racine ou dans les tissus racinaires en cas de PGPR endophytes, et une partie de l'azote fixé peut être acquise par la plante (Behl *et al.*, 2012). Ces bactéries fixatrices d'azote sont présentes dans la rhizosphère du blé (Venieraki *et al.*, 2011), et leur inoculation peut permettre d'augmenter le rendement du blé (Behl *et al.*, 2012 ; Neiverth *et al.*, 2014). Leur diversité et leur activité varient selon le cultivar (Manske *et al.*, 2000 ; Venieraki *et al.*, 2011). Des effets positifs des PGPR sur la disponibilité du phosphore dans la rhizosphère sont également connus (Vacheron *et al.*, 2013).

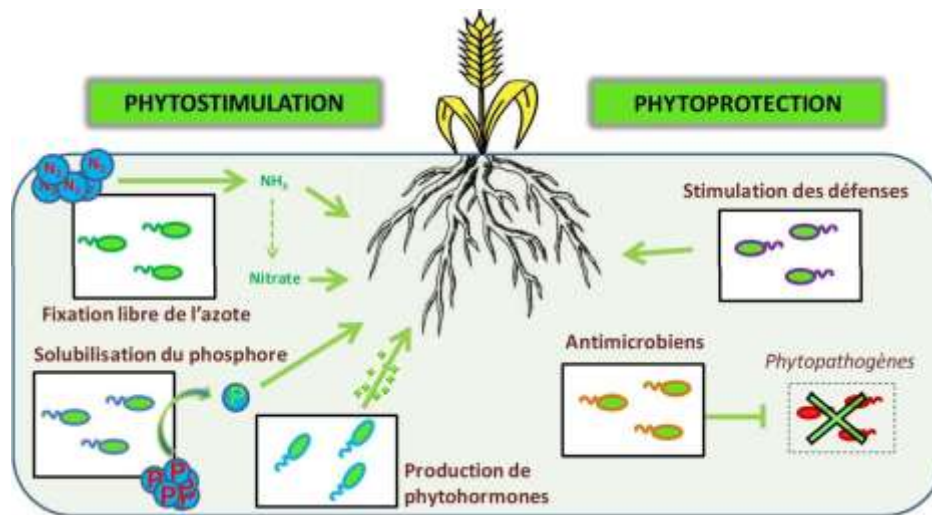


Figure 6 : Modes d'action des rhizobactéries bénéfiques, qui conduisent à des effets de phytostimulation ou de phytoprotection du blé (Vacheron *et al*, 2013)

7.Mode d'action des PGPR

6.1. Effets directs des PGPR

Les PGPR participent à augmenter la disponibilité des nutriments et des phytohormones dans la rhizosphère, ceci stimule directement le développement et la croissance de la plante, les mécanismes les plus importants sont cités ci-dessous. (Amour 2018)

7.1.1. Fixation biologique de l'azote

L'un des principaux mécanismes par lequel les plantes bénéficient de l'association microbienne est la fixation biologique de l'azote par les bactéries du sol. L'azote est une source d'aliment essentiel bien reconnue pour la croissance et le développement des plantes. (Amour,2018)

L'utilisation de bio-engrais comme les bactéries fixatrices d'azote peut améliorer la productivité et constitue une solution applicable qui contribue à diminuer la pollution causée par l'utilisation d'engrais chimiques, à baisser le coût de la production et à préserver l'environnement. Ainsi, (Figueiredo *et al*. 2008) ont rapporté que l'utilisation de PGPR pour le développement durable de l'environnement et de l'agriculture a considérablement augmenté au cours des deux dernières décennies dans plusieurs régions du monde. Les microorganismes prennent une grande importance dans l'agriculture en améliorant la circulation des éléments

nutritifs (Sahin *et al.*, 2004; Orhan *et al.*, 2006). Des corrélations symbiotiques ou non symbiotiques entre les microbes et les plantes accomplissent Ce processus biologique (Shridhar, 2012). Les PGPR, qui sont les plus constamment rendus pour fixer le N₂ atmosphérique dans le sol, incluent des souches de *Rhizobium sp.*, *Azoarcus sp.*, *Beijerinckia sp.*, *Pantoea agglomerans*, et *K. pneumoniae*. (Ahmad et Kibret, 2014)

Les bactéries fixatrices d'azote associées à la rhizosphère sont de plus en plus utilisées dans les cultures des non légumineuses comme la betterave sucrière, la canne à sucre, le riz, le maïs, et le blé (Dobereiner, 1997; Hecht-Buchholz, 1998; Sahin *et al.*, 2004). Parmi les bactéries fixatrices d'azote non-symbiotiques les plus importantes appartiennent à plusieurs espèces : *Azoarcus sp.*, *Gluconacetobacter diazotrophicus*, *Herbaspirillum sp.*, *Azotobacter sp.*, *Achromobacter*, *Acetobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Azospirillum*, *Azomonas*, *Bacillus*, *Beijerinckia*, *Clostridium*, *Corynebacterium*, *Derxia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Pseudomonas*, *Rhodospirillum*, *Rhodopseudomonas* et *Xanthobacter*. *Azospirillum* est le représentant des PGPR, plusieurs expériences à travers le monde ont évaluées ses capacités (Burdman *et al.*, 2000; Dobbelaere *et al.*, 2003; Vessey, 2003; Lucy *et al.*, 2004; Ramirez et Mellado, 2005). De plus, des espèces de *Pseudomonas*, *Bacillus* (Glick *et al.*, 1994a; Alam *et al.*, 2001; Cakmakci *et al.*, 2001; Kokalis-Burelle *et al.*, 2002), et d'autres bactéries endophytiques telles que *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Burkholderia* et *Stenotrophomonas*, ont attiré l'attention de nombreux chercheurs ces dernières années en raison de leur association avec des cultures importantes et leur potentiel à améliorer la croissance des plantes (Chélius et Triplett, 2000; Verma *et al.*, 2001; Dong *et al.*, 2003; Ramirez et Mellado, 2005).

7.1.2. Solubilisation du phosphate

Pour garantir une croissance idéale, les plantes ont besoin des quantités importantes de phosphore qui est le deuxième nutriment le plus essentiel, car il joue un rôle important dans presque tous les processus métaboliques majeurs, y compris le transfert d'énergie, la transduction du signal, la respiration, la biosynthèse macromoléculaire et la photosynthèse (Anand *et al.*, 2016). Cependant, 95 à 99 % du phosphore présent se trouve sous des formes insolubles, immobilisées ou précipitées. Il est donc difficile pour les plantes de l'absorber. Les plantes n'absorbent le phosphate que sous forme monobasique (H₂PO₄⁻) et dibasique (HPO₄⁻²).

Les bactéries solubilisatrices de phosphate ont le pouvoir de la solubilisation et la minéralisation du phosphore qui sont des caractéristiques importantes qui peuvent être obtenues par les PGPR

Diverses bactéries du sol solubilisent le phosphore inorganique synthétisent Les acides organiques de faible poids moléculaire (Sharma et al., 2013).

La biodisponibilité limitée du phosphore du sol combiné au fait que cet élément est essentiel pour la croissance des plantes signifie que l'incapacité d'obtenir du phosphore suffisant limite souvent la croissance des plantes.

D'autre part, la minéralisation du phosphore organique se produit par la synthèse d'une variété de différentes phosphatases, catalysant l'hydrolyse des esters phosphoriques. Il est important de noter que la solubilisation des phosphates et la minéralisation peuvent coexister dans la même souche bactérienne.

Malheureusement, en raison de résultats variables, l'application commerciale des PGPB solubilisant le phosphate a été assez limitée. En fait, les effets positifs les plus cohérents de l'application de bactéries solubilisatrices de phosphate sont observés lorsque ces bactéries sont coïnoculées avec des bactéries ayant d'autres capacités physiologiques telles que la fixation de l'azote, ou avec des champignons mycorhiziens ou non mycorhiziens (Glick, 2012).

7.1.3. Solubilisation du potassium

Le potassium est le troisième élément macronutritif indispensable à la croissance des plantes. La concentration de potassium soluble est généralement très faible dans le sol avec plus de 90 % du potassium existe sous la forme de minéraux insolubles de roche et de silicate (Parmar et Sindhu, 2013). La déficience en potassium est devenue une contrainte majeure pour la production végétale. Il est obligatoire de trouver une source alternative endémique de potassium pour garder le statut du potassium et l'absorption par les plantes dans les sols pour maintenir la production agricole car Sans potassium adéquat, les plantes ont des racines peu développées, une faible production de graines, un taux de croissance lent et un rendement plus faible (Kumar et Dubey, 2012).

Des études approfondies ont été réalisées sur La capacité des PGPR à solubiliser le potassium en produisant et en sécrétant des acides organiques a été largement étudiée. Les PGPR solubilisant le potassium, tels que *Acidithiobacillus sp.*, *Bacillus edaphicus*,

Ferrooxidans sp., *Bacillus mucilaginosus*, *Pseudomonas sp.*, *Burkholderia sp.* Et *Paenibacillus sp.* À partir de minéraux potassiques dans les sols ces PGPR ont été signalés comme libérant le potassium sous une forme accessible (Liu et al, 2012). Ainsi, l'application de PGPR solubilisant le potassium en tant que biofertilisant pour progresser l'agriculture peut diminuer l'emploi de produits agrochimiques et favoriser la production agricole écologique (Fig. 4) (Setiawati et Mutmainnah, 2016)

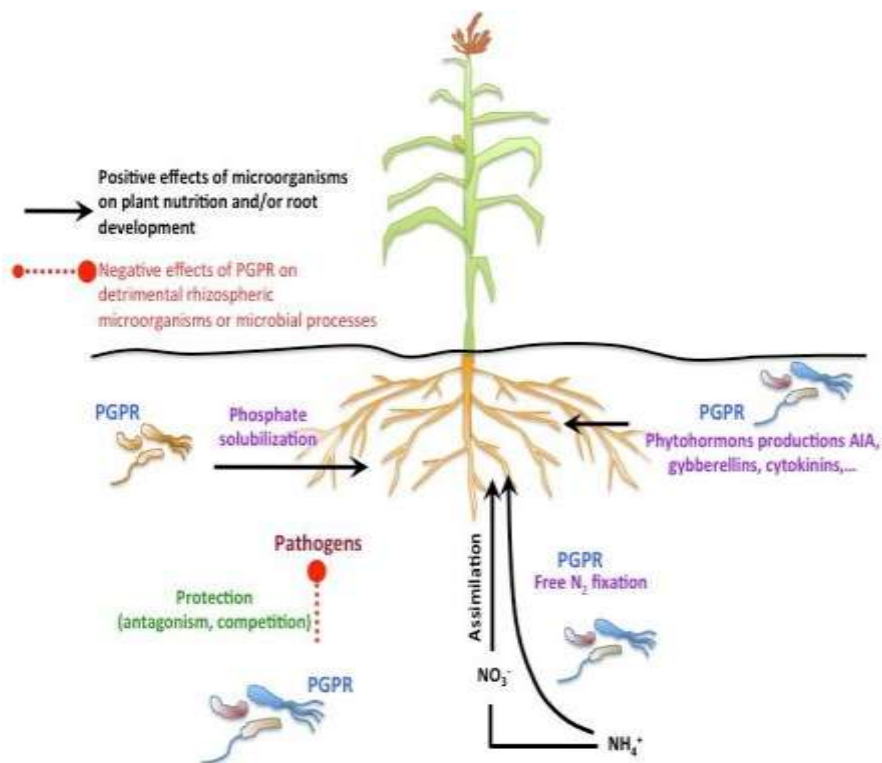


Figure 7 : Rôle des PGPR dans different applications aux plantes.

7.1.4. La production de phytohormones

La production de phytohormones par les bactéries est le mécanisme le plus communément suggéré pour expliquer les effets des P.G.P.R sur les plantes. Les phytohormones sont responsables du développement des plantes et leur permettent de supporter différentes conditions de stress (Shaterian et al., 2005). Certaines rhizobactéries ont le pouvoir de produire des phytohormones, notamment des cytokinines, des auxines, des gibbérellines, et de l'éthylène, qui ont un rôle dans différents processus de croissance chez les plantes, en particulier la multiplication des cellules, ce qui entraîne une augmentation de l'expansion des cellules et des racines (Glick, 2014 ; Kaur et al., 2016).

7.1.4.1. Auxines

Nombreux aspects du développement des plantes sont influencés par les auxines (Halliday et al., 2009 ; Grossmann, 2010). La plus essentielle (et bien connue) est l'acide indole-3-acétique (IAA), qui est produite par différents micro-organismes.

Chez les plantes, cette hormone joue un rôle essentiel dans la division cellulaire, le développement des fruits et la régénération des feuilles (McSteen, 2010). L'IAA stimule la croissance de nombreuses parties des plantes, telles que les racines, les feuilles et les fleurs (Phillips et al., 2011). Chez les dicotylédones, l'IAA induit la formation de racines latérales, tandis que chez les monocotylédones, l'IAA induit la formation de racines adventives (McSteen, 2010).

L'IAA peut avoir des effets bénéfiques ou néfastes sur le développement des plantes. De nombreuses bactéries ont la capacité de synthétiser l'IAA, y compris les bactéries bénéfiques et les agents pathogènes des plantes (Duca et al., 2014). Plus de 80% des bactéries isolées de la rhizosphère sont des producteurs d'IAA (Patten et Glick, 1996; Khalid et al., 2004a). L'IAA est responsable d'une partie du système de communication et de signalisation entre les plantes et les bactéries de la rhizosphère (Spaepen et al., 2007).

7.1.4.2. Cytokinines

Les cytokinines sont gouvernantes de la formation des bourgeons, de l'inhibition de l'élongation des racines, et du perfectionnement de la subdivision cellulaire et du développement des racines, aussi sont pareillement un type de régulateur d'accroissement (Porcel et al., 2014 ; Jha et Saraf, 2015). Spécifiquement, elles sont inévitables pour l'amélioration du cycle cellulaire (Schaller et al., 2015). Également, la fonction du méristème, l'architecture du système racinaire, la formation des organes latéraux des bourgeons et l'évolution des organes reproducteurs sont déterminées par l'équilibre entre les auxines et les cytokinines (Schaller et al., 2015).

Certaines souches de *Paenibacillus polymyxa*, *Azotobacter species.*, *Rhizobium species.*, *B. subtilis*, *Rhodospirillum rubrum*, *Pseudomonas fluorescens*, *Pantoea agglomerans*, sont capables de constituer des cytokines (de Salamone et al., 2001 ; Glick, 2012).

7.1.4.3. Gibbérellines

Les rhizobactéries libèrent les gibbérellines qui sont une autre classe essentielle de phytohormones; Ces composés sont responsables de différents processus des plantes supérieures, tels que la germination des graines, l'élongation et la fructification de la tige, le processus de floraison (**Saleem et al., 2015**). La division et l'élongation cellulaire est positivement organisé par Les gibbérellines, En stimulant l'augmentation des hypocotyles et des tiges, ils ont un effet positif sur la taille des méristèmes des racines et des feuilles (**Martínez et al., 2018**). Aussi La gibbérelline peut aider l'augmentation du xylème et l'augmentation des bourgeons et peut pareillement réduire l'accroissement des racines (**Guo et al., 2015 ; Wang et al., 2015**).

La déclaration des différentes études dévoilé que certaines plantes ayant des bactéries constructrices de gibbérelline dans leurs rhizosphères découvrent de meilleurs taux de croissance (**Poupin et al., 2013 ; Vacheron et al., 2013**). Certaines espèces bactériennes productrices de gibbérelline comprennent *Bacillus amyloliquefaciens* (**Shahzad et al., 2016**), *Enterococcus faecium* (**Wang et al., 2015**), *Sphingomonas spp.* (**Khan et al., 2014**) et le *Bacillus pumilus* (**Joo et al., 2004**).

7.1.4.4. Éthylène

Des études ont prouvé qu'A faible concentration, l'éthylène est éventuellement vif dans la maturation des fruits et des pousses, la germination des graines, la sénescence des feuilles, le flétrissement des fleurs, l'initiation des fleurs, l'élongation et l'embranchement des racines, la composition des nodules et l'abscission des feuilles (**Reid, 1988**). L'éthylène peut être toxique pour les plantes, provoquant une défoliation, une inhibition de la croissance des racines et une sénescence prématurée a des concentrations très élevées (**Vacheron et al., 2013**). Quand les plantes sont soumises à divers stress, pareils que des infections, des inondations, des sécheresses et même la présence de métaux probablement toxiques, elles fabriquent des précurseurs d'éthylène, à savoir le 1-aminocyclopropane-1-carboxylate (ACC) (**Reid, 1988 ; Li et al., 2005 ; Liu et al., 2013**).

6.2. Effets indirecte de PGPR

Les effets indirects des micro-organismes sur la promotion de la croissance des plantes comprennent la production d'agents de lutte biologique qui inactivent ou tuent les agents pathogènes, offrant ainsi un environnement sain pour les plantes (Naik et al., 2019). L'antibiose, la compétition, La production d'enzymes lytiques (chitinase et glucanase) qui ont une capacité antibactérienne et compétitive à hydrolyser les parois cellulaires fongiques est considérée comme un mécanisme indirect pour favoriser la croissance (Bhattacharyya et Jha, 2012). Les bactéries peuvent également améliorer indirectement la croissance des plantes en inhibant les agents pathogènes et en améliorant l'immunité innée des plantes contre les agents pathogènes. (Tabassum et al., 2017).

6.2.1. Compétition pour l'espace et les nutriments

Dans certains cas, afin d'éliminer les pathogènes fongiques, les bactéries de la rhizosphère à croissance rapide peuvent entrer en compétition pour le carbone et l'énergie (Kamilova et al., 2005). Pour avoir un effet bénéfique sur la plante et être capable de rivaliser pour les nutriments dans la rhizosphère, Le PGPR doit être présent dans les racines en nombre suffisant (Haas et Defago, 2005). En plus du taux de croissance inhérent, d'autres propriétés qui améliorent la colonisation des racines comprennent la mobilité (présence de flagelles), le chimiotactisme, le lipopolysaccharide (LPS), la capacité à synthétiser des vitamines et des macromolécules, et la disponibilité de composés sécrétés par les racines (Lugtenberg et Kamilova, 2009).

6.2.2. Production de sidérophores

Certaines bactéries synthétisent des molécules chélatrices de fer de faible poids moléculaire appelées sidérophores afin d'obtenir du fer pour leur croissance et leur développement (Shaikh et Sayyed, 2015 ; Mhlongo et al., 2018).

Le fer est l'un des éléments les plus abondants sur terre et ne peut pas être utilisé pour l'absorption directe par les plantes et les micro-organismes, car le fer existe principalement sous forme de Fe^{3+} dans la nature, généralement sous forme d'hydroxydes et d'oxyhydroxydes insolubles (Rajkumar et al., 2010). Afin d'absorber efficacement le fer, les

plantes ont développé deux stratégies: La première consiste à libérer des composés organiques qui ont la capacité de chélater le fer, le rend plus soluble lorsqu'il est répandu dans les plantes, et réduit et absorbé par les systèmes enzymatiques présents dans les membranes cellulaires végétales.

La seconde stratégie consiste à absorber le complexe formé par le composé organique et le Fe⁺³, où le fer est réduit à l'intérieur de la plante et facilement absorbé. Certaines bactéries de la rhizosphère ont la capacité de libérer des molécules chélatrices de fer dans la rhizosphère et servent donc à attirer le fer vers la rhizosphère où il peut être absorbé par la plante (**Payne, 1994**).

La concentration de sidérophores dans le sol est d'environ 10-30 M. Les organismes les plus étudiés qui libèrent des sidérophores de type pyocheline et pyoverdine sont les bactéries productrices de sidérophores appartiennent généralement au genre *Pseudomonas*, *Pseudomonas fluorescens* et *Pseudomonas aeruginosa* sont (**Haas et Défago, 2005**). Les bactéries productrices de sidérophores sont capables de stimuler la croissance des plantes directement, par améliorant de leur nutrition en Fe, ou indirectement, par inhibant l'activité des agents pathogènes des plantes dans la rhizosphère, ce qui limite leur disponibilité en Fe (**Ma et al., 2011**). Les rhizobactéries productrices de sidérophores améliorent la santé des plantes à plusieurs niveaux : amélioration de la nutrition en fer, réduire la croissance d'autres micro-organismes avec la libération de leur molécule antibiotique, limiter le fer disponible pour le pathogène ce qui entrave la croissance des pathogènes, généralement des champignons, qui sont incapables d'absorber le complexe fer-sidérophore (**Shen et al 2013**).

Plusieurs espèces bactériennes sont capables de produire des sidérophores, notamment *Azospirillum* (**Banik et al., 2016**), *Nocardia* (**Hoshino et al., 2011 ; Soutar et Stavrinides, 2018**), *Bacillus* (**Kesaulya et al, 2018 ; Pourbabae et al., 2018**), *Pantoea* (**Burbank et al., 2015**), *Pseudomonas* (**Baune et al, 2017 ; Deori et al., 2018 ; Pourbabae et al., 2018**), *Azotobacter* (**Romero-Perdomo et al., 2017**), *Paenibacillus* (**Liu et al., 2017**), *Dickeya* (**Sandy et Butler, 2011**), *Klebsiella* (**Zhang et al., 2017 ; Bailey et al., 2018**), *Serratia* (**Lee et al., 2017**) et *Streptomyces* (**Schutze et al., 2015 ; Gáll et al., 2016 ; Goudjal et al., 2016**).

6.2.3. Production de chitinase et de glucanase

La production d'enzymes dégradant la paroi cellulaire est l'un des principaux mécanismes utilisés par les agents de biocontrôle pour lutter contre les pathogènes du sol (Chet *et al* 1990 ; Kobayashi *et al* 2002). Les enzymes dégradant la paroi cellulaire telles que la β -1,3-glucanase, la chitinase, la cellulase et la protéase sécrétées par les souches de biocontrôle de PGPR exercent un effet inhibiteur direct sur le développement hyphale des pathogènes fongiques en dégradant leur paroi cellulaire. La chitinase dégrade la chitine, un polymère linéaire insoluble de β -1, 4-N-acétyl-glucoseamine, qui est le principal composant de la paroi cellulaire des champignons. La β -1,3-glucanase synthétisée par des souches de *Paenibacillus* et *Streptomyces* spp. Peut facilement dégrader les parois cellulaires fongiques du *F. oxysporum* pathogène, est rapportée (Compant *et al* 2005). De manière similaire, *Bacillus cepacia* synthétise la β -1,3-glucanase, qui détruit les parois cellulaires des pathogènes du sol *R. solani*, *P. ultimum*, et *Sclerotium rolfsii* (Compant *et al.*, 2005). Les agents de biocontrôle potentiels ayant des activités chitinolytiques comprennent *B. licheniformis*, *B. cereus*, *B. circulans*, *B. subtilis* et *B. thuringiensis* (Sadfi *et al* 2001). Parmi les bactéries Gram-négatives, *Serratia marcescens*, *Enterobacter agglomerans*, *Pseudomonas aeruginosa*, et *P. fluorescens* ont été trouvés pour posséder des activités chitinolytiques (Neiendam-Nielsen *et Sørensen*, 1999).

6.2.4. Production d'antibiotiques

Les antibiotiques sont des toxines de faible poids moléculaire produites par la communauté bactérienne, sont capables d'éliminer ou de réduire la croissance d'autres microorganismes (Bakker *et al.*, 2013). Certaines bactéries rhizosphériques ont été identifiées comme producteurs des antibiotiques et des toxines (Nakkeeran *et al.*, 2013). Il s'agit notamment des amphysines, des phénazines, du 2-4-diacétylfloroglucinol, de la piolutéorine, de la pyrrolnitrine, du cyanure d'hydrogène (HCN), des oomycines, de la polymyxine, de la circuline, de la colistine, de la tensine, de la tropolone et des lipopeptides cycliques (Maksimov *et al.*, 2011 ; Pandya *et Saraf*, 2014 ; Wani *et Khan*, 2014 ; Sherathia *et al.*, 2016).

Les bactéries peuvent sécréter plusieurs substances, tandis que d'autres peuvent produire une seule substance antibiotique (Reimer *et Bode*, 2014 ; Majed *et al.*, 2016). La synthèse des antibiotiques est fortement affectée par la disponibilité des nutriments et les stimuli environnementaux à proximité (Choudhary *et al.*, 2007).

Les rhizobactéries du genre *Bacillus* sont les plus importantes pour la production d'antibiotiques (**Jayaprakashvel et Mathivanan, 2011**). *B. amyloliquefaciens* et *B. subtilis* sont décrits comme producteurs d'une grande variété d'antibiotiques antibactériens et antifongiques, y compris la subtiline, la bacillisine et l'émicobacilline (**Leclere et al., 2005 ; Chang et al., 2007**).

6.2.5. Résistance systématique induite (RSI)

La RSI est définie comme une capacité défensive accrue des plantes en réponse à divers agents pathogènes, induite par des microorganismes bénéfiques présents dans la rhizosphère (**Conrath et al., 2015**). Le processus où le traitement de la plante par les PGPR provoque la défense de l'hôte comme indiqué par la réduction de la sévérité ou de l'incidence de la maladie causée par des pathogènes qui sont spatialement séparés de l'agent inducteur est appelé RSI (**van Loon et al 1998**). La majorité du temps, une augmentation du niveau de résistance basale à plusieurs pathogènes simultanément est constituée par le caractère non spécifique de la résistance induite, ce qui est considéré bénéfique dans des conditions naturelles où de multiples pathogènes restent présents (**Van Loon & Bakker, 2006 ; Thakker et al 2011 ; Thakker et al 2007**).

Les PGPR telles que les souches de *Pseudomonas* sont connues pour induire une résistance systémique chez l'oeillet, le radis et Arabidopsis, où la "chaîne latérale antigénique O" des lipopolysaccharides de la membrane externe de la bactérie agit comme un déterminant inducteur, tandis que les sidérophores de *pseudobactine* produits par les souches de *Pseudomonas* induisent une résistance systémique chez le tabac et Arabidopsis. Un autre type de sidérophore, la pseudomanine produite par des souches de *Pseudomonas* induit la production d'acide salicylique dans le radis, ce qui renforce finalement la défense de la plante (**Van Loon & Bakker, 2006**). Ainsi, un signal qui se propage de manière systémique dans la plante et augmente la capacité de défense des tissus distants contre l'infection ultérieure par les pathogènes est produit par l'induction de rhizobactéries dans les racines de la plante (**Thakker et al 2012**).

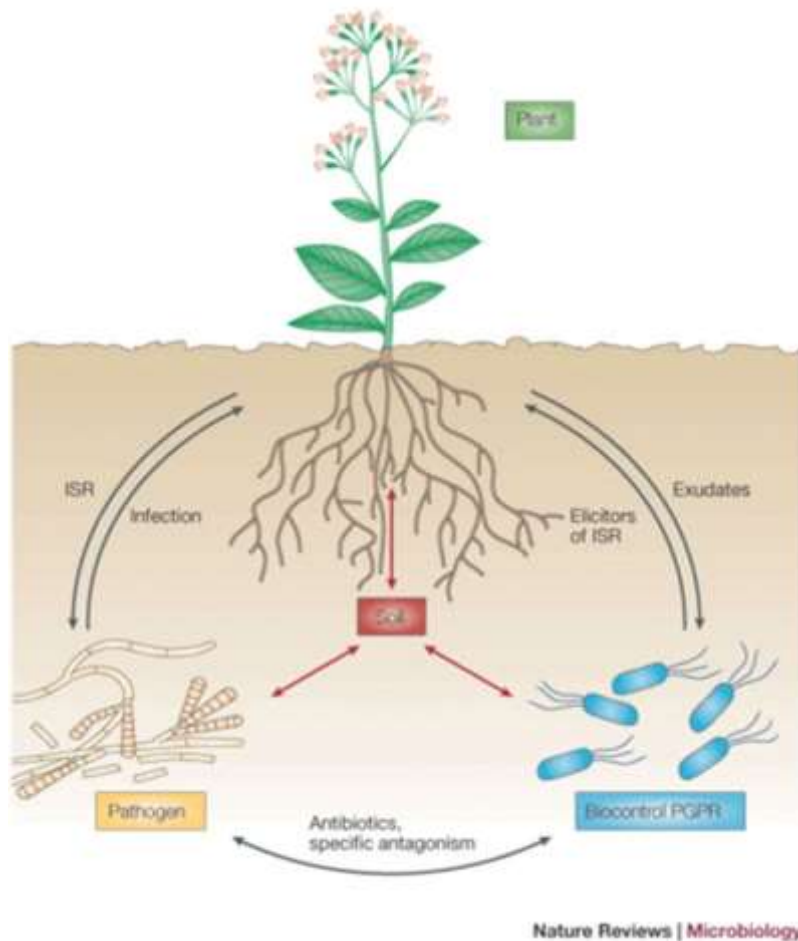


Figure 8 : les interactions entre les rhizobactéries de biocontrôle favorisant la croissance des plantes (PGPR), les plantes, les pathogènes et le sol (Haas, D. & Defago, G. 2005)

6.2.6. Les PGPR comme marqueurs de stress abiotique

À un large éventail de stress environnementaux tels que les températures élevées, le froid, la sécheresse, la salinité, l'alcalinité, les UV et les infections par des pathogènes dont les plantes sont exposées. Le stress abiotique est la première cause de perte de récoltes dans le monde, avec plus de 30%. à cause de la réduction de la photosynthèse, de la respiration et de la synthèse des protéines la salinité est considérée comme l'un des principaux stress abiotiques qui limite le rendement des cultures (Ahmad et Prasad, 2011). Des désordres nutritionnels dans les plantes qui entraînent des carences en plusieurs nutriments et une augmentation drastique des niveaux de Na^+ sont provoquées par la salinité (Zahedi *et al* 2012). Un stress hyperionique et hyperosmotique est le principal effet du stress de la salinité qui provoque un stress oxydatif chez les plantes dans les cas graves (Parvaiz *et al* 2012). Le stress oxydatif est

responsable de la génération d'espèces réactives de l'oxygène (ROS) qui sont délétères pour les plantes (**Azooz et al 2011**). Les ROS tels que le peroxyde d'hydrogène (H₂O₂), les ions superoxyde (O₂⁻), l'oxygène singulet (1O₂), et le radical hydroxyle (OH⁻) etc. sont des molécules toxiques pour le métabolisme des plantes (**Parvaiz et al., 2012**).

Chapitre 2

Les métaux

lourds

Chapitre 2 : les métaux lourds

1. Définitions d'un sol pollué ou contaminé

Lorsqu'il y a une grande quantité d'intrants humains mais pas d'impact évident sur l'environnement, la « pollution » est appliquée au sol. En revanche, lorsque les intrants liés aux activités humaines ont un impact négatif important sur l'environnement, il préconise d'utiliser le terme « pollution ». Le concept de pollution peut être associé à deux idées: Augmentation des niveaux due aux activités humaines, locales ou générales et risque accru de destruction des fonctions naturelles du sol. Parce que les polluants sont définis comme des éléments nocifs pouvant entraîner des risques pour l'environnement et les organismes. Cependant, les termes « polluant » et « contaminant » sont pour la plupart synonymes (**Baba Ahmed Abderrazzak ,2012**)

2. Les principaux types de polluants du sol

2.1- Les composés organiques

Ces composés sont issus de pratique récente liée à l'ère industrielle, qui sont:

- Les hydrocarbures ou huiles minérales,
- Les produits organiques industriels tels que le trichloréthylène,
- Les pesticides: les phénomènes de ruissellement et d'infiltration de ces substances Participent ainsi à la pollution des cours d'eau, eaux souterraines et zones littorales,
- Les substances militaires. (**Leduc Dominique ,2016**)

2.2- Les composés inorganiques

Cette famille est principalement composée de métaux lourds, également appelés "*Oligo-éléments traces*". Tous ces composés se trouvent naturellement dans l'environnement. L'inhalation ou l'ingestion directe de poussière peut indiquer son danger (**Baba Ahmed Abderrazzak ,2012**).

Chapitre 2 : les métaux lourds

3. Définition des « métaux lourds » :

D'après, **Baker et Walker** Le terme métaux lourds, « heavymetal », implique aussi une notion de toxicité. Aussi le terme « éléments traces métalliques » est utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement. Ces éléments traces peuvent donc être des métaux (ex: Cd, Cs, Cu, Ni, Pb, Zn...) ou des éléments non métalliques (ex: F, Cl, B, I...). Ils peuvent se trouver dans l'air, dans l'eau et dans le sol (**Mohamad ASSAD, 2017**).

Les éléments sont dits traces par rapport à leur concentration massique dans un certain milieu., **Anfossiet** Les définitions des métaux lourds sont multiples et dépendent du contexte dans lequel on se situe ainsi que de l'objectif de l'étude à réaliser. D'un point de vue purement scientifique et technique, les métaux lourds peuvent être également définis comme :

- Tout métal ayant une densité supérieure à 5g/cm³.
- Tout métal ayant un numéro atomique élevé, en général supérieur à celui du Sodium (Z=11)
- Tout métal pouvant être toxique pour les systèmes biologiques. Dans les sciences environnementales, les métaux lourds associés aux notions de pollution et de toxicité sont généralement : l'arsenic (As), le chrome (Cr), le cadmium (Cd), le cuivre (Cu), le mercure (Hg), le manganèse (Mn), le nickel (Ni), le plomb (Pb), l'étain (Sn), le zinc (Zn). De point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : Les métaux essentiels et les métaux toxiques (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001 in Huynh, 2009**). Conventionnellement, les éléments traces sont les 68 éléments chimiques naturels, la concentration moyenne dans la croûte terrestre pour chacun d'entre eux, inférieur à 0,1 pour mille. Ils ne représentent à eux tous que 0,6% du total, alors que les 12 éléments majeurs interviennent par 99,4% (**Baize, 2000**). La majorité de la littérature consultée, on n'a pas trouvé de définition universellement reconnue. En résumé : éléments traces, microéléments, oligoéléments, éléments essentiels, non essentiels, toxiques, etc. ont la même signification, l'appellation change en fonction du milieu où sont concentrés ces éléments et de la discipline scientifique. (**Aissaoui Hichem ,2019**)

Les métaux essentiels : il s'agit de substances qui ont une fonction biologique et dont le corps humain a besoin, mais que nous ne produisons pas, comme le fer. Les minéraux basiques se retrouvent en très faibles proportions dans les tissus

Chapitre 2 : les métaux lourds

biologiques (Loué, 1993). Ils sont considérés comme des *oligo-éléments* essentiels à de nombreux processus cellulaires. Lorsque la concentration dépasse un certain seuil, certains d'entre eux peuvent devenir toxiques, c'est le cas du cuivre. (Cu), nickel (Ni) et zinc (Zn) et fer (Fe). Par exemple, le zinc (Zn) est un oligo-élément impliqué dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénase, protéinase et peptidase). (Massouda, B. N. K., & Zahra, M. F. 2017)

Les minéraux non essentiels : (métaux toxiques) n'ont aucun effet bénéfique connu sur la cellule. Il a un caractère polluant avec des effets toxiques sur les organismes vivants même à de faibles concentrations, c'est ce que l'on retrouve avec le plomb (Pb), le mercure (Hg) et le cadmium (Cd).

Le terme métaux lourds, « métaux lourds », signifie également le concept de toxicité (Massouda, B. N. K., & Zahra, M. F. (2017)

Tableau02: Principaux éléments métalliques essentiels et non-essentiels (Hopkin, 1989)

Eléments essentiels majeurs	Oligo-éléments essentiels	Eléments "essentiels" en ultra trace	Eléments non-essentiels
Calcium, Phosphore, Potassium, Soufre Magnesium, Chlore, Sodium	Fer, Iode, Cuivre, Manganese, zinc, Cobalt, Molybdène, Sélénium, Chrome, Nickel, Vanadium, Silicone, Arsenic	Lithium, Fluor, Aluminium, Étain, Plomb, (Cadmium)* * essentiel si déficit de Zinc	Cadmium, Mercure

Chapitre 2 : les métaux lourds

Tableau 03: Classification périodique des éléments

Tableau périodique des éléments

Électro-négativité (Pauling) et Masse atomique

1	2,1																	2					
H	Li	Be											B	C	N	O	F	Ne					
1,008	6,94	9,01											10,81	12,01	14,01	16,00	19,00	20,18					
3	4																	5	6	7	8	9	10
Na	Mg											Al	Si	P	S	Cl	Ar						
22,99	24,31											26,98	28,09	30,97	32,06	35,45	39,95						
19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36						
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr						
39,10	40,08	44,96	47,87	50,94	52,00	54,94	55,85	58,93	58,69	63,55	65,38	69,72	72,63	74,92	78,96	79,90	83,80						
37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54						
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe						
85,47	87,62	88,91	91,22	92,91	95,96	[98]	101,07	102,91	106,42	107,87	112,41	114,82	118,71	121,76	127,60	126,90	131,29						
55	56	57-71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86						
Cs	Ba		Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn						
132,91	137,33		178,49	180,95	183,84	186,21	190,23	192,22	195,08	196,97	200,59	204,38	207,2	208,98	[209]	[210]	[222]						
87	88	89-103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118						
Fr	Ra		Rf	Db	Sg	Bh	Hs	Mt	Ds	Rg	Cn	Nh	Fl	Mc	Lv	Ts	Og						
[223]	[226]		[261]	[262]	[263]	[264]	[265]	[266]	[267]	[268]	[269]	[270]	[271]	[272]	[273]	[274]	[275]						
© 2016, Oline Dargan - Arima-Science / www.dargan.net / www.arima-science.fr																							
57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71									
La	Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu									
138,91	140,12	140,91	144,24	[145]	150,36	151,96	157,25	158,93	162,50	164,93	167,26	168,93	173,05	174,97									
89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100	101	102	103									
Ac	Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Bk	Cf	Es	Fm	Md	No	Lr									
[227]	232,04	231,04	238,03	[237]	[244]	[243]	[247]	[247]	[251]	[252]	[257]	[258]	[259]	[262]									

4. Éléments Traces Métalliques

Les métaux sont des éléments chimiques. Ils participent à des réactions chimiques sous forme de cations. Leurs différents effets Concernant les organismes, ils peuvent être divisés en deux catégories: les métaux essentiels et les métaux toxique. Les métaux essentiels sont essentiels pour de nombreux processus cellulaires et sont Le rapport trouvé dans les tissus biologiques est très faible. Tous les métaux (nécessaires ou non) Lorsqu'il existe sous forme biodisponible, il sera toxique Au-dessus d'un certain seuil. La valeur dépend de l'organisme, du tissu et élément (**Gadd et al., 2012**)

Le concept d'éléments traces métalliques (**ETM**) s'assure de plus en plus pour changer la notion de métaux lourds considéré comme trop flou (**reflexions ULg, 2011**). Il existe deux grandes classes parmi les ETM : les éléments traces essentiels et les éléments traces non-essentiels. Nous retrouvons dans les premiers des éléments chimiques tels que le fer, le zinc, le cuivre et le sélénium. Ces derniers sont des oligo-éléments essentiels pour la bonne activité du métabolisme mais peuvent devenir problématiques à trop forte concentration (**reflexions ULg, 2011**). Les seconds, les éléments non- essentiels, provoquent pour la plupart des effets

Chapitre 2 : les métaux lourds

toxiques graves et ne possèdent pas de rôle positif dans l'activité biologique (cadmium, mercure, plomb, étain) (Evlard, 2013; réflexions ULg, 2011).

Plusieurs origines de la présence des ETM dans l'environnement. Leurs présences naturellement est en très faible quantité dans le sol, l'eau et l'air mais le problème les concernant issue essentiellement des rejets d'origines anthropiques (Wang et Chen, 2006). En effet, dans des processus industriels ou pour la production d'objets communs plusieurs ETM sont utilisés. Les rejets peuvent dès lors être localisés lors de dépôts de sites miniers ou industriels mais également lors de rejets plus diffus à travers les intrants agricoles, les rejets liés au trafic routier, aux retombées atmosphériques, etc. (Bourelrier et al., 1998 in Masciandaro et al., 2013). Ce sont des rejets dans lesquels la teneur retrouvée peut être faible mais ces derniers étant peu mobiles, une accumulation peut se former comme au sein de bassins d'orage, points de chute des eaux de ruissellement d'autoroute (Mohamad ASSAD, 2017)

5. Localisation des ETM dans le profil pédologique

La concentration d'ETM dans le sol varie en fonction de la profondeur; les *micro-éléments* résultant de l'apport externe vont s'accumuler à la surface et donc sa concentration diminuera avec la profondeur et la marque en raison de sa très forte association avec les différents stades solides mentionnés ci-dessus, en dans le cas des sols cultivés, une interruption apparente est moindre que la couche de travail (Juste, 1995), on peut observer une augmentation de la teneur de cette dernière en profondeur dans le cas des sols constitués de roches mères particulièrement riches en éléments minéraux.

Valentin-Rouy et Houet (1997) ont démontré la distribution *pré-prolifération* dans une étude de la Mission de Valorisation Agricole des Déchets (MVAD) dans le *Haut-Rhin*, de l'ETM dans des sols sablo-argileux à des sols de type argileux. Limon, pH 6 en surface et pH 8 en profondeur. Les résultats obtenus sont présentés dans le tableau suivant.

Tableau 04 : Teneurs moyennes en ETM par horizon (en mg/kg sol sec)

	pH	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Se	Zn	Co	As	Mo	B
Horizon 0 - 20 cm	5,7	0,33	32	20	0,051	32	19	0,15	60	9,7	21,8	<0,5	35
Horizon 20 - 40 cm	5,9	0,33	28	21	0,051	34	19	0,16	62	10,1	23,3	<0,5	37,5
Horizon 40 - 80 cm	6,6	0,28	30	22	0,038	39	18	0,17	69	10,8	28,2	<0,5	42,7

Source : Valentin-Rouy et Houet (1997).

Chapitre 2 : les métaux lourds

Le tableau suivant présente les teneurs en ETM dans un sol crayeux typique du champagne (rendzine brune). Ces données n'ont qu'une signification particulière et ne peuvent être transposées à tous les sols. Dans les nombreuses études d'impact de la dispersion des boues agricoles, où des caractérisations de la teneur en ETM ont été effectuées avant la mise en place du dispositif expérimental afin de définir un niveau de référence, les résultats obtenus sont très variables en fonction de la nature et des conditions du sol. Un exemple de cette différence est la teneur en minéraux.

Tableau 05 : Teneurs moyennes en ETM d'une rendzine brune de la Marne (en mg/kg sol sec)

Horizons	Eléments (en mg/kg de sol sec)									
	B	Cu	Mn	Zn	Cr	Ni	Co	Pb	Cd	Hg
Horizon 0 - 20 cm	0,52	11,25	635,17	52,85	21,77	14,7	6,7	47,75	0,35	0,035
Horizon 20 - 40 cm	0,31	9,5	455,22	36,5	12,25	12,82	9,42	39,75	0,25	0,017
Horizon 40 - 60 cm	0,16	8	259,4	21,95	5,42	12,32	7,77	36	0,15	0,015

Source : Huppe et al. (1989).

6. Origine des métaux présents dans le sol

Principaux problèmes des métaux lourds tels que le plomb, le cadmium, le cuivre, etc. Ce qui est ennuyeux, c'est qu'ils ne peuvent pas être biodégradés, donc ils peuvent durer une long Période dans le sol. Leur présence dans le sol peut être **naturelle** ou **anthropique** (artificielle)

Tableau 06 : Sources industrielles et agricoles des métaux présents dans l'environnement (Mir, 2016)

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

Chapitre 2 : les métaux lourds

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

6.1. Origine naturelle

Les métaux lourds sont naturellement présents dans les roches et ils sont libérés au cours du processus de changement pour former un fond géochimique. La concentration naturelle de ces métaux lourds dans le sol varie selon la nature, l'emplacement et la nature de la roche et l'âge (Baize, 1997 in Burak et al., 2010)

6.2. Origine anthropique

Les concentrations mesurées dans les sols sont liées, pour l'essentiel, à des émissions D'origine anthropiques (Wu et al., 2011) :

Les sources agricoles : correspondent aux impuretés présentes dans les produits phytosanitaires (comme le cuivre dans la bouillie bordelaise ou le plomb dans les pesticides), les lisiers (Cu, Zn, Cd) ou les engrais (Mn dans les scories potassiques, Cd dans les engrais phosphatés). La contamination provient d'apports directs gérés au niveau de la parcelle ou de son environnement proche par les eaux de ruissellement (Shah et al., 2010; Sekomo et al., 2011).

Les sources urbaines regroupent l'épandage des boues de station d'épuration ou des boues de curage (apport de Cr, Cu et Pb), l'incinération de déchets domestiques (Cd) ou le trafic routier (apport de Zn, de Cd lors de la combustion des carburants ou de Pb utilisé comme antidétonant) (Li et al., 2009b ; Janoš et al., 2010 ; Rodriguez et al., 2011 ; Yang et al., 2011).

Chapitre 2 : les métaux lourds

Les sources industrielles : émettent dans l'environnement tous les éléments métalliques par les activités métallurgiques telles que le traitement des minerais, l'exploitation minière, le raffinage, l'élaboration d'alliages ou d'acier mais aussi lors de processus industriels plus élaborés comme le recyclage du plomb des batteries ou l'élaboration de peintures (**Khelifi et Hamza-Chaffai, 2010 ; Min et al., 2013**). L'essentiel des émissions retombe sous forme de poussières dans un rayon proche du site industriel émetteur (3 à 5 km). D'une manière plus globale, les sources urbaines et industrielles entraînent une Contamination en éléments traces à la fois diffuse, avec des retombées atmosphériques Lointaines, et locale par les retombées atmosphériques proches. Ainsi, 95 % du plomb susceptible de contaminer l'environnement provient du trafic routier par l'utilisation de composés organométalliques comme antidétonants dans les moteurs à explosion : cette contamination peut être visible jusqu'à 320m de part et d'autre d'une autoroute, avec un maximum observé sur entre 5 et 20 m (**Abderrezak KRIKA,2014**)

Tableau 07 : Contribution de différentes sources à l'enrichissement moyen annuel des terres émergées en ETM. (**Miquel 2001**)

		ZINC	CADMIUM	PLOMB
Totale (milliers de tonnes)	216	760	20	382
Déchets agricoles	55%	61%	20%	12%
Déchets urbains	28%	20%	38%	19%
Engrais	1%	1%	2%	1%
Retombées atmosphériques	16%	18%	40%	68%

Chapitre 2 : les métaux lourds

Tableau 08 : Flux des éléments trace dans l'environnement (tonne/an). (Bich, 2005)

Eliment	Flux anthropogénique	Flux naturel
As	150	90
Cd	43	4.5
Cr	7810	810
Cu	9162	375
Pb	3665	180
Hg	17.8	0.9
Ni	1134	255
Zn	7467	540

Par conséquent, l'activité Humaine est liée à la concentration la plus élevée de métaux lourds. Ils existent dans notre environnement quotidien sous une forme très chimique. Différents métaux, chaque métal peut conférer au métal étudié des propriétés particulières (solubilité, toxicité, etc.). Ils sont très positifs et libèrent des cations en perdant des électrons Métal à charge variable (**Abderrezak KRIKA,2014**) Ces métaux se dissoudront dans l'eau naturelle comme ils se dissolvent dans le sol Nombreuses réactions biologiques et chimiques, elles existent sous forme d'ions libres (Hydrate), formant divers complexes avec des ligands inorganiques ou organiques, Forme d'adsorption ou de coprécipitation. Par conséquent, les métaux sont concentrés dans la phase solide du sol, Ce dernier est constitué de nombreuses substances ont le pouvoire de fixer les ions présents dans la phase liquide.

7. Mobilité et biodisponibilité des métaux lourds dans le sol

Dans le sol, les métaux lourds peuvent exister sous forme d'ions libres ou liés aux particules du sol, de sorte que la toxicité du minéral dépend de sa qualité (forme chimique) autant qu'elle dépend de facteurs environnementaux (**Giroux et al, 2005**), car le minéral n'est toxique que pour les organismes vivants. S'il est sous forme libre; Il devient alors bio disponible. Les cations minéraux dans le sol peuvent interagir avec toutes les particules organiques ou minérales chargées négativement comme tout élément chargé positivement

L'équilibre entre les formes libres et stables d'un ion dépendra de sa biodisponibilité, qui est directement liée à sa toxicité. (**Collin et al., 2008**).

Chapitre 2 : les métaux lourds

Enfin, la biodisponibilité (**figure 1**) des métaux lourds varie en fonction de plusieurs facteurs du sol.

Parmi lesquels, La teneur en argile , la capacité d'échange de cation (CEC), le pH, le potentiel redox (Eh), les carbonates, la teneur en matière organique et les activités biologiques.

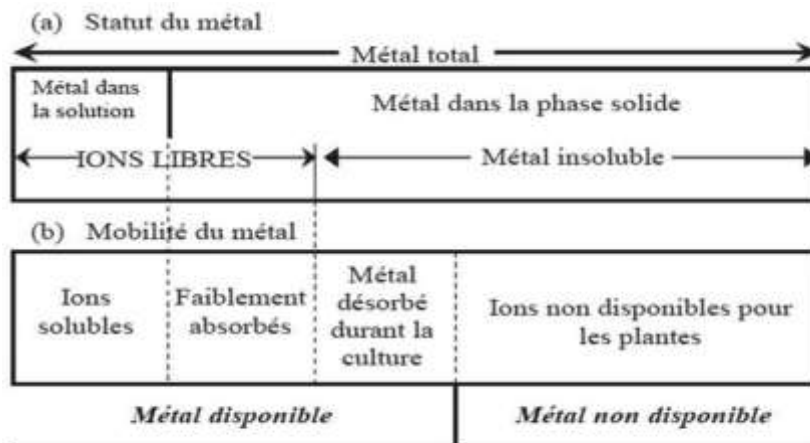


Figure9: Schéma illustrant la mobilité des métaux lourds (Shallari, 1997)

7.1. La capacité d'échange cationique (CEC)

La CEC correspond à la quantité de charge positive portée par les cations, et ces cations peuvent être fixés de manière réversible sur les positions chargées négativement de certains composants du sol. Il y a une différence entre les stations à charges permanentes: le nombre de stations ne change pas beaucoup avec les conditions environnementales (minéraux phyllosylliques), tandis que le nombre de stations à charges variables (substances organiques) est étroitement lié au pH. Pour les pays tempérés, les cations dissous dans les solutions du sol sont attirés par les composants chargés négativement (argiles, oxydes métalliques, matières organiques). Une CEC élevée indique une augmentation de la possibilité d'immobilisation sur des charges négatives. Plus la CEC est élevée, plus le degré d'adsorption ou de complexation des cations métalliques (Cd, Pb, Cr, Co, Zn, Hg, Cu,) par la matière organique, l'argile et les oxydes est élevé, et donc moins d'absorption des plantes par les plantes (Tableau 8) (Aude,2009).

Chapitre 2 : les métaux lourds

7.2. La teneur en argile

L'argile joue un rôle très important dans la disponibilité des métaux lourds grâce à ses propriétés physiques et chimiques (**Li et Li ,2000**) ont montré qu'elle peut former un composé organométallique (**Lamy, 2002**) en absorbant les métaux lourds et en les fixant par des minéraux argileux ou encore s'accumule par la matière organique dans le sol. En effet, la charge électrique de l'argile la rend capable de contracter des liaisons électrostatiques avec toute entité chargée positivement, comme les cations métalliques. La capacité d'échange cationique (CEC) exprimée en milliéquivalents pour 100 grammes est une caractéristique importante de chaque argile qui détermine en grande partie la biodisponibilité, ces liaisons sont donc réversibles et les cations fixes peuvent être remplacés : ils peuvent être remplacés par d'autres cations présents dans la phase aqueuse du sol.

7.3. La matière organique

Par la complexation des éléments métalliques avec la MO, la matière organique joue un rôle dans la répartition des éléments métalliques entre les phases solide et liquide du sol (**Park et al., 2011**). Les matériaux organiques ont différents groupes fonctionnels qui permettent à l'ETM de se combiner avec de l'humus insoluble intégré dans la matrice du sol (**Madejón et al., 2010**). Le phénol (-OH) ou le carboxyle (-COOH) est le groupe le plus abondant, mais le groupe à plus faible teneur (comme le groupe mercaptan (-SH) ou amine (-NH₂)) peut être utilisé dans la complexation de l'ETM. Play un tout aussi important rôle. L'ajout de matière organique au sol contribue à augmenter la mobilité du Cd et du Zn exogènes par la formation de complexes dissous. Cependant, une diminution de la teneur en matière organique du sol entraînera une augmentation de la concentration de ETM soluble (**Krika, 2014**).

7.4. Les carbonates

Les carbonates jouent un rôle très important dans les ETM car leur hydratation avec la surface conduit à la formation de groupes -CaOH₀ (**Bataillard et al., 2010**). La dissociation de ces composés provoque l'adsorption du TME à sa surface. La calcite est l'un des carbonates et a été le plus étudié en raison de sa capacité à fixer les métaux (en particulier les cations divalents). L'adsorption des ions métalliques divalents dépend de la concentration en ions Ca²⁺, et l'affinité des métaux pour la calcite est différente (Cd > Zn ≥ Mn > Co > Ni > Ba = Sr). (**Han et al., 2007**) ont rapporté que dans des conditions de pH alcalin, de faible CEC, de

Chapitre 2 : les métaux lourds

faible contenu organique et de présence de CaCO_3 , les sols urbains augmentent le pH d'une unité, de sorte que le Cd^{2+} peut être précipité sous forme de carbonate de cadmium (CdCO_3) réduit sa solubilité. (Krika, 2014)

7.5. Le pH

Un autre facteur important affectant la solubilité et la spéciation du minéral et donc sa toxicité est le pH. Lorsque le pH diminue d'une unité, la concentration de cations minéraux libres augmente d'environ un facteur de 2. La solution du sol améliorant ainsi l'extraction des plantes.

Par conséquent, nous constatons que par acidification locale lors d'une réaction métabolique ou en produisant des composés contenant des métaux lourds complexes, les organismes et les micro-organismes eux-mêmes peuvent affecter la disponibilité des métaux lourds dans leur environnement proche. (AISSAOUI Hichem, 2019)

7.6. Le potentiel redox (Eh)

La connaissance du potentiel standard permet d'identifier les paires étudiées sur une échelle de paires redox. Ainsi, les oxydants forts auront un potentiel positif élevé et les agents réducteurs forts auront un potentiel faible (négatif) Par conséquent, le potentiel redox (Eh) est utilisé pour caractériser l'échange d'électrons entre les espèces chimiques. Ainsi, des valeurs d'Eh plus faibles améliorent la dissolution des hydroxydes et conduisent à une augmentation de la concentration des métaux attachés aux composants (AISSAOUI Hichem, 2019). Le changement du degré d'oxydation des liaisons affecte indirectement la solubilité des métaux lourds.

Pour cela, les sulfates sont réduits en sulfures tels que le plomb, le cadmium et le zinc (Deneux-Mustin *et al.*, 2003).

En effet, pour un sol donné, Eh change inversement avec le pH, et augmente lorsque le pH diminue, il n'en reste pas moins que ce facteur apparaît souvent secondaire au pH même si l'effet des conditions d'oxydation et de réduction dans le sol est important par rapport au respect. au mouvement des éléments Minéral. (Deneux-Mustin *et al.*, 2003).

Chapitre 2 : les métaux lourds

7.7. L'activité biologique

Nous nous concentrerons principalement sur le développement du travail des microorganismes et des plantes supérieures, car les phénomènes biologiques qui affectent la solubilité des métaux lourds dans le sol sont devenus difficiles à appréhender en raison de la multiplicité des actions et des interactions à tous les niveaux.

Il existe de nombreuses populations bactériennes et fongiques dont les activités métaboliques affectent le mouvement des métaux lourds. Beaucoup de ces phénomènes sont également fréquents chez les plantes. Les principaux modes d'action qui représentent le transport des polluants minéraux sont la solubilité, la non-dissolution et la volatilisation :

- **La solubilité** provient de la production de composés acides tels que les acides carboxylique, phénol, aliphatique, nitrique et sulfurique. Certaines bactéries chimiotrophes *Thiobacillus*, *Leptospirillum*, *Galionella* et champignons et racines de plantes sécrètent également des acides afin d'augmenter leur absorption de nutriments, ou simplement sous forme de déchets métaboliques (Foy et al., 1978; Chaignon, 2001; Deneux-Mustin et al, 2003). Les métaux lourds sont également libérés par les formes réduites de fer et de soufre présentes dans les sulfures et produisent de l'acide sulfurique, qui peut dissoudre les silicates, les phosphates, les oxydes et les sulfures. En revanche, en cas de carence en nutriments, de nombreuses autres molécules organiques peuvent être libérées, qui sont spécifiquement capables de complexer certains éléments de la solution, parmi ces agents complexes, le fer acide, des composés organiques de faible masse moléculaire, produits par bactéries et champignons mais aussi avec des plantes. Au fur et à mesure que ces particules produisent le mouvement des éléments métalliques, un transport diffus se produit vers les plantes dans lesquelles elles s'accumulent (Chengon, 2001).
- **L'insolubilité** est le phénomène inverse., Certains acides organiques de faible poids moléculaire, tels que les acides oxalique, citrique ou fumarique, qui participent à des nutriments complexes à l'intérieur des cellules, peuvent être excrétés dans l'environnement externe bien que le phénomène de détoxification externe des métaux lourds provenant de La voie de sécrétion racinaire n'a jamais

Chapitre 2 : les métaux lourds

été prouvée (**Baker et Walker, 1990**), elle limitera donc les processus de transport par les processus de complexation.

- **La volatilisation** sous l'action directe de certains microorganismes dépend du degré d'oxydation de l'espèce minérale. C'est ce que l'on trouve avec le mercure, l'arsenic et le sélénium (Se). Le biométhyle permet de transférer directement des groupes méthyle vers des atomes, Pb, Sn (étain), As, Sb (antimoine) et Se, ce qui conduit à leur volatilisation dans l'atmosphère.

Tableau 09: Principaux facteurs liés au sol contrôlant le transfert des métaux lourds du sol vers le végétal (**D'après Leschber et al., 1984; Rose et al., 1979**).

		Transfert très faible	Transfert faible	Transfert moyen	Transfert élevé	Transfert très élevé
pH	neutre-alkalin	Cr, Hg, Cu, Ni, Co	Pb, Zn, Cd, Tl, As			Se, Mo
	acide	Se, Mo		Cu, Pb, Cr, As	Zn, Cd, Hg, Co, Ni, Tl	
Eh	oxydant	Cr	Pb	Cu, Co, Hg, Ni, Zn, Cd, As	Mo, Se	
	réducteur	Cr, Hg, Cu, Se, Mo, Cd, Pb, As	Zn, Co, Ni			
CEC	élevée	Cu, Ni, Pb	As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Se, Zn			
	faible				As, Co, Cr, Hg, Ni, Tl, Cd, Mo, Ni, PbSe, Zn	Cu,

8-Les métaux lourds et les bactéries

Les métaux lourds s'introduisent dans la cellule bactérienne à l'aide de transporteurs prévus pour les fonctions physiologiques normales de la bactérie, exemple du cadmium: pour lequel les bactéries ont un transporteur à haute affinité et très efficacité : Ce transporteur est la principale voie d'entrée du cadmium chez *staphylococcus aureus*. (**Massouda, B. N. K., & Zahra, M. F, 2017**)

Chapitre 2 : les métaux lourds

8.1. Impact des métaux lourds sur microorganisme du sol

Le sol est un remarquable réservoir de microorganismes. On estime à $2,6 \times 10^9$ le nombre total de cellules procaryotes vivant dans les sols. Différents types de microorganismes sont représentés dans le sol où ils jouent un rôle crucial dans les cycles biogéochimiques des éléments; l'épuration biologique et donc le maintien de l'équilibre de cet écosystème.

En moyenne, on compte 107 bactéries, 105 champignons et protozoaires et 104 algues par gramme de sol. (GADD, 2009).

Les bactéries sont en effet les acteurs principaux des grands processus de transformation de la matière et des flux d'énergie dans le sol. Leur diversité métabolique couplée à leur imposante biomasse fait qu'elles sont capables de métaboliser tous les composés naturels disponibles mais aussi la majorité des composés d'origine anthropique présents dans le sol, après un délai nécessaire à la mise en place des voies métaboliques (TORSVIK et OVREÅ, 2002). Il est généralement admis que les microorganismes sont plus sensibles aux métaux lourds que les plantes ou les animaux vivant dans les sols pollués. Les impacts des métaux lourds sur les communautés microbiennes peuvent être abordés de diverses façons : la densité (colonie forming unit (CFU)), la taille, la structure des communautés (génétique et fonctionnelle) et également l'activité enzymatique

8.2. Biomasse

Les métaux lourds sont réputés pour leur toxicité sur la plupart des microorganismes telluriques. Leurs effets de dénaturation des protéines ou de destruction de l'intégrité de la membrane cellulaire affectent la croissance, la morphologie et le métabolisme de ces membranes cellulaires affectent la croissance, la morphologie et le métabolisme de ces microorganismes telluriques. Ces altérations conduisent à des réductions de biomasse microbienne. De nombreuses études montrent que la biomasse bactérienne d'un sol a tendance à diminuer suite à une contamination par un métal (Massouda, B. N. K., & Zahra, M. F, 2017). D'ailleurs même à long terme et pour des faibles teneurs en métaux lourds, les microorganismes ne sont pas capables de maintenir une biomasse équivalente à celle d'un sol non pollué a montré qu'il y a une corrélation entre la diminution du nombre des génomes

Chapitre 2 : les métaux lourds

bactériens et les niveaux de concentration en métaux lourds. Dans le sol non contaminé, le génome bactérien est estimé à 16000/g de sol, dans le sol de contamination moyenne à 6400/g de sol et de seulement 2000/g de sol dans un sol fortement contaminé.

8.3. Structure de la communauté microbienne (génétique et fonctionnelle)

Les études de l'impact de métaux lourds sur la diversité de la communauté bactérienne dans le sol ont montré surtout une influence **négative** (**HIRSCH et al., 1993 ; SANDAA et al., 2001 ; MOFFETT et al., 2003 ; HINOJOSA et al., 2005**). Les bactéries et les champignons isolés à partir de sols pollués sont plus tolérants à une forte contamination par les métaux lourds que ceux des sols non pollués (**DOELMAN et al., 1994 ; HUYSMAN et al., 1994 ; MERTENS et al., 2006**). L'ajout de métaux lourds entraîne donc la disparition des populations les plus sensibles et subséquentement l'adaptation des populations les plus résistantes. Ainsi, les équilibres peuvent basculer et les dominances s'inverser. Il a été montré que les modifications des communautés suite à la présence du Cu pouvaient entraîner une augmentation de la proportion relative des bactéries Gram négatifs (Protéobactéries) (**TURPEINEN et al., 2004**) ou au contraire des Gram positifs (Firmicutes) (**EKALUND et al., 2003**).

8.4. Activité enzymatique

L'effet néfaste des métaux lourds sur les activités enzymatiques du sol a souvent été souligné. Par exemple, il a été montré que l'activité déshydrogénase était réduite lors d'une contamination par un métal. Cet effet, parfois sévère, peut aller jusqu'à une réduction de 95% de l'activité. L'activité déshydrogénase étant corrélée à l'activité respiratoire du sol, une telle réduction peut avoir des répercussions néfastes significatives sur l'ensemble de l'écosystème du sol, avec une réduction de la décomposition de la matière organique et la perturbation des grands cycles des éléments (**HAOUCHINE. T et LEHAM. K, 2016**)

Le développement d'approches moléculaires a permis, ces dix dernières années, d'accroître considérablement les connaissances de la biodiversité bactérienne. À l'heure actuelle, plus de 815 000 séquences de gènes d'ARN ribosomiaux 16S sont répertoriées et environ 45 000 espèces cultivables sont recensées. Dans un gramme de sol, on peut dénombrer en moyenne un milliard de cellules, correspondant à plusieurs milliers d'espèces différentes. (**HAOUCHINE. T et LEHAM. K, 2016**)

Chapitre 2 : les métaux lourds

9. Transfert des métaux du sol vers la plante

Les minéraux et les métaux sont absorbés par les racines ou les feuilles des plantes, et ils sont concentrés de manière variable ou préférentielle dans différentes parties de la plante en fonction de leurs caractéristiques (la forme chimique des différents éléments) (**Mombo et al. 2015b**). Les principales voies d'entrée du polluant dans la plante sont les organes dont la surface entre en contact avec la solution du sol (racines) et ceux en contact avec l'atmosphère (feuilles et tiges).

A terme, le minéral pourrait être plus ou moins biodisponible pour l'homme, selon le mode de transport des minéraux vers la plante, les caractéristiques des sources minérales, les bio-transformations qui pourraient avoir lieu dans la plante, etc. Il est dans l'intérêt des paramètres biométriques des ETM de permettre l'intégration de tous ces paramètres.

Les racines permettent l'absorption de l'eau et des minéraux dans la solution du sol, qui sont essentiels à la croissance des plantes. Les molécules rejoignent les vaisseaux de circulation de la sève brute (réceptacle de xylème), en déplaçant librement l'eau et les matières dissoutes de la solution du sol vers les racines, de sorte qu'elles doivent passer à travers une membrane, ou endoderme ou caspaire, composée de cellules cireuses, infiltrant les espaces interstitiels (symplast). Les composés hydrophiles pourront passer à travers le symplast, tandis que les composés lipophiles vont s'accumuler au niveau de la charpente Caspary. (**Mohamad ASSAD, 2017**).

Ainsi, les polluants libres présents dans la solution du sol suivent passivement ou activement l'eau par convection vers le xylème.

L'absorption foliaire peut représenter un moyen important de pollution par les polluants. Plantes (**Schreck et al. , 2012**). C'est le cas dans les zones fortement polluées L'atmosphère en milieu urbain ou industriel (**Pacheco et al., 2008**). Dans un domaine (**Bi et al, 2009**) ont également montré que le canal atmosphérique est Le plomb pénètre principalement dans les feuilles de maïs et les grains de maïs. Des éléments essentiels ou non essentiels peuvent être déposés sur la surface métallique Les organes aériens des plantes qui provoquent des dépôts atmosphériques par des méthodes humides ou sèches (**Callender et Rice, 2000**). La partie dissoute de ces ETM sera adsorbée sur les lipides À travers l'épiderme et à travers les ions dans la feuille Cuticule utilisée comme échangeur d'ions faibles (**Uzu et al., 2010 ; Nair et**

Chapitre 2 : les métaux lourds

al.,2010). La perméabilité de la cuticule dépend de la taille du cation. Ainsi, la majeure partie de Pb reste fixée au niveau de la cuticule tandis que Cd, Zn et Cu pénètrent plus facilement dans la feuille (**Prasad et Hagemeyer, 1999**).

Les ETM non solubilisés peuvent également pénétrer dans les feuilles via les stomates avec des particules de diamètre inférieur à 10 nm (**Eichert *et al.*, 2008**). Cela a été démontré pour le Pb dans les feuilles de salade (**Uzu *et al.*, 2010**). La capacité des plantes à absorber les ETM via les feuilles dépend de nombreux facteurs, tels que l'âge et la morphologie des feuilles, la densité stomatique, l'intensité de respiration ou la forme et la densité du feuillage (**Ataabadi *et al.*, 2011 ; Liu *et al.*, 2012 ; Cocozza *et al.*, 2013**)

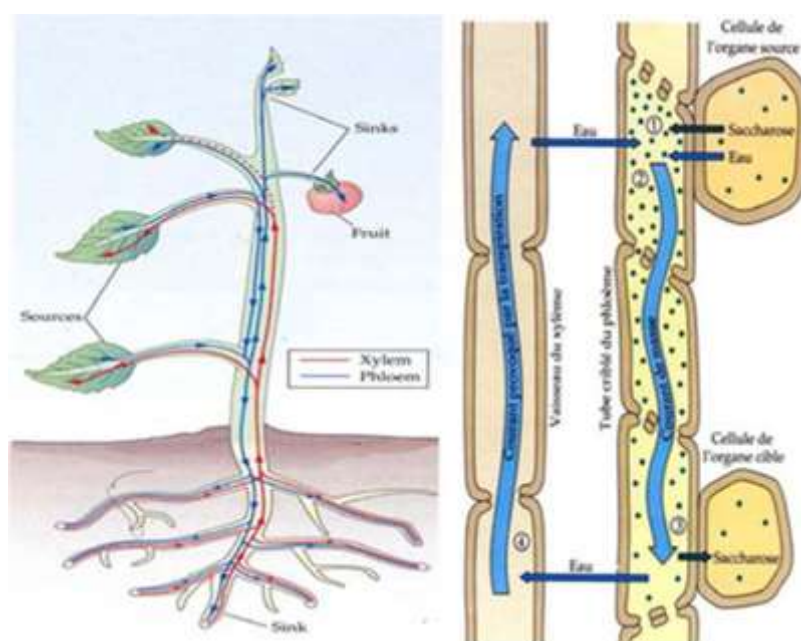


Figure10: Transport vertical dans la plante entière. Le transport des éléments minéraux se fait grâce à la sève brute et à la sève élaborée dans le xylème et le phloème (**CAMPBELL & REECE 2004**).

Tableau 10 : Valeurs limites de la concentration en plomb dans différents substrats et compartiments (**M. STÉPHANE MOMBO,2016**)

Valeur limite	le sol (mg/kg MS)	Eau (µg/m ³)	Air (µg/m ³)	Fruits(mg/kg poids frais)	Légumes (mg/kg poids frais)
plombe	100	0,1-1,0	0,1-1,0	0.3	0.5e

Chapitre 2 : les métaux lourds

10. les principaux métaux lourds et leurs toxicités

10.1. Le cadmium

Dans le sol, le Cd se trouve sous les formes chimiques suivantes:

Cd^{2+} , $CdSO_4$, $CdCl^+$, $CdHCO_3^+$, CdO , $CdCO_3$, $Cd(PO_4)_2$, CdS . (Mir, S.2016).

Le cadmium est un élément chimique assez rare dont la distribution dans la croûte terrestre est considérée comme uniforme avec une concentration moyenne de 0,15 à 0,2 mg/kg (Canada, 2016). C'est un élément naturel présent dans certains minerais sous forme d'impuretés. Il ne se trouve pas à l'état élémentaire dans la nature ; il est généralement présent dans des minerais de zinc ou de plomb. Il peut se constituer suite à une altération et une érosion des roches cadmifères et constituer également un produit de raffinage d'autres métaux tel que le Cu, le Pb et le Zn. La concentration normale en cadmium dans l'air et dans l'eau est de 0,001 μ g/m³ et 1 μ g/l respectivement Dans les sols, la concentration en cadmium est de 0,1 à 11ppm selon qu'il dérive des roches éruptives, métamorphiques ou sédimentaires (Massouda, B. N. K., & Zahra, M. F,2017)

Le cadmium est un élément très mou et flexible qui appartient à la famille des métaux de transition car il contient un rôle dans la fabrication d'alliages et de produits pétrochimiques pour fixer les plastiques comme on le trouve dans les gaz et baguettes de soudure du monde et aussi dans certains accumulateurs électriques pour la production de certains colorants ou de certains intrants agricoles contenant des phosphates. (ASTDR, 2012)

Le Cd est plus mobile dans le sol que le Cu et le Pb, donc plus disponible pour les plantes. le Cd peut s'accumuler dans les racines ou les parties aériennes. Le chaulage peut diminuer le transfert du Cd vers les plantes. (Mir,2016)

Sur le plan biologique, le cadmium est un élément essentiel et toxique en très petites quantités (Kacálková, Tlustoš, & Száková, 2015). Sa concentration dans l'atmosphère recommandée par l'Organisation mondiale de la santé est de 5 ng / m³ afin d'éviter toute nouvelle précipitation importante (WHO, 2000). Le cadmium est complètement mobile et facilement biodisponible; Par conséquent, le danger de passer à travers la chaîne alimentaire par les plantes ne doit pas être sous-estimé (Baize, 1997). Chez l'homme, il s'accumule

Chapitre 2 : les métaux lourds

principalement dans le foie et les reins, mais se trouve également dans le pancréas, la glande thyroïde, la vésicule biliaire et les testicules (**Canada 2016**).

10.1.1. Toxicité de cadmium

Ses effets sont très toxiques, il est caractérisé par une longue demie-vie biologique (approximativement 20-30 ans), un faible taux d'excrétion par l'organisme, et un stockage prédominant dans les tissus mous (surtout le foie et les reins). Le cadmium a un large éventail d'effets de toxicité : la néphrotoxicité, le risque cancérigène, la tératogénicité, la toxicité endocrinienne et la toxicité de l'appareil reproductif. Il peut également infecter le système immunitaire. Les effets de ce métal sont corrélés à une anomalie des réponses humorales ou cellulaires, bien que les données disponibles sont rares et dans une certaine mesure controversées. (**Mir, 2016**)

10.2. Le zinc

Le zinc est un élément chimique essentiel, particulièrement impliqué dans le développement cellulaire, présent dans près de 200 enzymes (**Canada, 2016**). Un élément chimique relativement abondant dans le sol, dont la teneur moyenne dans la croûte terrestre varie entre 70 et 132 mg / kg (**Baize, 1997**). Il représente 0,004% de la croûte terrestre (**Canada, 2016**)

Le zinc se présente sous les formes chimiques suivantes :

Zn^{2+} , $ZnSO_4$, $ZnHCO_3^+$, $ZnCO_3$, $ZnFe_2O_4$, Zn_2SiO_4 , $Zn_3(PO_4)_2$ (**Mir, 2016**).

Les émissions de zinc dans l'environnement sont des émissions industrielles et domestiques, car il est utilisé dans de nombreux domaines et en métallurgie, et il est utilisé pour galvaniser le fer et l'acier, car c'est une technique utilisée pour les protéger de la corrosion. On les retrouve également dans les pièces de quincaillerie pour la construction (chauffage plomberie), les accessoires automobiles. L'oxyde de zinc est utilisé pour l'impression, la teinture, les allumettes, etc. (**Canada, 2016**). Le sulfure de zinc est également utilisé dans les agents de préservation du bois et est présent dans certains pesticides et aliments pour animaux. Outre les rejets des utilisations mentionnées, des émissions de zinc se produisent également lors de la combustion du charbon et des huiles pétrochimiques ainsi que de la combustion des déchets (**Canada, 2016**).

Chapitre 2 : les métaux lourds

Le zinc est fortement phytodisponible, et se trouve en quantité plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes. Il est peu phytotoxique (**Long et al., 2003 ; Kim and McBride, 2009**), sauf sur les sols fortement pollués. Le zinc affecte la croissance et la production de la matière sèche, en particulier des racines, il affecte aussi la teneur en chlorophylle et d'autres pigments et l'efficacité photosynthétique. Il influence également la nutrition minérale et peut entraîner une déficience en fer induisant la chlorose (**Sagardoy et al., 2009; Manivasagaperuma et al., 2012**)

Les besoins nutritionnels en zinc sont estimés entre 4 et 10 mg/jour suivant l'âge et le sexe de la personne. L'OMS préconise même, dans certains pays d'Afrique et d'Asie, le recours aux compléments riches en zinc afin de lutter contre certaines diarrhées ou encore certaines carences provoquant des retards de croissance chez les enfants de moins de 5 ans (OMS, 2015).

10.2.1. Toxicité du zinc

Le Zn est un élément essentiel et peu toxique pour l'homme et ses dangers résultent plutôt d'une déficience. Bien que l'homme puisse proportionnellement gérer des quantités importantes de cet élément, trop de zinc peut tout de même provoquer des problèmes de santé importants comme des irritations de la peau, des crampes d'estomac, des vomissements, des nausées et de l'anémie. De très hauts niveaux de zinc peuvent endommager le pancréas et perturber le métabolisme des protéines (**ASTDR, 2005**).

Le zinc est fortement phytodisponible, et se trouve en quantité plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes. Il est peu phytotoxique (**Long et al., 2003 ; Kim and McBride, 2009**), sauf sur les sols fortement pollués. Le zinc affecte la croissance et la production de la matière sèche, en particulier des racines, il affecte aussi la teneur en chlorophylle et d'autres pigments et l'efficacité photosynthétique. Il influence également la nutrition minérale et peut entraîner une déficience en fer induisant la chlorose (**Sagardoy et al., 2009 ; Manivasagaperuma et al., 2012**)

10.3. Le plomb

Le plomb est un élément chimique qui se retrouve dans la majorité des couches de sol superficielles à travers le monde (**ATSDR, 2007**). Cette constatation vient du fait que le plomb a été utilisé depuis longtemps et dans de nombreux domaines : peintures, réseaux de distribution d'eau, vitraux, soudures, carburants automobiles, batteries pour véhicules motorisés, etc. (**Canada, 2016**). Du fait que les composés du plomb sont très peu solubles et

Chapitre 2 : les métaux lourds

non-volatiles, le puits environnemental pour ces derniers sont les sédiments et le sol (**ATSDR, 2007**).

Dans le sol le Pb se trouve sous les formes chimiques suivantes :

Pb^{2+} , $PbHCO_3^+$, $PbOH^+$, $PbSO_4$, $Pb(OH)_2$, $PbCO_3$, PbO , $Pb(PO_4)_2$, $PbO(PO_4)_2$, $PbCl^+$ (**Mir, 2016**).

Le plomb est un élément n'est pas très mobile dans le sol, pour une large gamme de pH (de 5 à 9) (**Baize, 1997**). Sa capacité à se déplacer augmente fortement lorsque le pH tombe à 4, ce qui peut expliquer sa grande affinité avec la substance Accumulation organique dans les horizons de surface du sol et non migration vers les horizons inférieurs (**Baize, 1997**).

Le transport du plomb dans le sol et les plantes est considéré comme minime par rapport au dépôt direct sur les parties aériennes de poussières contenant du plomb. Chez les plantes, très peu de plomb est consommé à partir des racines des plantes où il s'accumule. (**Djilali merzoug, 2017**)

Le plomb est un métal lourd de couleur gris bleuâtre et toxique pour l'homme. Toute exposition à celui-ci comporte un risque pour la santé notamment pour les enfants qui l'absorbent 4 à 5 fois plus facilement que les adultes. Par conséquent, le plomb est responsable de nombreux cas d'empoisonnement et de décès de jeunes enfants dans les zones proches des sites miniers et du recyclage des batteries (**OMS, 2016**). Son utilisation intensive a causé des problèmes environnementaux et de santé publique dans de nombreuses régions du monde (**OMS, 2016**)

10.3.1. Toxicité du plomb

Le plomb n'est ni essentiel ni bénéfique pour les êtres vivants. Il est très toxique pour l'homme, car il occupe la deuxième position dans la liste des substances toxiques (**ASTDR, 2004**). Ses effets concernent le système cardio-vasculaire, le système nerveux central et périphérique et le rein, voire le système auditif et visuel (**Massouda, B. N. K., & Zahra, M. F, 2017**). Le fœtus et le jeune enfant sont particulièrement sensibles à l'effet toxique neurocomportemental du plomb, caractérisé par une baisse peu ou pas réversible des facultés cognitives Chez les plantes, le plomb diminue la croissance des racines spécialement les racines principales même en présence de faibles concentrations. Elles deviennent épaisses,

Chapitre 2 : les métaux lourds

courtes et très ramifiées. Aussi, des précipitations de plomb ont été observées dans les zones apicales chez les plantes traitées par le plomb (Kopittke *et al.*, 2007b, c)

10.4. Le cuivre

Le cuivre présent dans les racines est complètement sous une forme complexe, mais la pénétration des racines doit se produire dans le cas de formes séparées, car il se trouve sous une forme large dans les couches superficielles du sol pour plusieurs raisons.

Premièrement, pour la fabrication d'alliages tels que le cuivre, le bronze, les fils électriques, les plafonds, la plomberie, le catalyseur industriel pour le secteur chimique et les intrants agricoles comme fongicide en raison de son utilisation intensive (Canada, 2016).

Le cuivre, des formes les plus solubles de chlorures, sulfates et hydroxydes (Bisson *et al.*, 2005), n'est pas très mobile sauf dans des conditions de forte oxydation et acidité (Peñarrubia *et al.*, 2010)

Les formes chimiques du Cu présentent dans le sol sont :

Cu^{2+} ; CuOH^+ ; $\text{Cu}(\text{OH})_2$; CuO ; CuCO_3 ; CuO_2^- ; Cu-O-Fe ; Cu-O-Al ; Cu-O-Mn (Thomas LENOIR, 2011)

Le cuivre est un oligo-élément essentiel impliqué dans de nombreuses réactions enzymatiques. Une carence de ce dernier peut entraîner une anémie (Bisson *et al.*, 2005), de sorte que les besoins en cuivre d'un homme sont estimés à 30 microgrammes / kg de poids corporel en zinc (Bisson *et al.*, 2005).

Au niveau toxique, le cuivre est un émétique puissant, l'intoxication aiguë est rare ; Cependant, certains cas ont montré qu'une irritation gastro-intestinale survient en cas d'ingestion de 5,3 mg / jour (Canada, 2016).

Le cuivre n'est presque plus mobile par rapport aux autres éléments minéraux divalents positifs, le cuivre semble former des liaisons plus fortes avec les composants du sol et au-dessus d'un pH de 7 (Adriano, 2001; Bisson *et al.*, 2005).

10.4.1. Toxicité du cuivre

Le cuivre est un élément essentiel aussi bien pour l'homme que pour la plante. Il semble poser plus de problèmes de carence chez les végétaux, le bétail et l'homme, que de toxicité. L'intoxication n'est atteinte qu'à des doses beaucoup plus importantes (Pedersen *et al.*, 2000 ;

Chapitre 2 : les métaux lourds

Kopittke et al., 2009). Les manifestations pathologiques chez l'homme sont plutôt liées à une carence en cuivre qui entraîne une anémie résistante au traitement par le fer, des retards de croissance associés à des troubles du métabolisme osseux, des lésions cardiaques, des troubles du système nerveux, etc (**Pedersen et al., 2000 in Mateos-Naranjo et al., 2008**) Cependant, chez les plantes, le cuivre peut provoquer une phytotoxicité dans certains cas. Il induit des symptômes de la chlorose ferrique et une diminution de l'absorption du fer et du phosphore. Il induit également une réduction de la photosynthèse et une réduction de la croissance des feuilles et des racines et diminue la nodulation des légumineuses même à faible

Concentration (**Kopittke et al., 2007a**). Aussi, le cuivre s'accumule dans les racines

Pour cette raison, la concentration de Cu dans les plantes est très bien réglementée (**Peñarrubia et al., 2010**)

Chapitre 3

La phytoremédiation

Chapitre 3 : la phytoremediation

1. Stratégie de remédiation pour la remédiation des sols contaminés

Les stratégies de réparation des métaux comprennent différentes méthodes physiques, chimiques et biologiques. Auparavant, diverses stratégies de réparation physiques et chimiques ont été utilisées pour éliminer les métaux lourds. Bien que ces technologies éliminent les métaux plus rapidement, ces méthodes sont plus coûteuses, difficiles à mettre en œuvre et modifient les propriétés physiques, chimiques et biologiques du sol. Par conséquent, une stratégie alternative, peu coûteuse et respectueuse de l'environnement est nécessaire pour restaurer les sols contaminés par les métaux (Ullah et al., 2015). D'autre part, les méthodes d'assainissement biologique/biologique sont considérées comme les méthodes d'assainissement des métaux les plus efficaces, les plus écologiques et les moins coûteuses qui ne modifieront pas les propriétés physiques et chimiques du sol. La bioremédiation est définie comme le processus de réduction biologique des polluants à un état inoffensif dans des conditions contrôlées (Pratish et al., 2018), qui comprends en la phytoremédiation, la biopile, les andains, le bioréacteur, l'agriculture de terre, le bioventing, le bioslurping, le biosparging, la barrière réactive perméable, la bioaugmentation, la biolixiviation et le compostage. Parmi elles, la phytoremédiation est la technique la plus résistante et la plus agréée pour la remédiation des métaux (Shahabaldin et al., 2016).

2. Phytoremediation

La phytoremédiation est une méthode innovante et efficace de décontamination des sols. Il s'agit d'une méthode différente qui permet la purification du sol de manière écologique (Romantschuk et al., 2000), en utilisant des plantes et des micro-organismes associés pour éliminer, stabiliser ou dénaturer les polluants (Ali et al., 2013). Il s'agit d'une technique présentée par Chaney en 1983 (Chaney, 1983), qui utilise plusieurs mécanismes différents. La phytoextraction est l'accumulation de polluants (généralement des éléments traces) dans la biomasse végétale. La phytodégradation est la dégradation des polluants par diverses activités enzymatiques dans la plante ou la rhizosphère (Pilon-Smith, 2005). La filtration rhizosphère consiste en la réduction partielle ou totale des polluants dans les eaux souterraines par l'action des racines des plantes. La phytostabilisation des plantes entraîne une biodisponibilité réduite des polluants (Peuke et Rennenberg, 2005).

Chapitre 3 : la phytoremediation

Finalement, la phytovolatilisation utilise les plantes pour absorber, transformer et relâcher les contaminants dans l'atmosphère (Pilon-Smith, 2005).

En plus d'être une méthode de décontamination écologique, son utilisation coûte moins cher que les techniques actuelles donc, la phytoremédiation est aussi intéressante d'un point de vue économique (Romantschuk et al., 2000). La phytoremediation amène plusieurs autres avantages, comme la possibilité de son utilisation sur de grandes surfaces et qu'elle implique peu d'installations et d'équipements. La décontamination des sols se fait in situ : le problème n'est donc pas déplacé ailleurs. De plus, elle permet de revégétaliser les sites pollués tout en empêchant l'érosion du sol et redonnant un caractère esthétique au terrain. Malgré le fait que cette technique agisse de façon relativement lente, Son utilisation a aussi une grande acceptabilité sociale., les sols pollués traités par phytoremédiation retrouvent éventuellement leur caractère naturel et peuvent être utilisés à d'autres fins (Ali et al., 2013).

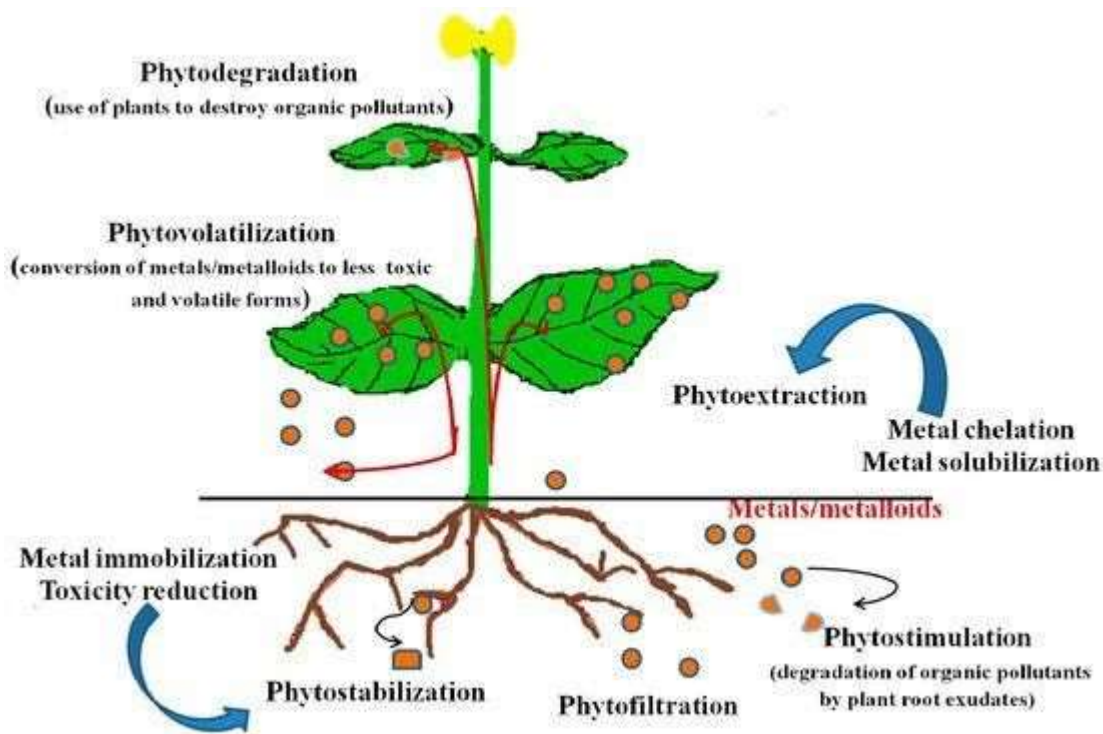


Figure 11 : Procédés utilisés dans la phytoremédiation des métaux lourds (Sterckeman et al. 2012) .

3. Principes de la phytoremédiation

Les processus du cycle de vie des plantes sont la base des fondements de la phytoremédiation, car tout au long de leur croissance, les plantes ont des effets chimiques,

Chapitre 3 : la phytoremediation

physiques et biologiques sur leur environnement immédiat, en acquérant l'eau et les minéraux du sol et jusqu'aux processus de décomposition, (Cuunningham & Ow, 1996). Pendant la photosynthèse, et afin de prendre l'énergie lumineuse et la transformer en énergie praticable pour la fabrication de leur biomasse, les plantes utilisent le dioxyde de carbone atmosphérique (ITRC, 2009). La photosynthèse peut être bénéfique pour dégrader certains composés lors de l'oxydation de l'eau et de la diminution du carbone. Les plantes acquièrent pareillement, par leur système racinaire, l'eau et les nutriments inorganiques dissouts (N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cl, Zn, Mn, Cu, B, et Mo) qui sont transportées dans la plante et qui participent à son croissance. Dans ce processus, d'autres substances non essentielles sont aussi absorbées comme les contaminants (Pb, Cd, As, sels en excès, etc.). Comme elles peuvent représenter un risque de toxicité, à des doses plus ou moins importantes, elles ne sont pas indispensables aux besoins de la plante, tout dépendant des plantes et des matières en question. Ainsi, les plantes réalisent des mécanismes physiologiques pour réagir aux dommages potentiels que les contaminants peuvent causer aux tissus végétaux, expliqués à la section suivante, comme la séquestration ou la stabilisation de ces contaminants (ITRC, 2009).

Le flux transpiratoire peut évacuer également Les contaminants de la plante (ITRC, 2009). En plus, au bordure des racines, la rhizosphère est riche en microorganismes, dont les bactéries et les champignons qui bénéficient des nutriments, de l'oxygène et d'une source de carbone offerts par la plante. En contrepartie, les microorganismes forment une barrière aux pathogènes (ITRC, 2009). Avec la stimulation de la communauté microbienne et en effectuant leurs activités métaboliques, les microorganismes ont aussi la capacité de dégrader les contaminants du sol. C'est ce qui se produit lors des mécanismes de rizodégradation (Siciliano & Germida, 1998). Enfin, le potentiel de décontamination des sols par les plantes est spécifique au site et aux contaminants (Cuunningham & Ow, 1996). Ainsi, l'utilisation des plantes avec leur microbiote s'avère une solution efficace pour pallier à la dégradation des terres qui sont de plus en plus fréquentes (Coêlho *et al.*, 2016).

Les polluants inorganiques et organiques sont absorbés de manières différentes par la plante. D'abord, les polluants inorganiques sont déplacés dans la plante grâce à des transporteurs protéinés, car ils sont des nutriments ou par ce qu'ils possèdent une structure semblable à ceux-ci et sont absorbés par inadvertance (Pilon-Smits, 2005). Les polluants organiques, de leur côté, sont habituellement synthétisés par l'humain, ils sont donc inconnus pour la plante. Ainsi, celle-ci ne possède pas les transporteurs propices pour leur acheminement à l'intérieur de la plante. Cependant, ces polluants ont la capacité de se

Chapitre 3 : la phytoremediation

déplacer dans les tissus végétaux grâce à la diffusion et à leurs propriétés chimiques (**Pilon-Smits, 2005**).

4. Stratégies de la phytoremediation

4.1. Phytoextraction/Phytoaccumulation

Par le mécanisme de l'accumulation excessive (**Jutsz et Gnida, 2015**). C'est par les racines des plantes qui extraient la plante d'absorber et de déplacer les polluants minéraux du sol vers les composants aérobie des plantes,

Les sols contaminés sont alors transportés et accumulés dans les organes aérobie à des concentrations 100 à 1000 fois supérieures à celles des espèces non accumulées sans subir d'effet phytotoxique prononcé (**Jabeen et al, 2009 ; Rascio et Navari-Izzo 2011**), et sont donc très adapté au traitement des plantes. Au fil du temps, ces plantes poussent généralement dans des zones où la contamination du sol par des minéraux est constante et produisent une biomasse abondante qui peut être facilement récoltée.

(**Van der Ent et al, 2013**) ont donné les critères suivants pour les plantes à forte accumulation, sur la base des concentrations de métaux dans le feuillage séché (Cd 100, Co, Cu, Cr 300, Pb, Ni 1000, Zn 3000 et Mn ($\mu\text{g/g}$ respectivement) Sur la base de ces critères, environ 500 taxons ont été identifiés comme une accumulation excessive de certains minéraux et les plus courants sont les représentants des familles suivantes : Chou, Caryophyllaceae, Violaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Lamiaceae, Asteraceae, Cyperaceae, Poaceae, Cunouniactie (**Muszynska et Hanus-Fajerska, 2015**).

Ces plantes sont considérées comme uniques en raison des caractéristiques suivantes :

- (1) Une plus grande capacité à absorber les métaux lourds du sol
- (2) Améliorer le transport des ions métalliques des racines aux pousses
- (3) Une plus grande capacité à séquestrer de très grandes quantités de métaux lourds dans les pousses et à éliminer les toxines (**Muszynska et Hanus-Fajerska, 2015, Rascio et Navari-Izzo 2011**)
- (4) La capacité de croître rapidement
- (5) Système racinaire abondant (**Jabeen et al, 2009**)

Chapitre 3 : la phytoremediation

Il a été remarqué récemment, qu'en utilisant le tournesol (*Helianthus annuus*) un grand intérêt a été trouvé dans la phytoremédiation des polluants organiques et des métaux lourds en raison de la capacité de la plante à absorber les métaux lourds de l'environnement et le site d'accumulation de ces métaux lourds varie d'une plante à l'autre. Aussi, principalement, certains auteurs ont signalé une accumulation de métaux lourds dans les racines de tournesol avec peu de mouvement des racines vers la masse d'air (**Madejón et al 2003**), (**Lin et al 2003**, **Marchiol et al 2007**), tandis que d'autres ont signalé un mouvement efficace des racines vers l'air. Masse (**Adesodun et al 2010**, **Herrero et al 2003**).

Grâce à des études récentes menées par (**Angelova et al 2016**), il a été constaté que la distribution des métaux lourds dans les organes de tournesol est sélective pour chaque métal car 59% du plomb s'accumule dans les feuilles et seulement 1% dans les graines. Par conséquent, des observations similaires ont été à base de zinc et de cadmium, qui s'accumulent respectivement à 47 % et 79 % dans les feuilles de tournesol.

Les plantes hautement cumulatives telles que certaines espèces du genre *Brassica* (*Brassica napus*, *Brassica juncea* et *Brassica rapa*) ont une croissance rapide et une biomasse élevée (**Ebbs et Kochian 1997**). Une plante ornementale très accumulatrice, *Micranthemum umbrosum* (JF Gmel.) SF Blake, a été capable d'éliminer une proportion plus élevée d'As (79,3-89,5% 0 à 1,0 $\mu\text{g/ml-1}$) que le Cd (60-73,1% 0,3 à 30,0) $\mu\text{g ml-1 cd}$) (**Islam et al 2013**) Le processus d'extraction des plantes peut également être amélioré en utilisant des chélateurs tels que l'acide citrique et l'EDTA qui augmentent la mobilité des métaux lourds dans le sol (**Freitas et al 2013**, **Paz-Ferreiro et al 2014**), ou l'utilisation de suppléments organiques. Comme le fumier de poulet, qui augmente la croissance des espèces de *Rorippa globosa* et réduit le cadmium extractible du sol et les concentrations de cadmium (**Freitas et al 2013**, **Wei et al 2011**), et c'est ce qui a été montré par les résultats obtenus (**Islam et al 2013**) l'*umbrosum* comme composé actif pour le Cd et un composé hypertextueux pour l'As. Malgré les avantages de l'extraction végétale, son efficacité peut être entravée si la concentration du métal lourd est trop élevée, la plante produit peu de biomasse ou le taux de croissance est lent, ce qui empêche l'absorption du minéral. Le type de sol présent dans un site contaminé et le degré de contamination minérale déterminent la vitesse à laquelle les plantes à forte accumulation peuvent nettoyer ce site. Par conséquent, la recherche devrait être conçue pour identifier les plantes à croissance rapide et cumulatives capables d'accumuler une biomasse abondante et tolérantes à de multiples minéraux (**Jabeen et al, 2009**).

Chapitre 3 : la phytoremediation

La phytoextraction (L'extraction des plantes) est la méthode la plus fréquemment utilisée par les plantes pour nettoyer les environnements pollués car elle est renforcée par les rhizomes favorisant la croissance des plantes (PGPR) associés aux racines des plantes. D'ailleurs L'extraction des plantes peut être commercialement viable ; En plus d'éliminer les métaux lourds du sol, il produit également de la biomasse à valeur ajoutée (**Angelova et al 2016, Vassilev et al 2004**).

4.2. Phytostabilisation

L'objectif de La phytostabilisation est de revégétaliser le sol contaminé afin d'immobiliser le mouvement des ETM dans le sol et ainsi cette technique réduit le transfert de polluants dans les eaux souterraines et dans l'atmosphère. En conséquence, la présence de végétation limite l'érosion hydrique et éolienne d'une part, et les contacts directs avec les animaux et les humains d'autre part (**Mahar et al., 2016**) ainsi que par divers mécanismes de stabilisation des ETM dans la zone racinaire, dont l'adsorption au niveau de la racine, délestage dans Zone racinaire, complexité ou changement de l'état de valence d'un minéral (**Bolan et al., 2011**).

L'ajout de modifications (agents alcalins, phosphates, matière organique) et la sélection des plantes sont des critères importants dans la réussite du traitement, et donc la sélection des plantes doit prendre en compte les critères suivants (**Phielier et al., 2013**) :

- (1) Être tolérant aux ETM présents dans le sol
- (2) Avoir une croissance rapide avec une grande capacité de couverture du sol et un système racinaire large et large
- (3) Il est capable de retenir les contaminants dans les racines ou les racines
- (4) Il a une faible capacité à accumuler des polluants
- (5) Nécessite peu d'entretien et a une longue durée de vie Contrairement à l'extraction végétale, les polluants ne sont pas extraits du sol, ce qui nécessite une surveillance constante pour s'assurer que les conditions de stabilité sont maintenues.

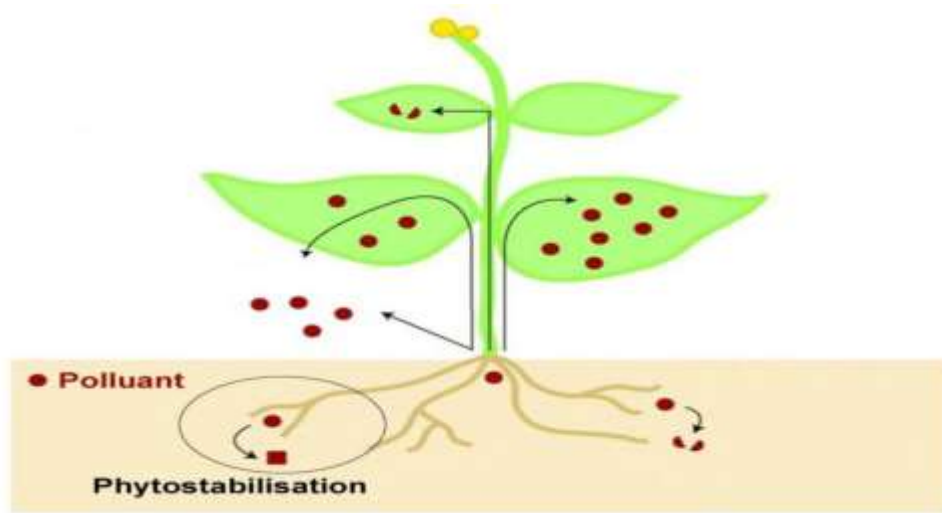


Figure 12: Processus de la phytostabilisation des contaminants au niveau du sol. (**Pilon-Smits 2005**)

4.3. Rhizodégradation

La phytostimulation, ou rhizodégradation, est définie comme la dégradation des polluants organiques dans la zone racinaire avec une activité microbienne accrue (**Mukhopadhyay et Maiti, 2010**). Les racines ont la taille du sol situé à environ 1 mm des racines et sont affectées par l'activité racinaire (**Pilon-Smits, 2005**), et dans la zone racinaire, l'activité microbienne est améliorée de diverses manières :

1. Les exsudats de racines contenant des acides aminés et des glucides enrichissent les micro-organismes locaux
- 2- Les racines fournissent de l'oxygène à la zone racinaire pour les transformations aérobies
- 3- La biomasse racinaire augmente la disponibilité du carbone organique
- 4- Les mycobactéries provoquent la décomposition de composés que les bactéries ne peuvent pas décomposer
5. Les plantes fournissent un habitat à un nombre accru de microbes (**Yadav et al., 2010**).

4.4. Phytodégradation

La phytotransformation, ou phytodégradation, est la décomposition de composés organiques soit par des processus métaboliques chez les plantes, soit par des enzymes produites par les plantes et ne dépend pas de la communauté microbienne (**Vishnoye et Srivastava, 2008 ; Kumar et al., 2018**). Par conséquent, les plantes peuvent être considérées comme le foie vert de la biosphère et la phytodécomposition n'est utile que dans la décomposition des composés

Chapitre 3 : la phytoremediation

organiques. Par la transpiration des plantes, la libération de composés volatils dans l'atmosphère est appelée phytovolatilisation.

Grâce à cette technologie, les plantes absorbent les polluants du sol, les convertissent en composés volatils, puis libèrent ces composés volatils dans l'atmosphère. Cette technique est limitée aux composés organiques et aux métaux lourds Hg et Se (**Padmavathiamma et Li, 2007 ; Kumar et Gunasundari, 2018**).

4.5. Phytofiltration

La phytofiltration est l'utilisation des racines des plantes pour récupérer les eaux de surface, les eaux souterraines et les eaux usées avec un faible niveau de polluants (**Mukhopadhyay et Maiti, 2010**).

Tout d'abord, pour le conditionnement des plantes, les plantes sont nourries avec de l'eau contaminée, puis ces plantes sont transportées vers le site contaminé pour traitement et lorsque les racines sont saturées, elles sont récoltées (**Zhu et al., 1999**). La filtration végétale peut également être une filtration racinaire (en utilisant les racines des plantes), une filtration par blast (semis) ou une filtration (pousses de plantes) (**Mesjasz-Przybylowicz et al., 2004 ; Da Conceicao Gomes et al., 2016**), réalisée en Cette technique , absorbe ou précipite les polluants, réduit leur infiltration dans les eaux souterraines et les exsudats racinaires modifient le pH de la zone racinaire et des minéraux peuvent se déposer sur les racines des plantes (**Flathman et Lanza, 1998 ; Javed et al., 2019**). Dans la rhizofiltration, des plantes terrestres et aquatiques à croissance rapide peuvent être utilisées pour extraire le cadmium, le chrome, le cuivre, le nickel, le plomb et le zinc. La plupart des plantes terrestres sont utilisées en raison de leur système racinaire fibreux plus long (**Dhanwal et al., 2017**).

4.6. Phytovolatilisation

Dans la phytovolatilisation, les plantes extraites des polluants organiques et certains composés inorganiques du sol, transportés dans leur système vasculaire, puis par transpiration sont relargués dans l'atmosphère (Figure 13). Les polluants sont ainsi entièrement volatilisés (sous forme de gaz) c'est pour c'est considéré comme une technologie attrayante, et il n'est donc pas nécessaire de récolter et de traiter les plantes utilisées. Par contre, avant d'entreprendre de la phytovolatilisation, il faut bien caractériser le risque du transfert des polluants vers l'atmosphère., On capitalise entre autres sur le fort potentiel d'évapotranspiration de certains végétaux pour freiner le ruissellement de l'eau ou sa

Chapitre 3 : la phytoremediation

diffusion dans le sol en milieu riverain ou pour la rhizofiltration d'effluents contaminés (Glass,1999). Ailleurs, il peut être bénéfique de garder les sols à traiter bien irrigués pour minimiser la fermeture des stomates d'où s'évapore l'eau transpirée,

La phytovolatilisation est utilisée pour les solvants chlorés (comme le trichloroéthylène, TCE), les herbicides, les insecticides, les hydrocarbures et certains métalloïdes comme le mercure, l'arsenic et le sélénium (Vishnoi,2008). Les plantes peuvent simplement diffuser des composants organiques volatiles (COV) dans l'atmosphère. Le peuplier par exemple peut hybride, volatiliser et dégrader rapidement du TCE présent dans une eau polluée. (Newman et al,1997). Par contre, certains composants comme le sélénium doivent être transformés dans la plante avant d'être volatilisés (cette transformation diminue en même temps leur toxicité) (Pilon-Smits,2005). L'absorption du mercure et du sélénium (deux éléments qui ont une phase gazeuse) peut être facilitée par Les champignons mycorhiziens (Pilon-Smits,2005). Il est bien connu que l'arsenic et le mercure peuvent être transformer et volatiliser par les microbes. Cependant, chez les plantes, la volatilisation n'apparaît pas significative sauf pour celles ayant subi des modifications génétiques (Pilon-Smits,2005). Du tabac génétiquement modifié (*Nicotiana tabacum*) peut absorber, transformer et volatiliser du méthylmercure (Chevrier,2013).

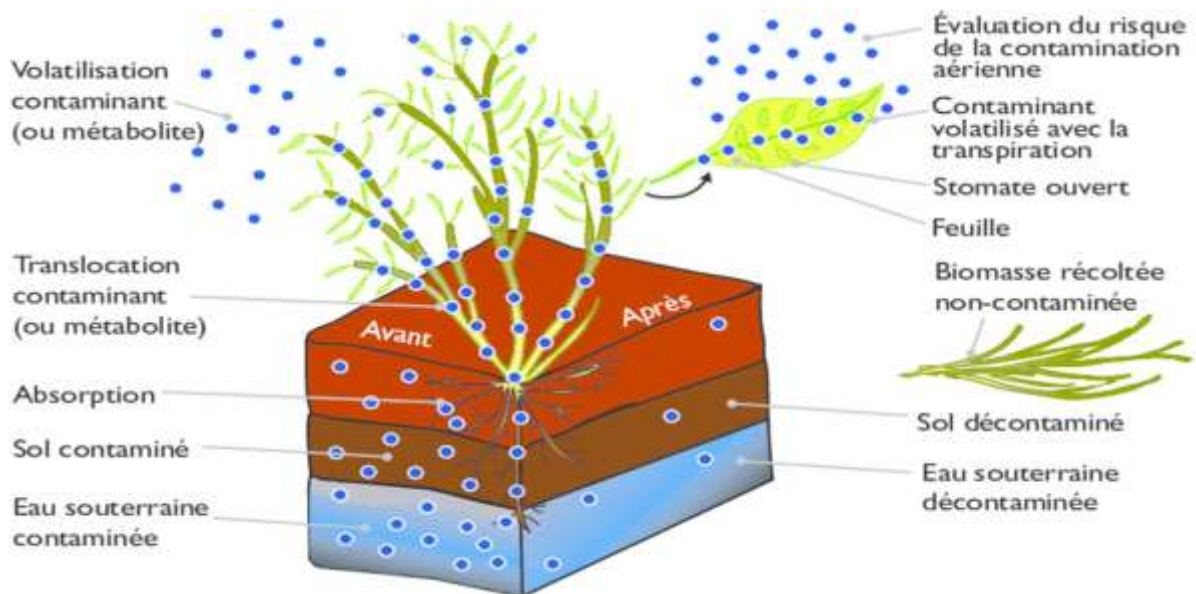


Figure 13 : Schéma de la phytovolatilisation

Chapitre 3 : la phytoremediation

Nous parlons de risques pour la santé humaine et l'environnement (**Vishnoi et Srivastava, 2008**). Par rapport aux techniques traditionnelles, on constate que cette technique de phytoremédiation est considérée comme une mesure respectueuse de l'environnement, mais les risques liés au transport des polluants vers l'atmosphère doivent être pris en compte.

Tableau 11: Mécanismes de la phytoremédiation et les types de contaminants pouvant être traités

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

5. Efficacité

Pour assainir le sol, nous choisissons une technique de phytoremédiation et nous choisissons d'enregistrer un projet qui répond aux objectifs de développement durable. Cette phytothérapie est efficace et la pollution est faible à modérée car les plantes doivent pouvoir pousser correctement. La durée du traitement dépendra de plusieurs facteurs, bien que la phytothérapie puisse prendre plusieurs années pour nettoyer un site. Par exemple, le type de plante sélectionnée et la durée de la saison de croissance (**EPA, 2012**), ainsi que la concentration de polluants présents sur le site et la zone de contamination. Ainsi, des projets pilotes sont en cours au Québec et les résultats sont prometteurs quant à l'efficacité de cette technologie botanique (**Pitre et al., 2010 ; Guidi et al., 2012**).

6. Avantages

Chapitre 3 : la phytoremediation

De nos jours, la phytoremédiation est de plus en plus utilisée car elle permet de préserver la structure du sol car elle ne nécessite pas d'excavation (EPA, 2012). En outre, la phytothérapie est largement acceptée par le grand public en raison des effets associés moindres, ce qui constitue une option économique par rapport aux techniques de décontamination traditionnelles. Plusieurs autres avantages sont attribués à cette technique de décontamination, notamment la quantité de déchets générés par la phytothérapie. Ainsi, le volume de matériaux à enfouir ou à incinérer lors de l'utilisation de techniques conventionnelles est plus élevé que si la phytothérapie était utilisée (réduction de plus de 95%) (Forget, 2004 ; Ghosh et Singh, 2005).

En fait, l'utilisation de ces techniques botaniques s'applique à une variété de sites contaminés. Qu'il s'agisse de pollution des sols ou des eaux souterraines, ou de pollution organique ou inorganique, la phytoremediation est désormais une option à considérer. La présence de végétation sur le site contribue également à réduire ou à prévenir l'érosion et procure un avantage visuel au paysage (Vishnoi et Srivastava, 2008). Le soleil est l'énergie utilisée pour désinfecter les sites où se déroulent les techniques de phytoremediation, il est donc bénéfique pour l'environnement car les techniques traditionnelles choisiront plutôt l'énergie sale. Par exemple, c'est l'essence qui fait tourner les machines qui malheureusement pollue beaucoup et cause des nuisances sonores, et c'est pour la prospection. De plus, la phytoremediation a un effet généralement positif sur l'environnement, du fait de la non-utilisation de combustibles fossiles lors de la décontamination.

D'ailleurs, les plantes sont connues pour améliorer la qualité de l'air et leur capacité à isoler les gaz à effet de serre (ITRC, 2009).

7. Coûts

Plusieurs avantages sont associés à la phytoremediation, notamment le malaxage de décontamination au faible coût, qui peut être jusqu'à dix fois moins élevé que les techniques conventionnelles (Bear et al., 2006). À titre de comparaison, les coûts associés aux techniques d'assainissement conventionnelles, telles que le forage, sont estimés entre 400000 \$ et 1700000 \$ pour un site d'une acre contaminé au plomb à une profondeur de 50 cm (cm) alors que ce n'est que 60000 \$ à \$ 100 000. Un dollar américain est nécessaire pour cela en utilisant la technique de phytothérapie (Khan et al., 2004). Sans compter que ces coûts relativement faibles par rapport au forage, peuvent être amortis sur plusieurs années (Forget, 2004).

8. Limites et défis

La phytothérapie présente de nombreux avantages par rapport aux autres techniques thérapeutiques, ainsi que certaines **limites (Ekta et Modi, 2018 ; Chandra et Kumar, 2018)**. Elle a suscité beaucoup d'intérêt et d'acceptation ces dernières années et présente des avantages majeurs que sont la rentabilité, la faisabilité et son approche environnementale. La phytoremédiation est un processus lent dépendant du cycle biologique qui nécessite de quelques mois à plusieurs années et plusieurs cycles de culture pour restaurer le sol (**Khaled et al., 2017**).

Possible pour les sites pollués à un degré moindre ou modéré afin que la phytotoxicité sur la plante reste moindre et que les plantes puissent prospérer. Le taux de croissance des plantes, la faible biomasse aérobie et la profondeur des racines sont des facteurs qui limitent également la phytoremédiation (**Cameselle et Gouveia, 2019**). Les plantes à forte accumulation peuvent accumuler les plus grandes quantités de minéraux (100 mg / kg As et Cd; 1000 mg / kg de cuivre, chrome, nickel, sélénium, plomb et cobalt; et accumuler 10000 mg / kg de zinc et de manganèse) (**Carocci et al., 2015**), mais la biomasse La croissance faible et lente des accumulateurs excessifs limite leur efficacité, et en raison du manque de biodisponibilité des minéraux, il est difficile pour les plantes de nettoyer les contaminants minéraux qui sont étroitement liés au sol et c'est en afin de surmonter le problème du remplissage minéral et de la biodisponibilité, et en conséquence divers agents chélateurs synthétiques sont utilisés (acide citrique, EDTA, EGTA, CDTA, DTPA, etc.), mais la nature non dégradable et toxique et la persistance de ces agents dans le le sol pourrait créer des problèmes à l'avenir (**Oh et al., 2014**). Les conditions météorologiques et climatiques favorables aux plantes sont également essentielles pour une phytoremédiation durable (**Mahar et al., 2016**).

Le stockage, le traitement et l'élimination appropriée de la biomasse végétale extraite des minéraux posent également des défis et des destructions qui conduisent à la compression de la biomasse végétale et de son compostage, réduisant le volume et les coûts de transport, mais augmentant le lessivage des composés organiques minéraux dissous.

Par conséquent, l'élimination durable de la biomasse végétale reste un problème majeur dans le processus de phytoremédiation.

9. Utilisation de biotechnologie pour la phytoremédiation

L'application de la biotechnologie en phytoremédiation se produit principalement au Canada et aux États-Unis (**Ben Ghnaya et al., 2006**). Le génie génétique tente d'introduire des gènes sur-accumulés dans des espèces à croissance rapide et à forte biomasse, ou des gènes de croissance dans des espèces sur-agrégées (ou des méthodes pour augmenter la diversité), car les espèces sur-agrégées, (**Angle et Linacre, 2005 ; Ben Ghnaya et al., 2006**).

Jusqu'à présent, la première option est la plus couramment utilisée ; il s'agit de développer des espèces génétiquement modifiées avec des caractéristiques d'extraction améliorées de l'arsenic, du sélénium et du **plomb** (**Pilon-Smith et al., 1999 ; Schat et al., 2000 ; Dhankher et al., 2002 ; Angle et Linacre, 2005**). La biotechnologie bactérienne est à l'étude pour immobiliser les métaux lourds (**Lorenzo et al., 2000**). Le principe est d'associer des protéines qui lient les ions métalliques comme le cuivre et le zinc (métallothionéine) à des bactéries pouvant se développer dans les sols contaminés. Les tests qui ont été menés ont montré que la phytotoxicité du sol est considérablement réduite après l'inoculation avec les bactéries fixatrices de cadmium modifiées. À long terme, cette technologie peut être utilisée en combinaison avec des plantes de manière stable. (**Lorenzo et al., 2000**).

Afin d'obtenir des plantes et des accumulations tolérantes aux substances actives métalliques (principalement plomb et zinc) (**Ben Ghnaya et al., 2006**), une sélection *in vitro* améliorée (couche transversale de cellules minces (CCMTs)) en colza (*Brassica napus*) a également été utilisée. Développer de petits pétioles et hypocotyles (<1 mm) sous forme d'explants (après régénération cellulaire-tiges végétales, tumeurs) à partir de la couche cellulaire prélevée sur la tige florale de la plante étudiée, et les placer dans le métal pour sélectionner les plus résistants Explants qui ont survécu. Par conséquent, une plante vigoureuse accumulée est obtenue. (**Mazoyer et Roudart, 1997**).

L'utilisation d'organismes génétiquement modifiés ou de sélection variétale présente des risques habituels en pratique, que ce soit pour l'économie (propriété intellectuelle liée à la recherche et à la partie 1 : Développement des espèces, coût et disponibilité des semences ou des plantes, approvisionnement en ressources, etc.) environnement (avec l'hybridation d'espèces indigènes, l'introduction de gènes modifiés dans d'autres plantes, le développement invasif, les changements dans le réseau trophique, les risques pour la santé humaine, (**Angle et Linacre, 2005**).

Chapitre 3 : la phytoremediation

De manière générale, il est recommandé d'utiliser des espèces exotiques modifiées qui ont moins de chance de s'hybrider avec la flore indigène, car les espèces cultivées présentent un risque particulièrement néfaste d'accumulation de gènes (introgression de gènes) à partir d'autres matériels génétiques végétaux. ... Pour cette raison, dans l'alimentation, (**Angle et Linacre, 2005**).

10. les espèces végétales phytoremédiatrices

La phytoremédiation est l'une des méthodes les plus écologiquement appropriées pour l'assainissement des sols dans les zones contaminées par des métaux lourds par des activités industrielle (**Hussain et al. 2020**). Certaines plantes peuvent absorber les métaux lourds dans les zones contaminées, mais la forte production de biomasse de ces plantes faut être prise en compte. (**Agathos et Reineke 2002**). La forte capacité de certaines espèces à absorber sélectivement des éléments permet d'utiliser les plantes comme agents de phytoremédiation pour restaurer les milieux pollués. (**Gorelova et Frontasyeva 2017**). Grâce à cette technologie, certaines plantes peuvent récupérer de nombreux polluants, notamment des composés pétroliers, des solvants chlorés, des pesticides, des métaux lourds et des composés radioactifs (**Vocciante et al. 2019**). Ces espèces végétales accumulent naturellement 50 à 100 fois plus d'éléments lourds que d'autres plantes (**Saleh et Aglan 2018**). Le problème avec ces types de plantes est qu'elles sont généralement petites, ce qui limite leur capacité à éliminer les contaminants. L'absorption des métaux par les plantes dépend de divers facteurs du sol, tels que le pH, la taille des particules du sol, la matière organique, la capacité d'échange cationique et des facteurs végétaux, tels que la surface des racines, le taux d'oscillation des racines, le rapport micro fluidique, le taux de transpiration, les plantes et les espèces âgées les plantes (**Napaldet et Buot Jr 2017**). Les plantes utilisées pour la phytoremédiation doivent pousser rapidement dans diverses conditions environnementales les plus diverses et pouvoir être récoltées rapidement et facilement. L'un des avantages des agents de phytoremédiation est que les plantes éliminent les polluants par leurs racines, et non les polluants. Le sol. (**Willey 2007**). L'un des principaux objectifs de l'étude des plantes pour extraire les métaux lourds est de trouver des plantes capables de transférer des métaux des racines aux bourgeons.

11. Choix de la plante phytoremédiatrice (saules)

Les comportements des plantes liés à l'environnement pollué au sein d'une espèce ou même des variantes de la même espèce et des mêmes clones sont très différents, il est donc

Chapitre 3 : la phytoremediation

très important de sélectionner des plantes pour la phytoremédiation. La recherche en phytoremédiation s'est initialement concentrée sur les espèces hyperaccumulatrices. Le principal problème limitant l'utilisation de ces espèces est que leurs rendements en biomasse sont généralement trop faibles pour que les traitements de phytoremédiation réussissent. De plus, la décontamination attendue à moyen terme est généralement trop lente. Selon les normes, ils sont originaires des tropiques et peu adaptés aux climats tempérés. Ils sont généralement liés à d'autres aspects restrictifs, tels que : B. Leur mode de vie annuel, un petit réseau racinaire qui restreint la zone touchée, et des taux de transpiration faibles, qui limitent la circulation et donc le taux d'absorption d'eau des plantes. (**Lunáčková et al., 2003, McGrath et al., 2001**). Compte tenu de ces facteurs, les caractéristiques à considérer lors de la sélection des plantes doivent aller au-delà de l'accumulation pure, qui peut s'exprimer ainsi : tolérance à la pollution la plus élevée possible ; avoir un système racinaire ; croître rapidement ; elles peuvent produire un grand nombre de organismes de la zone considérée Et peut capter la plupart des polluants dans la partie minière, généralement au-dessus du sol. (**Marques et al., 2009**).

11.1. Espèces ligneuses à croissance rapide

Les alternatives les plus intéressantes aux hyperaccumulateurs (principalement des herbes et/ou des espèces à croissance lente) sont les espèces d'arbres à croissance rapide. Les avantages des arbres et arbustes incluent en fait des systèmes racinaires profonds ; une transpiration accrue ; une production de biomasse importante ; l'établissement d'un couvert végétal continu, stabilisant le site et réduisant le risque d'érosion et de lessivage des polluants. (**Dos Santos Utmazian & Wenzel, 2007, Wieshammer et al., 2007**). En plus du fait que ces espèces sont assez productives, elles devraient également avoir une capacité d'accumulation modérée, ce qui signifie qu'elles devraient être capables d'absorber plus d'ET que la plupart des plantes, bien que moins que celles considérées comme hyperaccumulatives. (**Dickinson et al., 2009, Hammer et al., 2003**). Plusieurs espèces d'Aulne, Betula, Populus, Salix et Mélèze ont été examinées et ont montré des capacités intéressantes (**French et al., 2006, Hammer et al., 2003, Pulford & Watson, 2003**). Le coefficient de comparaison sans dimension est utilisé pour évaluer le potentiel d'accumulation d'ET de différentes espèces végétales. Le facteur de bioconcentration (FBC) ou facteur de transfert est défini comme le rapport de la concentration en ET dans les tissus végétaux à la concentration totale en ET dans le sol. S'il est supérieur à 1, cela signifie que ET a un transfert actif du sol vers le sol. Tissu végétal aérien (**Bissonnette et al., 2010, Dickinson & Pulford, 2005, Moreno-Jimenez et al., 2009**).

Chapitre 3 : la phytoremediation

Par conséquent, nous devons nous efforcer de trouver un équilibre entre la production de biomasse et les racines profondes, l'accumulation d'ET au-dessus du sol et la résistance aux éléments toxiques et au climat. (Jensen et al., 2009).

12. Le potentiel de phytoremediation par le saule (*Salix spp.*)

Le genre *Salix* fait partie de la famille des Salicacées, il pousse dans les habitats de plaine humides, il enregistre 400 espèces de saules et plus de 200 espèces hybrides (Newsholme, 1992). Il a développé un certain nombre de variétés et d'hybrides (Sommerville, 1992) indiquant le grand nombre, des espèces et hybrides de *Salix* à la grande diversité génétique au sein du genre. Bien qu'il existe des formes rampantes telles que *Salix repens* et arbuste de saule (comme *Salix aurita*), la plupart des espèces multi-tubercules sont de petits arbres tels que *Salix caprea* et *Salix cinerea*. Nous constatons également que certaines espèces sont des arbres à tige unique d'une hauteur de plus de 20 mètres, comme *Salix alba*.



Figure 14 : White Willow (*Salix alba*), Salicaceae

Dans presque tous les cas, les tiges ou les branches caduques touchant le sol peuvent prendre racine, et les pousses poussent vigoureusement à partir de la tige d'une plante (Somerville, 1992) et le genre contient de nombreuses espèces avec une productivité élevée et des stratégies de croissance envahissantes (Punshon et al., 1996).

Chapitre 3 : la phytoremediation

Plusieurs espèces, telles que *S. caprea* et *S. cinerea*, ainsi que des hybrides de *S. vatifomis* sont connues pour coloniser les sols fortement érodés (**Dickinson et al., 1994**). (**Mang 1992**) a détaillé l'importance des saules dans la colonisation du limon séché contaminé Avec les métaux lourds retirés du port, et a attiré l'attention sur l'aptitude de clones sélectionnés à être cultivés dans des zones contaminées.

Le renforcement du sol fourni par l'entrelacement de ses racines étalées est une caractéristique qui peut être exploitée dans la mise en valeur des terres. La demande en eau du système racinaire permanent du saule réduit le risque d'intrusion de contaminants (**Sander et Ericsson 1998**), et la plupart des espèces sont capables de résister à de longues sécheresses.

Le saule est un arbre très approprié pour utiliser la phytoremédiation, l'une de ses caractéristiques est qu'il peut être récolté à plusieurs reprises par tasse, et il produit jusqu'à 10-15 tonnes sèches par an 1 hectare par an (**Riddle-Black, 1993**). Les variétés de salsal denses avec des tiges dressées, une croissance rapide et une bonne capacité d'enracinement sont les mieux adaptées à la biomasse, et *S. vatifomis* est l'espèce la plus couramment utilisée (**Ahman et Larsson, 1994**). Les arbres *Salix* ont également une absorption efficace des nutriments, un taux d'évaporation élevé et la capacité d'absorber les métaux lourds, en plus d'un rendement élevé en biomasse.

Les utilisations finales potentielles de la biomasse *Salix* comprennent le combustible à combustion directe sous forme de copeaux de bois, les matières premières pour la production de papier, les panneaux de particules et le charbon de bois, une source de viscosité pour l'industrie textile, la production de paniers et de charbon de bois, l'éthanol et le charbon de bois, et des aliments supplémentaires pour les ruminants. (**McElroy et Dawson, 1986**) Que son utilisation comme bois de chauffage permet la récupération des métaux lourds par l'épuration des gaz de combustion et le traitement des cendres (**Perttu et Kowalik, 1997 ; Dahl, 2000**).

Pour l'utilisation du saule en phytoremédiation (**Punshon et al., 1995**), deux stratégies possibles ont été proposées. Le saule est considéré comme le plus approprié pour l'utilisation car il vit dans un sol contaminé avec une absorption minérale minimale des tissus de l'air où il est nécessaire de transporter des minéraux à travers la chaîne alimentaire ou la distribution de métaux lourds est plus grande dans l'environnement, et le saule qui s'accumule Il est

Chapitre 3 : la phytoremediation

souhaitable de disposer de quantités relativement importantes de minéraux, pour traiter le sol en extrayant la plante et en récoltant les arbres.

Diverses méthodes ont été suivies pour étudier l'absorption des minéraux par les clones de saule, notamment par des expériences sur le terrain, des expériences en pot et des systèmes hydroponiques. (**Landberg et Greger 1994**) ont testé différents clones pour l'accumulation et la tolérance du Cd et du Zn en culture en solution. Certains clones toléraient les deux minéraux, d'autres n'en toléraient qu'un seul.

Les clones tolérants ont l'avantage d'avoir une absorption nette relativement élevée ou faible de minéral pur, avec un transfert net vers le sol, avec un transfert net de bourgeons allant de 1% à 72% de l'absorption totale de minéraux. (**Greger 1999**) a découvert que la capacité d'absorption de Cd de 70 génotypes de *Salix* pouvait varier jusqu'à 43 fois entre les clones avec des valeurs plus élevées et plus faibles.

En raison de la production élevée de biomasse et du transfert de cadmium à la pousse, ce sont les meilleurs cultivars avec des capacités cinq fois plus élevées que ceux trouvés dans *T. caerulescens* et *Alyssum parietal*, et (**Felix 1997**) a ajouté que *Salix vatiformis* avait le plus grand potentiel pour accumulation de minéraux parmi les différentes plantes testées : Un facteur de transport de 3,4 Cd a été obtenu lors d'une expérience sur le terrain sur un sol contaminé. Par conséquent, les 77 années de dégagement du sol calculées utilisées dans cette étude à des concentrations acceptables de cadmium n'étaient pas réalisables, mettant en évidence les limites de rendement et / ou les taux d'absorption des minéraux pour l'extraction des plantes comme outil thérapeutique.

Pour réduire les concentrations de minéraux dans les sols contaminés à des concentrations cibles sur une période de 30 ans (la durée de vie utile prévue des saules rotatifs cultivés en saule est courte), (**Riddell-Black 1993**) a calculé les concentrations de barres minérales. Il a été souligné en raison des concentrations très élevées de minéraux nécessaires que la décontamination des sols fortement pollués ne peut être réalisée à court terme. Les terres moins polluées peuvent également être défrichées dans un délai raisonnable, même avec une absorption minérale réduite, en raison de récoltes répétées. Le succès de *Salix* a été adopté comme usine d'extraction de plantes pour sa capacité d'accumulation minérale et son site d'accumulation minérale dans l'usine (**Riddell-Black, 1994**) et sa production de biomasse.

Chapitre 3 : la phytoremediation

L'absorption des métaux lourds a été mesurée par quatre types de saules utilisés dans la production de copeaux de bois pour l'énergie. Il y a plus de 50 ans, les arbres ont été plantés pendant 3 ans sur un sol recevant des boues d'épuration. L'absorption des minéraux par la biomasse récoltée n'était pas suffisante pour que l'extraction végétale soit possible, car le principal avantage de la croissance de saules dans ce site contaminé par des minéraux était la stabilisation du site contaminé par des minéraux qui serait la stabilité du placier.

En conséquence, elle a déclaré que la culture du saule pourrait être bénéfique si elle épuise le minéral biodisponible dans le sol.

Dans d'autres études, il existe des preuves encourageantes de ce phénomène, car par Salix, environ 30% du CD biodisponible a été éliminé lors d'une expérience en pot de 90 jours (**Greger, 1999**). (**Eriksson et Ledin 1999**) ont conclu que les concentrations de cadmium échangeable dans 8 types de sols prélevés sur les plates-formes Salix et que les sols de référence non cultivés adjacents étaient de 30 à 40% plus faibles dans les sols cultivés.

Le pool de cadmium échangeable a été réduit, mais les concentrations totales de cadmium n'ont pas été significativement réduites. Tout au long du profil d'absorption du sol s'est produit à une profondeur de 65 cm. Par conséquent, (**Alriksson et al. 1999**), qui ont étudié les effets de la plantation de cinq espèces d'arbres (y compris le saule) sur une période de 6 ans sur les concentrations de cadmium dans le sol, ont constaté qu'une absorption élevée de cadmium provenant de la biomasse n'était pas associée à un épuisement correspondant de la biomasse. Complexe de cadmium soluble. Où, en raison du pH plus bas, cette piscine a augmenté. Identifié par (**Pulford et al. 2002**) Concentrations de métaux lourds dans l'écorce et le bois de 20 espèces de saules. En effet, les concentrations dans les arbres de 3 ans indiquent que certains clones avaient la capacité d'absorber de grandes quantités de minéraux car les concentrations de cadmium dans les tiges de cette étude étaient plus élevées que les concentrations dans le sol.

(**Bonchon et al. 1995**) ont également trouvé une propriété bénéfique pour l'élimination à long terme des contaminants du sol, de nombreux clones de Salix décomposant significativement le cadmium dans les tissus ligneux plus que d'autres. (**Ostman 1994**) a calculé l'absorption annuelle de cadmium par le saule (dépassant ce qui est fourni par les engrais et les précipitations atmosphériques) à environ 3-4% du cadmium disponible pour les plantes dans le sol suédois, et pour réduire les concentrations de cadmium à des niveaux inférieurs aux niveaux normaux. A suggéré que le cycle de rotation ait environ 20-25 ans. Il a

Chapitre 3 : la phytoremediation

également été démontré que *Salix* cultivé commercialement recueille 20 à 30 g de cadmium par hectare et par an (**Juranson et Philipot, 1994**).

L'absorption par le saule du cadmium d'un sol modérément contaminé peut-être suffisante pour permettre un traitement en quelques années. Il existe un grand potentiel pour exploiter la capacité du saule à absorber de grandes quantités de cadmium, car un composé de Cd en excès, *T. caeruleascens* (**Brooks, 1998**) est connu.

Le cadmium est très toxique pour la biologie et est un polluant courant en milieu urbain. Par conséquent, l'utilisation de saules pour éliminer le cadmium des sols modérément contaminés peut-être l'application pratique immédiate de la phytoremédiation.

(**Nissen et Lepp 1997**) ont déterminé une tendance générale indiquant l'exclusion de l'accumulation de cuivre et de zinc dans les tissus végétaux de huit espèces salex, et indique également une faible probabilité d'épuisement du cuivre dans le sol par des récoltes répétées, alors qu'il y a une certaine possibilité de zinc.

(**Dickinson et coll. 1994**) en menant une série d'expériences pour étudier la fondation et Croissance d'un certain nombre de clones salex placés dans un sol contaminé par des minéraux, ainsi que l'absorption et la distribution des minéraux dans la plante. Comme il a été observé que la transition des racines aux pousses était la plus importante pour le zinc (les concentrations dans les tiges étaient de 0,8% dans les plantes cultivées en boutures), ce qui a rendu possible l'élimination du minéral pendant la récolte. Comme le notent (**McGregor et al. 1996**) que les changements dans les concentrations de zinc dans les tissus des arbres à différentes parties de la saison de croissance indiquent cet hiver, ce qui correspond bien à la pratique d'accumulation normale. Par conséquent, le calcul du temps nécessaire pour réduire la concentration de zinc dans le sol à des niveaux acceptables indique que l'intervalle de temps est très long.

Environ 50 à 80% de la quantité totale de minéraux bioaccumulés ont été trouvés dans la biomasse des racines et des tiges, ce qui représente le gel des minéraux par rapport à ceux accumulés dans les feuilles, qui retournaient au sol à la fin de chaque saison de croissance. (**Labrecque et al. 1994**) ont estimé la bioaccumulation de plusieurs minéraux par *Salix discolor* et *S. vialityis* en relation avec l'application de minéraux dans les boues. Alors qu'il a été observé que les coefficients de transfert des métaux du cadmium et du zinc étaient

Chapitre 3 : la phytoremediation

significativement plus élevés que ceux du nickel, du cuivre et du plomb (**Labrecque et al. 1995**). De plus, l'utilisation accrue de minéraux sur les arbres n'entraînait pas nécessairement une augmentation de concentrations minérales tissulaires. La forte solubilité de ces minéraux dans le sol et la préférence pour l'argent liquide pour ces minéraux est due au fait que les concentrations de cuivre, de nickel et de plomb dans les plantes sont moins dépendantes des concentrations dans le sol, tandis que les concentrations de cadmium et de zinc étaient plus.

(**Landberg et Greger 1996**) sont parvenus à une évaluation de la tolérance et de l'accumulation du cadmium, du cuivre et du zinc. Alors que les tiges proviennent de différents clones de salix cultivés dans des zones contaminées et non contaminées par des minéraux. Ils n'ont pas non plus trouvé de différence entre les zones contaminées et les zones de contrôle de tolérance salix aux métaux ou les concentrations de métaux lourds dans les bâtonnets d'échantillonnage. Ainsi, la croissance des clones de la zone contaminée était généralement stimulée à une faible concentration de minéraux, et la variation de l'accumulation et de la tolérance aux métaux lourds était plus grande au sein d'une espèce qu'entre les espèces, et les copies de la zone contaminée avaient des accumulations de minéraux plus élevées à leurs racines, et moins de transmission de métal, aux bourgeons, et éventuellement un mécanisme de protection des instantanés.

(**Punshon et Dickinson 1999**) ont étudié les expériences hydroponiques, la résistance de Salix au Zn, Cd et Cu, etc. Il a également signalé une variabilité significative entre et au sein des clones. La résistance était clonée ou hybride, mais la résistance n'était pas spécifique à l'espèce. Par la survie d'une proportion de boutures de certains des clones les plus sensibles dans les régimes riches en minéraux, une grande variation intra-clonale a été démontrée. Il a été reconnu que, pour mettre cela en contexte, la différence significative dans la croissance du salix dans les sols non contaminés, car cette différence entraîne des difficultés dans les programmes d'inspection de phytoremédiation, mais pourrait être nécessaire pour permettre la mise en place d'une technique de réparation du site par culture sélective.

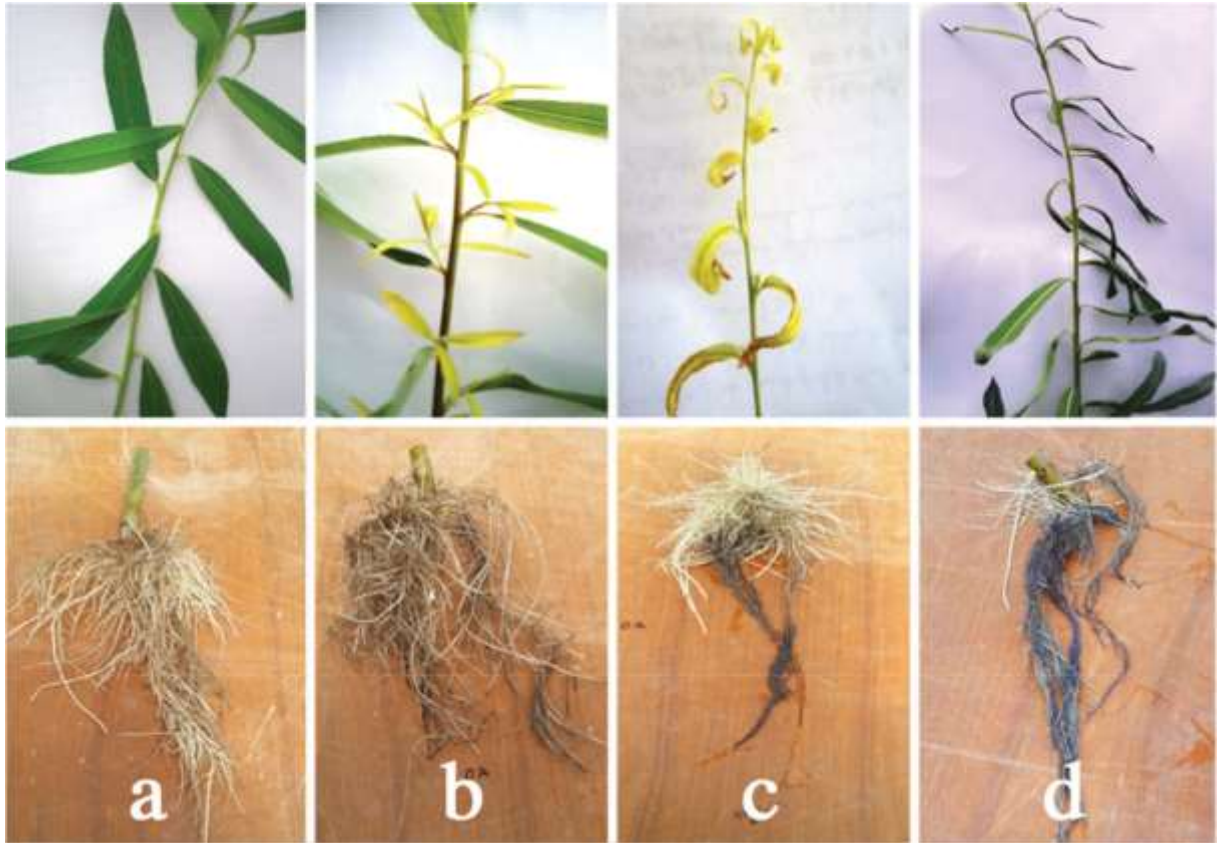


Figure 15 : Aspect morphologique des feuilles, au bout de 20 jours, et du système racinaire, au bout de 45 jours, chez des plants de *Salix* (a) témoin ou soumis à un stress attribuable au zinc : (b) 250 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$, (c) 500 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ et (d) 750 $\mu\text{mol} \cdot \text{L}^{-1}$ (Abassi et al 2018).

13. Préoccupations liées à la phytoremédiation

L'une des plus importantes préoccupations liées à la phytoremédiation est la faible vitesse de ce processus par rapport aux méthodes physiques et chimiques d'assainissement des sols contaminés (Sarwar et al. 2017). La remédiation d'une zone contaminée par les plantes peut nécessiter plusieurs saisons de croissance en raison de leur lenteur, qui dépend des contraintes climatiques et de la diversité des espèces (Song et al. 2019). Les hyperaccumulateurs aux racines peu profondes ne sont capables que de nettoyer les ressources en sol ou en eau de surface, mais ils ne peuvent pas nettoyer et assainir les aquifères d'eau souterraine et les horizons profonds du sol (Tangahu et al. 2011). Il existe également un risque de contamination de la chaîne alimentaire par les plantes qui absorbent les toxines, car les animaux vivant dans la zone contaminée peuvent se nourrir de ces plantes (Insel 2013). En raison de l'adhésion intense des contaminants hydrofuges aux particules du sol, la technique de phytoextraction est moins efficace (Bauddh, Singh et Korstad 2017). D'autre part,

Chapitre 3 : la phytoremediation

l'évaporation des composés polluants peut transformer le problème de la pollution de l'eau ou du sol en un problème de pollution atmosphérique (Soriano 2014). Mais la plus grande préoccupation pour la phytoremédiation est de savoir quel doit être leur sort après la récolte des plantes contaminées riches en métaux (Singh et Tripathi 2007). La question peut se poser de savoir si la décomposition biologique des plantes infectées ou leur utilisation restitue la contamination complètement ou partiellement au sol. La réponse à cette question n'est toujours pas claire.

14. Mécanismes de la phytoremédiation assistée par les plantes et PGPR

Les conditions telles que les activités rhizosphériques, la croissance des plantes, la tolérance aux métaux et la biodisponibilité des métaux lourds influencent grandement l'efficacité de la phytoremédiation assistée par les PGPR. Différents constituants organiques et inorganique sont liés par la majorité des métaux lourds Dans un environnement contaminé, et leur biodisponibilité est étroitement liée à leur spéciation chimique (Ma et al., 2011). Les souches de PGPR ont produit divers composés métaboliques qui peuvent modifier la nature du métal (acidification et oxydation-réduction) et sa mobilité (chélation, précipitation et immobilisation) dans l'environnement rhizosphérique tels que des acides organiques, des sidérophores, des EPS, des biosurfactants, etc, ; ainsi, ils améliorent la phytoremédiation, phytostabilisation et phytovolatilisation de la plante. Les mécanismes globaux de la phytoremédiation assistée par PGPR est illustré dans la Figure 14.

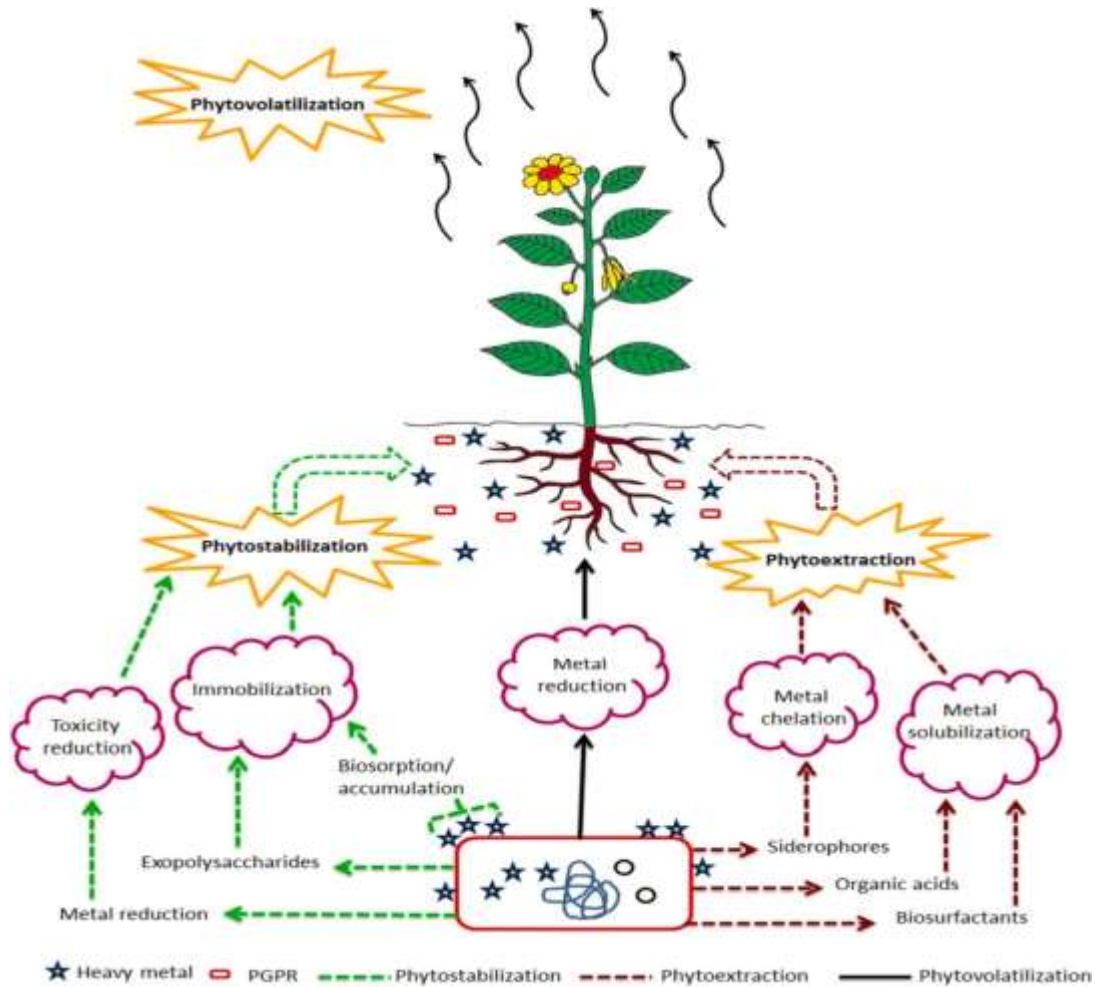


Figure 16 : Mécanisme schématique de la phytoextraction, de la phytostabilisation et de la phytovolatilisation médiées par les PGPR.

14.1. Phytoextraction assistée par les PGPR :

Le nom de phytoextraction indique la capacité des plantes à absorber les contaminants dans les racines et à les transloquer vers la partie aérienne, en modifiant la biodisponibilité, la mobilité, la solubilité et le transport des métaux lourds on peut avoir une amélioration par la réduction du pH du sol, la production de chélateurs, la déminéralisation, l'état d'oxydoréduction, etc. (Mohammedzadeh et al., 2017). Par la sécrétion de divers composés métaboliques,

Ce qui conduit à l'accumulation accrue de métaux lourds sont les inoculations de PGPR qui modifient significativement les paramètres ci-dessus :

Un rôle important dans la solubilisation des métaux lourds présenté par les sidérophores microbiens sont les agents chélateurs de métaux les plus essentiels (conversion en une forme

Chapitre 3 : la phytoremediation

disponible pour la plante) (Ahemad, 2014). Récemment, (Seyed et al. 2018) ont étudié l'effet des souches bactériennes productrices de sidérophore *B. safensis* FO-036b (T) et de l'inoculation de *P. fluorescens* sur la croissance de *H. annuus* et l'accumulation des métaux. Dans lequel les inoculations microbiennes solubilisent et augmentent l'accumulation de Pb et Zn. De même, (Amjad et al. 2017) et (Vartika et al. 2016) ont rapporté que l'inoculation de souches PGPR produisant des sidérophores augmentait significativement l'accumulation de Zn, Pb et Fe dans leurs plantes hôtes respectives. De plus, les souches PGPR ont produit certains acides organiques de faible poids moléculaire tels que l'oxalique, le citrique, le gluconique, le 2-céto-glutarique, l'acétique, le malique et le succinique, etc, ont été produit par des souches des PGPR. Parmi eux, les acides oxalique et citrique jouent un rôle remarquable dans la solubilisation et la mobilité des métaux par le processus de réduction de la complexation (Rajkumar et al., 2012 ; Ullah et al., 2015).

La mobilité et la biodisponibilité des métaux lourds aux racines des plantes sont grandement influencés par les bio surfactants microbiens. Les principales espèces PGPR pour la production de biosurfactants sont les souches du genre *Acinetobacter* (émulsan, apoémulsan, alasan, biodispersan), *Pseudomonas* (biosurfactant glycolipidique), *Bacillus* (surfactine) et *Serratia* (serrawettin, un biosurfactant lipopeptidique cyclique) (Surekha et al., 2010). À l'interface des particules du sol de la rhizosphère, Les bio surfactants sécrétés interagissent premièrement et forment un complexe avec les métaux insolubles, ce qui entraîne une modification de la mobilité et de la biodisponibilité des métaux dans la solution du sol après désorption des métaux de la matrice du sol (Rajkumar et al., 2012). Outre les bio surfactants, une autre caractéristique importante des souches PGPR, qui mobilisent les métaux lourds à partir de ressources minérales est la biolixiviation. Par conséquent, on peut conclure que la biodisponibilité des métaux pour l'absorption par les plantes à partir du sol contaminé est améliorée par les inoculations rhizobactériennes.

14.2. Phytostabilisation assistée par les PGPR :

Contrairement à la phytoextraction, la mobilisation et l'accumulation des métaux lourds peuvent être réduit par certaines souches de PGPR par le développement de certains mécanismes spécifiques, notamment l'adsorption, la bio sorption, la bioaccumulation, la biotransformation, la précipitation, la complexation et l'alcalinisation. Les groupes fonctionnels anioniques de la surface cellulaire bactérienne (groupes sulfhydryle, sulfonate, carboxyle, hydroxyle, amine et amide), Les métaux lourds sont adsorbés et immobilisés par

Chapitre 3 : la phytoremediation

les EPS et les capsules extracellulaires qui jouent un rôle important dans l'adsorption et l'immobilisation (Sessitsch et al., 2013). les métaux lourds chargés cationiques sont facilement piégés par Les molécules d'EPS bactériennes chargées anioniques. une charge négative globale est conférée à l'EPS microbienne par Les groupes fonctionnels comme l'hydroxyle, le phosphate, l'amine, le sulfhydryle et le carboXyle (Karthik et al., 2017b). Ces groupes fonctionnels sont principalement impliqués dans l'adsorption des métaux lourds chargés cationiquement (Wang et al., 2010), Ceci conduit à une diminution de la disponibilité et de la fluidité des métaux lourds dans la rhizosphère (Sinha et Mukherjee 2008) indiquant que le composé de la paroi cellulaire adsorbe les métaux lourds en nombre de souches bactériennes que sont les plantes *Hordeum vulgare* La principale raison de la diminution de l'accumulation de cadmium.

Les mécanismes de biosorption et de bio-accumulation sont employer par les PGPR qui peuvent également réduire la mobilité des métaux (Pratish et al., 2018). Les microbes peuvent absorber les métaux lourds par le biais d'un transport dépendant du métabolisme actif ou d'un transport passif indépendant du métabolisme (Khan et al., 2007). Dans la biosorption, les métaux sont immobilisés par divers processus microbiens tels que la précipitation, l'accumulation, la chélation et la transformation. (Ma et al., 2016b). De plus, l'état ionique des métaux lourds (Cr, Fe, Mn, Hg et Se) est réduit et combiné par les micro-organismes. /Où. Affecter le processus d'oxydation et transformer la forme de flux toxique en une forme fixe moins toxique (Ma et al., 2011). (Karthik et al. 2017b) La biotransformation et l'immobilisation du Cr (VI) par une sorte de bactérie de la rhizosphère sont enregistrées. Cette biotransformation et cette immobilisation s'effectuent en quatre étapes principales : (i) l'interaction et la biosorption du Cr(VI) par des groupes fonctionnels de surface cellulaire, et (ii) le transport du Cr(VI) vers les cellules par des transporteurs sulfate/phosphate. Solution de soluté, (iii) la réduction de Cr (VI) dans la solution cytosolique et (iv) la fixation de Cr (III). Thakur (2012) a rapporté la réduction de Cr (VI) et la fixation d'organochrome (III) par *Serratia*. La réduction de Cr (VI) et la fixation d'Organo-Cr (III) sont réduites par des mécanismes complexes, notamment l'échange d'ions, la complexation, la co-précipitation et la fixation. (Majumder et al. 2013), Bacille et géobacille. Les agents oxydants, tels que les souches bactériennes, peuvent oxyder efficacement l'As mobile toxique (III) en As fixe (V) qui est moins toxique. Gregorio et al (2005) ont également documenté la réduction et la fixation du sélénium par les souches de *St. maltophilia*. La réduction et la fixation de la toxicité induite par les bactéries se manifestent sous une forme moins toxique et les

Chapitre 3 : la phytoremediation

empêchent de pénétrer dans les racines des plantes. (Chatterjee et al.2009) Selon les rapports, l'inoculation de la souche KUCr3 Cellulosimicrobium cellulans peut réduire la teneur en Cr (VI), réduisant l'accumulation de Cr dans les pousses et les tissus racinaires de 37,23%et 56,70 %, respectivement.

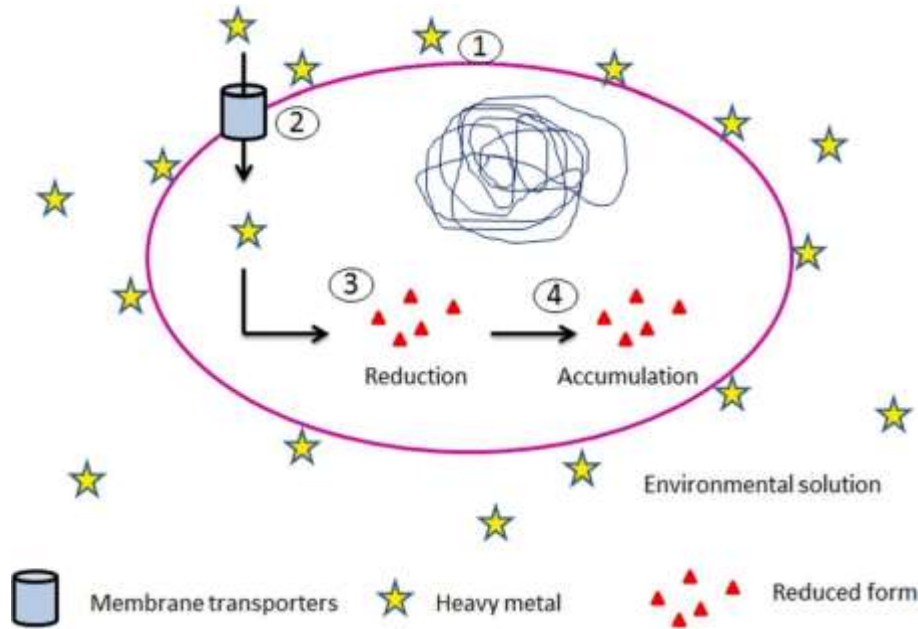


Figure 15 : Réduction et immobilisation des métaux lourds par des bactéries. La réduction et l'accumulation des métaux se produisent en quatre étapes majeures (1) interaction et biosorption du métal, (2) transport du métal vers le cytoplasme, (3) réduction et (4) accumulation (Karthik et al., 2017b ; Jacob et al., 2018).

14.3. Phytovolatilisation assistée par les PGPR :

Pour l'extraction et la stabilisation des plantes, l'inoculation PGPR a un impact significatif sur l'ovulation des plantes des métaux lourds. Par exemple, la souche de PGPR résistante au mercure produit une organomercure lyase codée par le gène MerB, qui peut décomposer les composés organiques du mercure en ions mercure (HgII) (Matsui et al... Dans une étude similaire (Silver et Hobman 2007), le micro-organisme MerA Gène codant pour la mercure réductase (une flavinase dans les cellules) qui convertit les ions mercure toxiques (II) en mercure volatil moins toxique (0). Ces actions microbiennes réduisent considérablement la toxicité du mercure et augmentent l'ovulation des plantes Certains chercheurs transfèrent des gènes microbiens à l'homme le corps et les systèmes végétaux et ont une efficacité d'ovulation des plantes plus élevée.

Conclusion

Conclusion générale

Parmi les contaminants les plus répandus du sol, on retrouve les métaux lourds dont la toxicité varie en fonction de leur nature. Cette étude a révélé que les métaux lourds sont parmi les menaces les plus critiques pour le sol et la santé humaine. Ces métaux sont libérés dans l'environnement par différentes sources. De nombreux métaux lourds ont des fonctions physiologiques chez les plantes et les animaux, mais ils sont toxiques à de fortes concentrations élevées. Les plantes qui poussent sur des sols pollués par des métaux lourds présentent une réduction de la croissance due à des modifications de leurs propriétés physiologiques et biochimiques. Ceci est particulièrement vrai lorsque le métal lourd impliqué ne joue aucun rôle bénéfique pour la croissance et le développement des plantes. La persistance à long terme des métaux lourds est un autre problème qui aggrave considérablement l'impact des métaux lourds sur l'environnement. Les plantes ont différents mécanismes pour faire face aux métaux lourds. Les techniques conventionnelles de remédiation sont coûteuses et dévastatrices pour l'environnement.

Par conséquent, il est inévitable de mettre en œuvre des technologies peu coûteuses et respectueuses de l'environnement pour assainir les sols pollués par les métaux lourds.

La phytoremédiation des métaux est l'approche la plus efficace basée sur les plantes pour éliminer les polluants des zones contaminées sans avoir d'effets destructeurs sur la structure du sol. Certaines plantes ont le potentiel d'absorber des métaux toxiques à hauteur de plusieurs pour cent de leur biomasse de pousses séchées, ces plantes sont connues sous le nom d'hyperaccumulateurs. De nouvelles espèces végétales adaptées à l'élimination des métaux lourds des sols contaminés devraient être recherchées. Les saules qui sont très résistants à la contamination et c'est un arbre très approprié pour utiliser la phytoremédiation. Le saule est considéré comme le plus approprié pour l'utilisation car il vit dans un sol contaminé avec une absorption minérale minimale des tissus de l'air où il est nécessaire de transporter des minéraux à travers la chaîne alimentaire ou la distribution de métaux lourds est plus grande dans l'environnement. Les recherches récentes sur les PGPR dans la remédiation des sols contaminés montrent une brillante perspective pour les études successives.

Par exemple, l'utilisation combinée de PGPR et de bactéries spécifiques de dégradation des contaminants peut éliminer avec succès des contaminants des sols.

L'application de certaines rhizobactéries peut augmenter l'absorption de Ni à partir des sols en changeant sa phase. Les Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR) sont également

utilisées pour leur apport à la croissance des plantes, par le biais de mécanismes divers tels que l'amélioration de la nutrition minérale, la lutte contre les maladies ou la production d'hormones, ou pour leur influence sur la physiologie des plantes, en augmentant par exemple la perméabilité des cellules racinaires. De même, la manipulation des technologies de génie génétique élargit considérablement l'étendue et le degré de la bio remédiation.

References

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- **Abassi, M., Lamhamedi, M. S., Hachani, C., & Béjaoui, Z. (2018).** *Évaluation morpho-physiologique de trois clones de Salix des zones semi-arides soumis à un excès de zinc en conditions hydroponiques.* *Canadian Journal of Forest Research*, 48(5), 599–609
- **Abderrezak KRIKA, 2014.** THESE, Etude de la distribution des métaux lourds dans les ripisylves de l'oued Rhumel. Université Constantine 1-algérie.
- **Abdelly, C. (2006).** *Bioremédiation / Phytoremédiation.* Université de Tunis – Institut supérieur de l'éducation et de la formation continue, Département des sciences naturelles, 32 p. SN 232.
- **Adesodun, J.K.; Atayese, M.O.; Agbaje, T.; Osadiaye, B.A.; Mafe, O.; Soretire, A.A.** Phytoremediation potentials of sunflowers (*Tithonia diversifolia* and *Helianthus annuus*) for metals in soils contaminated with zinc and lead nitrates. *Water Air Soil Pollut.* **2010**, 207, 195–201. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
- **Agardoy R. Morales F. López-Millán AF. Abadía A et Abadía J. (2009).** Effects of zinc toxicity on sugar beet (*Beta vulgaris* L.) plants grown in hydroponics. *Plant Biol (Stuttg)*.11(3): 339-350
- **Ahemad, M., Khan, M.S., 2012.** Evaluation of plant-growth promoting activities of rhizobacterium *Pseudomonas putida* under herbicide stress. *Ann. Microbiol.* 62, 1531–1540
- **Ahemad, M., Kibret, M., 2014.** Mechanisms and applications of plant growth promoting rhizobacteria: current perspective. *J. King Saud Univ. Sci.* 26, 1–20.
- **Ahman I, Larsson S.** Genetic improvement of willow (*Salix*) as a source of bioenergy. *Norw J Agric Sci* 1994;18:47 – 56 [supplement].
- **Ahmad, P., & Prasad, M. N. V. (2011).** *Environmental adaptations and stress tolerance of plants in the era of climate change.* Berlin: Springer Science & Business Media.
- **AISSAOUI Hichem, 2019.** Thèse de Doctorat, Caractérisation et dynamique des métaux lourds (Cu⁺², Zn⁺² et Mn⁺²) dans le sol de la région de Biskra sous l'effet de la matière organique. Université Mohamed Khider – Biskra(algérie).
- **Akhtar, N., Qureshi, M.A., Iqbal, A., Ahmad, M.J., Khan, K.H., 2012.** Influence of Azotobacter and IAA on symbiotic performance of Rhizobium and yield parameters of lentil. *J. Agric. Res.* 50, 361–372
- **Alam M. S, Z. J.Cui , T. Yamagishi, et R., Ishii (2001).** Grain yield and related physiological characteristics of rice plants *Oryza sativa* L. inoculated with free-living rhizobacteria, *Plant Prod. Sci.* 4:125–130.
- **Ali, H., et al. (2013).** Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications. *Chemosphere* 91(7): 869-881.
- **Alriksson A, Alriksson B, El Make M.** Biomass uptake related depletion of soil Cd in a tree-species experiment on farmland in Sweden. In: Wenzel
- **Angelova, V.R.; Perifanova-Nemska, M.; Uzunova, G.; Ivanov, K.; Lee, H.** Potential of sunflower (*Helianthus annuus* L.) for phytoremediation of soils contaminated with heavy metals. *World J. Sci. Eng. Technol.* 2016, 10, 1–11. [[Google Scholar](#)]
- **Anand, K., Kumari, B., Mallick, M.A., 2016.** Phosphate solubilizing microbes: an effective and alternative approach as bio-fertilizers. *Int. J. Pharm. Sci.* 8 (2), 37–40.
- **ASTDR. (2004).** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Department of Health and Human Services Public Health Service U.S. Toxicological Profile for Copper. Doi: <http://w.astdr.gov> (2004).
- **ASTDR. (2005).** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Department of Health and Human Services Public Health Service U.S. Toxicological Profile for Zinc.
- **ASTDR. (2012).** Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Department of Health and Human Services Public Health Service U.S. Toxicological Profile for Cadmium. Doi: <http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/tp5.pdf>
- **Ataabadi, M., Hoodaji, M., Najafi, P., 2011.** Biomonitoring of some heavy metal contaminations from a steel plant by above ground plants tissue. *Afr. J. Biotechnol.* 10 : 4127-4132.
- **Aude Migeon.** Etude de la variabilité naturelle dans la réponse du peuplier aux métaux : Bases physiologiques et exploitation en phytoremédiation. Biologie végétale. Université Henri Poincaré - Nancy 1, 2009. Français. NNT : 2009NAN10050. tel-01748401
- **Azoos, M. M., Youssef, A. M., & Ahmad, P. (2011).** Evaluation of salicylic acid (SA) application on growth, osmotic solutes and antioxidant enzyme activities on broad bean seedlings grown under diluted seawater. *International Journal of Plant Physiology and Biochemistry*, 3, 253–264. doi:10.5897/IJPPB11.052
- **Bacic, A., Moody, S. F., McComb, J. A., Hinch, J. M., Clarke, A. E. 1987.** Extracellular polysaccharides from shaken liquid cultures of *Zea mays*. *Australian Journal of Plant Physiology*, 14, 633-641.
- **Bailey, D. C., Alexander, E., Rice, M. R., Drake, E. J., Mydy, L. S., Aldrich, C. C., et al. (2018).** Structural and functional delineation of aerobactin biosynthesis in hypervirulent *Klebsiella pneumoniae*. *J. Biol. Chem.* 293, 7841–7852. doi: 10.1074/jbc.RA118.002798
- **Bakker, P., Berendsen, R. L., Doornbos, R. F., Wintermans, P. C. A., and Pieterse, C. M. J. (2013).** The rhizosphere revisited: root microbiomics. *Front. Plant Sci.* 4:7. doi: 10.3389/fpls.2013.00165
- **Banik, A., Mukhopadhyaya, S. K., and Dangar, T. K. (2016).** Characterization of N-2-fixing plant growth promoting endophytic and epiphytic bacterial community of Indian cultivated and wild rice (*Oryza* spp.) genotypes. *Planta* 243, 799–812. doi: 10.1007/s00425-015-2444-8
- **Barea, José-Miguel & Pozo, Maria & Azcón, Rosario & Azcon-Aguilar, Concepcion. (2005).** Microbial co-operation in the rhizosphere. *Journal of experimental botany.* 56. 1761-78. 10.1093/jxb/eri197.

- **Bataillard, P., Cambier, P., Picot, C. (2010)** - Short-term transformations of lead and cadmium compounds in soil after contamination. *Eur. J. Soil. Sci.*, 54: 365-376.
- **Bauddh, K, B Singh, and J Korstad. 2017.** *Phytoremediation Potential of Bioenergy Plants.* Springer, Singapore.
- **Baune, M., Qi, Y. L., Scholz, K., Volmer, D. A., and Hayen, H. (2017).** Structural characterization of pyoverdines produced by *Pseudomonas putida* KT2440 and *Pseudomonas taiwanensis* VLB120. *Biometals* 30, 589–597. doi: 10.1007/s10534-017-0029-7
- **Behl, S., de Schryver, V., Diehl, S., & Stibor, H. (2012).** Trophic transfer of biodiversity effects: functional equivalence of prey diversity and enrichment? *Ecology and Evolution*, 2(12), 3110–3122. doi:10.1002/ece3.415
- **Bengough, A. G., McKenzie, B. M., Hallett, P. D., & Valentine, T. A. (2011).** Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of Experimental Botany*, 62(1), 59–68. doi:10.1093/jxb/erq350
- **Berkani N.Khelaifia M.Mebarki F(2017)** .Isolement des bactéries du sol résistantes aux métaux lourds, Université 8 Mai 1945 Guelma, Département de biologie
- **B.G. Kang, W.T. Kim, H.S. Yun, S.C. Chang(2010).** Use of plant growth-promoting rhizobacteria to control stress responses of plant roots, *Plant Biotechnol. Rep.*, 4 (2010), pp. 179-183
- **Bhattacharyya, P. N., and Jha, D. K. (2012).** Plant growth-promoting rhizobacteria (PGPR): emergence in agriculture. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 28, 1327–1350. doi: 10.1007/s11274-011-0979-9
- **Bi, X., Feng, X., Yang, Y., Li, X., Shin, G.P.Y., Li, F., Qiu, G., Li, G., Liu, T., Fu, Z. (2009)** - Allocation and source attribution of lead and cadmium in maize (*Zea mays* L.) impacted by smelting emissions. *Environ Pollut*, 157: 834-839.
- **Bolan NS, Park JH, Robinson B et al 2011.** Chapter four : Phytostabilization: A green approach to contaminant containment. *Advances in Agronomy.* Vol 112, 145–204.
- **Burdman, S., E. Jurkevitch et Y. Okon (2000).** Recent advances in the use of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) in agriculture, In: *Microbial Interactions in Agriculture and Forestry.* N. S. Subba Rao and Y. R. Dommergues, eds., Science Publishers, Enfield, USA, Vol II, pp. 229-250.
- **Cakmakci, R., F. Kantar et F. Sahin (2001).** Effect of N₂-fixing bacterial inoculations on yield of sugar beet and barley. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 164:527–531
- **Callender, E., Rice, K. C. (2000)** - The urban environmental gradient: Anthropogenic influences on the spatial and temporal distributions of lead and zinc in sediments. *Environ.Sci. Technol*, 34(2): 232-238.
- **Cameselle, C., Gouveia, S., 2019.** Phytoremediation of mixed contaminated soil enhanced with electric current. *J. Hazard. Mater.* 361, 95–102. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.08.062>.
- **CAMPBELL, N. A. & J. B. REECE (2004).** *Biologie.* De Boeck Université, Bruxelles, 2 e édition (1 e édition 1995)
- **Carocci, A., Catalano, A., Lauria, G., Sinicropi, M.S., Genchi, G., 2015.** Brief History of the Development of the Transfusion Service. How to Recruit Volunt. Donors Third World? Vol. 238. pp. 22–28. <http://dx.doi.org/10.1007/398>.
- **Chet, I., Ordentlich, A., Shapira, R., & Oppenheim, A. (1990).** Mechanisms of biocontrol of soil-borne plant pathogens by rhizobacteria. *Plant and Soil*, 129, 85–92. doi:10.1007/BF00011694
- **Chevrier, É.** *La phytoremédiation, une solution d’avenir pour le Québec.* Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Canada, 2013
- **Chélius MK, EW. Triplett (2000).** Immunolocalization of dinitrogenase reductase produced by *Klebsiella pneumoniae* in association with *Zea mays* L. *Appl. Environ. Microbiol.* 66:783–787.
- **Chandra, R., Kumar, V., 2018.** Phytoremediation: A green sustainable technology for industrial waste management. In: Chandra, R., Dubey, N.K., Kumar, V. (Eds.), *Phytoremediation of Environmental Pollutants.* CRC Press, Boca Raton, pp. 14–35.
- **Chaney, R. (1983).** Plant uptake of inorganic waste constituents. In *Land Treatment of Hazardous Wastes*, ed. JE Parr, PB Marsh.
- **Chang, W. T., Chen, Y. C., and Jao, C. L. (2007).** Antifungal activity and enhancement of plant growth by *Bacillus cereus* grown on shellfish chitin wastes. *Bioresour. Technol.* 98, 1224–1230. doi: 10.1016/j.biortech.2006.05.005
- **Choudhary, D. K., Prakash, A., and Johr, B. N. (2007).** Induced systemic resistance (ISR) in plants: mechanism of action. *Indian J. Microbiol.* 47, 289–297. doi: 10.1007/s12088-007-0054-2
- **Cocozza, C., Palumbo, G., Colombo, C., Pinto, V. (2013)** Caratteristichecofisiologiche (Ed) accumulo di cadmio in roverella (*Quercus pubescens* Willd.). *Forest*, 9: 217-226.

- **Coêlho, J.G.S., Araújo, J., Lima, A.K.V.O. & Pereira, F.C. (2016).** Fitorremediação na recuperação de áreas degradadas e combate à desertificação: estado da arte. Joao Pessoa, I Congresso Internacional das Ciências Agrárias, 8 p.
- **Collin B. et Doelsch E., 2008** - Evaluation de la mobilité et de la phytodisponibilité des éléments traces métalliques des sols : Étude réalisée sur les sols de la Communauté Intercommunale Réunion Est (CIREST), en perspective d'une demande de dérogation à la réglementation sur l'épandage des boues de stations d'épuration. Montpellier : CIRADPERSYST, 60 p.
- **Compant, S., Duffy, B., Nowak, J., Clement, C., & Barka, E. A. (2005).** Use of plant growth-promoting bacteria for biocontrol of plant diseases: Principles, mechanisms of action, and future prospects. *Applied and Environmental Microbiology*, 71, 4951–4959. doi:10.1128/AEM.71.9.4951-4959.2005
- **Conrath, U., Beckers, G. J. M., Langenbach, C. J. G., and Jaskiewicz, M. R. (2015).** “Priming for Enhanced Defense,” in *Annual Review of Phytopathology*, Vol. 53, ed. N. K. VanAlfen (Palo Alto: Annual Reviews), 97–119. doi: 10.1146/annurev-phyto-080614-120132
- **Cunningham, S.D. & Ow, D.W. (1996).** Promises and Prospects of Phytoremediation. *Plant Physiology*, vol. 110, p. 715–719.
- **Da Conceicao Gomes, M.A., Hauser-Davis, R.A., de Souza, A.N., Vitoria, A.P., 2016.** Metal phytoremediation: general strategies, genetically modified plants and applications in metal nanoparticle contamination. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 134, 133–147.
- **Dhanwal, P., Kumar, A., Dudeja, S., Chhokar, V., Beniwal, V., 2017.** Recent advances in phytoremediation technology. In: Kumar, R., Sharma, A.K., Ahluwalia, S.S. (Eds.), *Advances in Environmental Biotechnology*. Springer, Singapore, pp. 227–241.
- **Dahl, J.** Chemistry and behaviour of environmentally relevant heavy metals in biomass combustion and thermal ash treatment processes. PhD thesis, Institute of Chemical Engineering Fundamentals and Plant Engineering, Technical University of Graz, Austria; 2000.
- **Dahou L., Rabahi F., 2019.** Synthèse sur la phytoremédiation des sols contaminés par les métaux lourds (Pb, Cu, Zn) par l'Atriplex (canescence pursh) native et le Radis (*Raphanus sativus* mémoire de fin d'étude, Biodiversité et environnement, 68 p
- **Deori, M., Jayamohan, N. S., and Kumudini, B. S. (2018).** Production, characterization and iron binding affinity of hydroxamate siderophores from rhizosphere associated fluorescent *Pseudomonas*. *J. Plant Protect. Res.* 58, 36–43. doi: 10.24425/119116
- **De Salamone, I. E. G., Hynes, R. K., and Nelson, L. M. (2001).** Cytokinin production by plant growth promoting rhizobacteria and selected mutants. *Can. J. Microbiol.* 47, 404–411. doi: 10.1139/w01-029
- **Dessaux, Y., Hinsinger, P. & Lemanceau, P.** Rhizosphere: so many achievements and even more challenges. *Plant Soil* 321, 1–3 (2009). <https://doi.org/10.1007/s11104-009-0063-5>
- **DGlick, B.R., C.B. Jacobson, M.M.K. Schwarze et J.J. Pasternak (1994)**a.1- Aminocyclopropane-1- carboxylic acid deaminase mutants of the plant growth promoting rhizobacterium *Pseudomonas putida* GR12-2 do not stimulate canola root elongation. *Can. J. Microbiol.*40:911–915.
- **Dickinson NM, Punshon T, Hodkinson RB, Lepp NW.** Metal tolerance and accumulation in willows. In: Aronsson P, Perttu K, editors. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences; 1994. p. 121–7
- **Djilali merzoug,A.(2017).** teneurs en métaux (Pb-Cd-Zn) des cultures maraichères dans la région de Bensekrane Wilaya de Tlemcen.master .master:écologie.université de tlemcen.page 17.
- **Dong Y, AL. Iniguez et EW. Triplett (2003).** Quantitative assessments of the host range and strain specificity of endophytic colonization by *Klebsiella pneumoniae* 342. *Plant Soil* 257:49–59
- **Dobereiner, J (1997).** Biological nitrogen fixation in the tropics: social and economic contributions. *Soil Biol. Biochem.* 29:771–774
- **DOELMAN P., JANSEN E., MICHELS M., VAN TIL M. (1994).** Effects of heavy metals in soil on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter. *Biol. Fertil. Soils* 17, 177-184.
- **Dobbelaere, S, J. Vanderleyden et Y. Okon (2003).** Plant growth-promoting effects of diazotrophs in the rhizosphere. *Crit. Rev. Plant Sci.* 22:107–149
- **Duca, D., Lorv, J., Patten, C. L., Rose, D., and Glick, B. R. (2014).** Indole-3-acetic acid in plant-microbe interactions. *Antonie Van Leeuwenhoek* 106, 85–125. doi: 10.1007/s10482-013-0095-y
- **Ebbs, S.D.; Kochian, L.V.** Toxicity of zinc and copper to brassica species: Implications for phytoremediation. *J. Environ. Qual.* 1997, 26, 776–781. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]

- **Eichert, T., Kurtz, A., Steiner, U., Goldbach, H. (2008)** Size exclusion limits and lateral heterogeneity of the stomatal foliar uptake pathway for aqueous solutes and water-suspended nanoparticles. *Physiol. Plantarum*, 134:151-160.
- **Egamberdieva, D., Lugtenberg, B., 2014.** Use of plant growth-promoting rhizobacteria to alleviate salinity stress in plants. PGPR to alleviate salinity stress on plant growth. In: Miransari, M. (Ed.), *Use of Microbes for the Alleviation of Soil Stresses*. Springer, New York, pp. 73–96.
- **EKALUND F., OLSSON S., JOHANSEN A. (2003).** Changes in the succession and diversity of protozoan and microbial populations in soil spiked with a range of copper concentrations. *Soil Biol. Biochem.*, 35: 1507-1516.
- **Ekta, P.E., Modi, N.R., 2018.** A review of phytoremediation. *J. Pharmacogn. Phytochem.* 7, 1485–1489.
- **ÉtatsOUnis. United States Environmental Protection Agency (EPA) (2012).** *A Citizen's Guide to Phytoremediation*. 2 p. (EPA 542OFO12O016).
- **ÉtatsOUnis. United States Environmental Protection Agency (EPA) (2000).** *Introduction to Phytoremediation*. Cincinnati, OH, 104 p. (EPA/600/RO99/107).
- **Ettema CH, Wardle DA (2002).** Spatial soil ecology. 17:177–183
- **Eriksson J, Ledin S.** Changes in phytoavailability and concentration of cadmium in soil following long term Salix cropping. *Water Air Soil Pollut* 1999;114:171–84.
- **Felix H.** Field trials for in situ decontamination of heavy metal polluted soils using crops of metal-accumulating plants. *Z Pflanzenernahr Bodenkd* 1997;160:525– 9.
- **F.D. Dakora, D.A. Phillips (2002).** Root exudates as mediators of mineral acquisition in low-nutrient environments *Plant Soil*, 245 , pp. 35-47
- **Figueiredo, VB., Burity HA., Martnez CR., Chanway CP. (2008).** Alleviation of drought stress in the common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) by co-inoculation with *Paenibacilluspolymyxa* and *Rhizobium tropici*. *Appl. Soil Ecol.* 40:182–188
- **Flathman, P.E., Lanza, G.R., 1998.** Phytoremediation: current views on an emerging green technology. *J. Soil Contam.* 7 (4), 415–432.
- **Forget, D. (2004).** Réhabilitation des sols. In ETS. *École de technologie supérieure (ETS)*. https://cours.etsmtl.ca/ctn626/innov_fiche_cemrs_200409b_fr.pdf (Page consultée le 20 février 2013).
- **Freitas, E.V.; Nascimento, C.W.; Souza, A.; Silva, F.B.** Citric acid-assisted phytoextraction of lead: A field experiment. *Chemosphere* 2013, 92, 213–217. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- **Fusseder, A. 1987.** The longevity and activity of the primary root of maize. *Plant and Soil*, 101, 257- 265.
- **GADD G.M., (2009).** Metals, minerals and microbes: geomicrobiology and bioremediation. *Microbiol.*, 156: 609-643.
- **Gadd, G.M., Rhee, Y.J., Stephenson, K., Wei, Z., 2012.** Geomycology: metals, actinides and biominerals. *Environ. Microbiol. Rep.* 4, 270–296. doi:10.1111/j.1758-2229.2011.00283.
- **Gáll, T., Lehoczki G., Gyemant, G., Emri, T., Szigeti, Z. M., Balla, G., et al. (2016).** Optimization of desferrioxamine e production by *Streptomyces parvulus*. *Acta Microbiol. Immunol. Hung.* 63, 475–489. doi: 10.1556/030.63.2016.029
- **Ghosh, M. and S.P. Singh (2005).** A review on phytoremediation of heavy metals and utilization of tis byproducts. *Applied ecology and environmental research*, vol. 3, n° 1, p. 1018
- **Giroux M., Chassé R., Deschênes L. et Côté D., 2005** - Étude sur les teneurs, la distribution et la mobilité du cuivre et du zinc dans un sol fertilisé à long terme avec des lisiers de porcs au Québec. *Agrosol.* 16 (01), 23-32.
- **Glass, D. J.,** Current market trends in phytoremediation. *International Journal of Phytoremediation* 1999, 1, (1), 1-8p.
- **Glick, B.R., 2012.** Plant growth-promoting bacteria: mechanisms and applications. *Scientifica* 1–15.
- **-Glick,R(2012)** .Plant groth promoting bacteria ; Mechanisms and Applications . *Department of Biology, University of Waterloo, 200 University Avenue South, Waterloo, ON, Canada N2L 3G1.*15P
- **Glick, B. R. (2014).** Bacteria with ACC deaminase can promote plant growth and help to feed the world. *Microbiol. Res.* 169, 30–39. doi: 10.1016/j.micres.2013.09.009
- **Gonzalez, A.J., Larraburu, E.E., Llorente, B.E., 2015.** *Azospirillum brasilense* increased salt tolerance of Jojoba during in vitro rooting. *Ind. Crops Products* 76, 41–48.
- **Goudjal, Y., Zamoum, M., Meklat, A., Sabaou, N., Mathieu, F., and Zitouni, A. (2016).** Plant-growth-promoting potential of endosymbiotic actinobacteria isolated from sand truffles (*Terfezia leonis* Tul.) of the Algerian Sahara. *Ann. Microbiol.* 66, 91–100. doi: 10.1007/s13213-015-1085-2
- **Goransson A, Philippot S.** In: Aronsson P, Perttu K, editors. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences; 1994. p. 129–32.

- **Grayston, S. J., Vaughan, D., et Jones, D. 1996.** Rhizosphere carbon flow in trees, in comparison with annual plants: the importance of root exudation and its impact on microbial activity and nutrient availability. *Applied Soil Ecology* 5:29-56.
- **Gray, E.J., Smith, D.L., 2005.** Intracellular and extracellular PGPR: Commonalities and distinctions in the plant-bacterium signaling processes. *Soil Biol. Biochem.* 37, 395–412.
- **Greger M.** Salix as phytoextractor. In: Wenzel WW, et al, editors. Proceedings of the 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Vienna: Boku; 1999. p. 872– 3.
- **Greipsson, S. (2011).** Phytoremediation. *Nature Education Knowledge*, vol. 3, n° 10, p. 7.
- **Grossmann, K. (2010).** Auxin herbicides: current status of mechanism and mode of action. *Pest Manag. Sci.* 66, 113–120. doi: 10.1002/ps.1860
- **Guo, H. Y., Wang, Y. C., Liu, H. Z., Hu, P., Jia, Y. Y., Zhang, C. R., et al. (2015).** Exogenous GA(3) application enhances xylem development and induces the expression of secondary wall biosynthesis related genes in *Betula platyphylla*. *Int. J. Mol. Sci.* 16, 22960–22975. doi: 10.3390/ijms160922960
- **Gupta, G., Parihar, S.S., Ahirwar, N.K., Snehi, S.K., Singh, V., 2015.** Plant growth promoting Rhizobacteria (PGPR): Current and future prospects for development of sustainable agriculture. *J. Microbiol. Biochem.* 7, 96–102
- **Guidi, W., Kadri, H. and Labrecque, M. (2012).** Establishment techniques to using willow for phytoremediation on a former oil refinery in southern Quebec: achievements and constraints. *Chemistry and Ecology*, vol. 28, n° 1, p. 49064.
- **Haas, D., & Défago, G. (2005).** Biological control of soil-borne pathogens by fluorescent pseudomonads. *Nature Reviews Microbiology*, 3, 307–319. doi:10.1038/nrmicro1129
- **Halliday, K. J., Martinez-Garcia, J. F., and Josse, E. M. (2009).** Integration of light and auxin signaling. *Cold SpringHarb.Perspect.Biol.*1:a001586. doi: 10.1101/cshperspect.a001586
- **Han, G., Zhou, G., Xu, Z., Yang, Y., Liu, J., Shi, K. (2007) -** Biotic and abiotic factors controlling the spatial and temporal variation of soil respiration in an agricultural ecosystem. *Soil. Biol. Biochem.*, 39: 418-425.
- **HAOUCHINE .T et LEHAM. K,2016.**thèse, Isolement de bactéries résistantes aux métaux lourds etévaluation de leur activité antagoniste vis-à-vis desmicroorganismes pathogènes. Université Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou.
- **Hecht-Buchholz, C (1998).** Theapoplast-habitat of endophytic dinitrogen-fixing bacteria and their significance for the nitrogen nutrition of nonlegumious plants. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 161:509–520.
- **Hawes, M. C., Brigham, L. A., Wen, F., Woo, H. H., & Zhu, Y. (1998).** *FUNCTION OF ROOT BORDER CELLS IN PLANT HEALTH: Pioneersin the Rhizosphere. Annual Review of Phytopathology*, 36(1), 311–327. doi:10.1146/annurev.phyto.36.1.311
- **Herrero, E.; Lopez-Gonzalez, A.; Ruiz, M.; Lucas-Garcia, J.; Barbas, C.** Uptake and distribution of zinc, cadmium, lead and copper in *Brassica napus var. Oleifera* and *Helianthus annuus* grown in contaminated soils. *Int. J. Phytoremed.* 2003, 5, 153–167. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- **HIRSCH P.R., JONE M.J., MCGRATH S.P., GILLER K.E. (1993).** Heavy metals from past applications of sewage sludge decrease the genetic diversity of *Rhizobium leguminosarum bivar trifolii* populations. *Soil Biol. Biochem.*, 25: 1485-1490.
- **Hoshino, Y., Chiba, K., Ishino, K., Fukai, T., Igarashi, Y., Yazawa, K., et al. (2011).** Identification of nocobactin NA biosynthetic gene clusters in *Nocardia farcinica*. *J. Bacteriol.* 193, 441–448. doi: 10.1128/JB.00897-10
- **Insel, PM. 2013.** *Discovering Nutrition.* Jones & Bartlett Publishers, Burlington, MA. **Soriano, MCH. 2014.** *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination.* Intech Open, London.
- **Interstate Technology & Regulatory Cooperation Work Group (ITRC) (2009).** *Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised.* Washington, D.C., ITRC and Phytotechnologies Teams, 187 p. PHYTOO3.
- **Islam, M.S.; Ueno, Y.; Sikder, M.T.; Kurasaki, M.** Phytofiltration of arsenic and cadmium from the water environment using *Micranthemum umbrosum* (jf GMEL) sf blake as a hyperaccumulator. *Int. J. Phytoremed.* 2013, 15, 1010–1021. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- **ITRC (The Interstate Technology & Regulatory Council Phytotechnologies Team) (2009).** *Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised.* Washington, ITRC Phytotechnologies Team, 130 p.
- **Jahanian, A., Chaichi, M.R., Rezaei, K., Rezayazdi, K., Khavazi, K., 2012.** The effect of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) on germination and primary growth of artichoke (*Cynaras colymus*). *Int. J. Agric. Crop Sci.* 4, 923–929.
- **Jabeen, R.; Ahmad, A.; Iqbal, M.** Phytoremediation of heavy metals: Physiological and molecular mechanisms. *Bot. Rev.* 2009, 75, 339–364. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
- **Javed, M.T., Tanwir, K., Akram, M.S., Shahid, M., Niazi, N.K., Lindberg, S., 2019.** Phytoremediation of cadmium-polluted water/sediment by aquatic macrophytes: role of plant-induced pH changes. In: Hasanuzzaman, M., Prasad, M.N.V., Fujita, M. (Eds.), *Cadmium Toxicity and Tolerance in Plants.* Academic Press, pp. 495–529.

- **Jayaprakashvel, M., and Mathivanan, N. (2011).** “Management of plant diseases by microbial metabolites,” in *Bacteria in Agrobiology: Plant Nutrient Management*, ed. D. K. Maheshwari (Berlin: Springer), 237–265. doi: 10.1007/978-3-642-21061-7_10
- **Jha, C. K., and Saraf, M. (2015).** Plant growth promoting rhizobacteria (PGPR): a review. *J. Agric. Res. Dev.* 2015, 108–119. doi: 10.13140/RG.2.1.5171.2164
- **Joo, G. J., Kim, Y. M., Lee, I. J., Song, K. S., and Rhee, I. K. (2004).** Growth promotion of red pepper plug seedlings and the production of gibberellins by *Bacillus cereus*, *Bacillus macroides* and *Bacillus pumilus*. *Biotechnol. Lett.* 26, 487–491. doi: 10.1023/B:BILE.0000019555.87121.34
- **Jutsz, A.M.; Gnida, A.** Mechanisms of stress avoidance and tolerance by plants used in phytoremediation of heavy metals. *Arch. Environ. Prot.* 2015, 41, 104–114. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
- **Katinakis, P. (2011).** *Characterization of nitrogen-fixing bacteria isolated from field-grown barley, oat, and wheat. The Journal of Microbiology*, 49(4), 525–534. doi:10.1007/s12275-011-0457-y
- **Kesaulya, H., Hasinu, J. V., and Tuhumury, G. N. (2018).** “Potential of *Bacillus* spp produces siderophores insuppressing thewilt disease of banana plants,” in *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science* (Semarang: IOP Publishing), 1–6. doi: 10.1088/1755-1315/102/1/012016.
- **Khalid, A., Arshad, M., and Zahir, Z. A. (2004a).** Screening plant growthpromoting rhizobacteria for improving growth and yield of wheat. *J. Appl. Microbiol.* 96, 473–480. doi: 10.1046/j.1365-2672.2003.02161.
- **Khalid, S., Shahid, M., Niazi, N.K., Murtaza, B., Bibi, I., Dumat, C., 2017.** A comparison of technologies for remediation of heavy metal contaminated soils. *J. Geochem. Explor.* 182, 247–268. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.11.021>
- **Khan, A. L., Waqas, M., Kang, S. M., Al-Harrasi, A., Hussain, J., Al-Rawahi, A., et al. (2014).** Bacterial endophyte *Sphingomonas* sp LK11 produces gibberellins and IAA and promotes tomato plant growth. *J. Microbiol.* 52, 689–695. doi: 10.1007/s12275-014-4002-7
- **Khan, F.I., Hasain, T. and Hejazi, R. (2004).** An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, vol. 71, p. 95O122.
- **Kobayashi, D. Y., Reedy, R. M., Bick, J., & Oudemans, P. V. (2002).** Characterization of a chitinase gene from *Stenotrophomonas maltophilia* strain 34S1 and its involvement in biological control. *Applied and Environmental Microbiology*, 68, 1047–1054. doi:10.1128/AEM.68.3.1047-1054.2002
- **Kokalis-Burelle, N., EN.Vavrina, EN. Rosskopf et RA Shelby (2002).** Field evaluation of plant growth-promoting rhizobacteria amended transplant mixes and soil solarization for tomato and pepper production in Florida. *Plant Soil*, 238:257–266.
- **Knee, E. M., Gong, F. C., Gao, M. S., Teplitski, M., Jones, A. R., Foxworthy, A., Mort, A. J., Bauer, W.D. 2001.** Root mucilage from pea and its utilization by rhizosphere bacteria as a sole carbon source. *Molecular Plant-Microbe Interactions*, 14, 775–784.
- **Kopittke PM, Asher CJ, Kopittke RA et Menzies NW. (2007)b.** Toxic effects of Pb²⁺ on growth of cowpea (*Vigna unguiculata*). *Environ Pollut.* 150: 280-287
- **Kumar, P., Dubey, R.C., 2012.** Plant Growth Promoting Rhizobacteria for biocontrol of phytopathogens and yield enhancement of *Phaseolus vulgaris*. *J. Curr. Perspect. App. Microbiol.* 1, 6–38.
- **Kundan, R., Pant, G., Jado, N., Agrawal, P.K., 2015.** Plant growth promoting rhizobacteria: mechanism and current prospective. *J. Fertilizers Pesticides* 6, 2.
- **Kumar, P.S., Gunasundari, E., 2018.** Bioremediation of heavy metals. In: Varjani, S.J., Agarwal, A.K., Gnansounou, E., Gurunathan, B. (Eds.), *Bioremediation: Applications for Environmental Protection and Management*. Springer, Singapore, pp. 165–195
- **Kumar, V., Shahi, S.K., Singh, S., 2018.** Bioremediation: an eco-sustainable approach forrestoration of contaminated sites. In: Singh, J., Sharma, D., Kumar, G., Sharma, N.R. (Eds.), *Microbial Bioprospecting for Sustainable Development*. Springer, Singapore, pp. 115–136
- **Landberg T, Greger M.** Can heavy metal tolerant clones of *Salix* be used as vegetation filters on heavy metal contaminated land? In: Aronsson P, Perttu K, editors. *Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences; 1994. p. 133– 44.
- **Labrecque M, Teodorescu TI, Daigle S.** Effect of sludge application on early development of two *Salix* species: productivity and heavy metals in plants and soil solutions. In: Aronsson P, Perttu K, editors. *Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system*. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences; 1994. p. 157– 65.
- **Labrecque M, Teodorescu TI, Daigle S.** Effect of wastewater sludge on growth and heavy metal bioaccumulation of two *Salix* species. *Plant Soil* 1995;171:303–16.
- **Landberg T, Greger M.** Differences in uptake and tolerance to heavy metals in *Salix* from unpolluted and polluted areas. *Appl Geochem* 1996; 11:175–80.
- **Leclere, V., Bechet, M., Adam, A., Guez, J. S., Wathelet, B., Ongena, M., et al. (2005).** Mycosubtilin overproduction by *Bacillus subtilis* BBG100 enhances the organism’s antagonistic and biocontrol activities. *Appl. Environ. Microbiol.* 71, 4577–4584. doi: 10.1128/AEM.71.8.4577-4584.2005

- **Lee, C. M., Monson, R. E., Adams, R. M., and Salmond, G. P. (2017).** The LacI-family transcription factor, RbsR, is a pleiotropic regulator of motility, virulence, siderophore and antibiotic production, gas vesicle morphogenesis and flotation in *Serratia*. *Front. Microbiol.* 8:1678. doi: 10.3389/fmicb.2017.01678
- **Leduc Dominique ,2016.** Diagnostic pollution des sols : les principaux polluants. Expérience <http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:gqx23o84Pk0J:https://www.alcor-controles.fr/diagnostic-pollution-des-sols-les-principaux-polluants/&hl=fr&gl=dz&strip=0&vwsr=0>
- **Leschber R., Davis R.D., L’Hermite P., 1984.** Chemical methods for assessing bio-available metals and soils. CEC, Elsevier Applied Science Publishers.
- **Li, Q., Saleh-Lakha, S., and Glick, B. R. (2005).** The effect of native and ACC deaminase-containing *Azospirillum brasilense* Cd1843 on the rooting of carnation cuttings. *Can. J. Microbiol.* 51, 511–514. doi: 10.1139/w05-027
- **Liu, D., Lian, B., Dong, H., 2012.** Isolation of *Paenibacillus* sp. and assessment of its potential for enhancing mineral weathering. *J. Geomicrobiol.* 29, 413–421.
- **Liu, L., Guan, D.S., Peart, M.R. (2012)** The morphological structure of leaves and the dust-retaining capability of afforested plants in urban Guangzhou, South China. *Environ.Sci. Pollut Res*, 19, 3440-3449.
- **Liu, F. C., Xing, S. J., Ma, H. L., Du, Z. Y., and Ma, B. Y. (2013).** Cytokinin-producing, plant growth-promoting rhizobacteria that confer resistance to drought stress in *Platycladus orientalis* container seedlings. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 97, 9155–9164. doi: 10.1007/s00253-013-5193-2
- **Liu, W., Wang, Q., Hou, J., Tu, C., Luo, Y., Christie, P., 2016.** Whole genome analysis of halotolerant and alkalotolerant plant growth-promoting rhizobacterium *Klebsiella* sp. D5A. *Sci. Rep.* 6, 26710.
- **Liu, D., Yang, Q. Q., Ge, K., Hu, X. N., Qi, G. Z., Du, B. H., et al. (2017).** Promotion of iron nutrition and growth on peanut by *Paenibacillus illinoisensis* and *Bacillus* sp strains in calcareous soil. *Braz. J. Microbiol.* 48, 656–670. doi: 10.1016/j.bjm.2017.02.006
- **Lin, J.; Jiang, W.; Liu, D.** Accumulation of copper by roots, hypocotyls, cotyledons and leaves of sunflower (*Helianthus annuus* L.). *Bioresour. Technol.* **2003**, 86, 151–155. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
- **Long XX. Yang XE. Ni WZ. Ye ZQ. He ZL. Calvert DV & Stoffella JP. (2003).** Kim and McBride, 2009 Assessing Zinc Thresholds for Phytotoxicity and Potential Dietary Toxicity in Selected Vegetable Crops. *Comm. Soil Sci. Plant Anal.* 34: 1421-1434
- **Lucy M, E. Reed et BR. Glick (2004).** Applications of free living plant growth- promoting rhizobacteria. *Anton. Leeuw. Int. J. G.* 86:1–25.
- **M.Baba Ahmed Abderrazzak ,2012.** Etude de contamination et d'accumulation de quelques métaux lourds dans des céréales, des légumes et des sols agricoles irrigués par des eaux usées de la ville de hammam boughrara, universite abou bekr belkaid – tlemcen, faculte des sciences, departement de chimie
- **Ma, Y., Prasad, M.N.V., Rajkumar, M., Freitas, H., 2011.** Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. *Biotechnol. Adv.* 29, 248–258
- **Ma, Y., Prasad, M. N. V., Rajkumar, M., and Freitas, H. (2011).** Plant growth promoting rhizobacteria and endophytes accelerate phytoremediation of metalliferous soils. *Biotechnol. Adv.* 29, 248–258. doi: 10.1016/j.biotechadv.2010.12.001
- **Madejón, P.; Murillo, J.M.; Marañón, T.; Cabrera, F.; Soriano, M.** Trace element and nutrient accumulation in sunflower plants two years after the *Aznalcollar* mine spill. *Sci. Total Environ.* **2003**, 307, 239–257. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
- **Madejón, P., Pérez-de-Mora, A., Burgos, P., Cabrera, F., Lepp, N.W., Madejón, E. (2010)** - Do amended, polluted soils require re-treatment for sustainable risk reduction? Evidence from field experiments. *Geoderma*, 159, 174-181.
- **Majed, R., Faille, C., Kallassy, M., and Gohar, M. (2016).** *Bacillus cereus* biofilm same, only different. *Front. Microbiol.* 7:16. doi: 10.3389/fmicb.2016.01054
- **Mahar A, Wang P, Ali A et al 2016.** Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicol Environ Saf*;126:111–21.
- **Mahar, A., Wang, P., Ali, A., Awasthi, M.K., Lahori, A.H., Wang, Q., Li, R., Zhang, Z., 2016.** Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.12.023>. Intro
- **Maksimov, I. V., Abizgil’dina, R. R., and Pusenkova, L. I. (2011).** Plant growth promoting rhizobacteria as alternative to chemical crop protectors from pathogens (review). *Appl. Biochem. Microbiol.* 47, 333–345. doi: 10.1134/S0003683811040090

- **Mang FWC.** Heavy metal resistant clones of willows from polluted areas useful for land restoration programmes. *Proc R Soc Edinb* 1992; 98B:244.
- **Manske, G. G. B., Ortiz-Monasterio, J. I., van Ginkel, M., González, R. M., Fischer, R. A., Rajaram, S., & Vlek, P. L. G. (2001).** Importance of P uptake efficiency versus P utilization for wheat yield in acid and calcareous soils in Mexico. *European Journal of Agronomy*, 14(4), 261–274. doi:10.1016/s1161-0301(00)00099-x
- **Marchand A-L(2003)** . Etude de la rhizodéposition chez le maïs : Influence de la distribution des photo-assimilats aux racines et de la morphologie racinaire , thèse de DOCTORAT, unite mixte de recherche agronomie et environnement ,nancy-colmar
- **Marchiol, L.; Fellet, G.; Perosa, D.; Zerbi, G.** Removal of trace metals by *Sorghum bicolor* and *Helianthus annuus* in a site polluted by industrial wastes: A field experience. *Plant Physiol. Biochem.* **2007**, 45, 379–387. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- **Martínez, C., Espinosa-Ruiz, A., and Prat, S. (2018).** Gibberellins and plant vegetative growth. *Annu Plant Rev Online*. 49, 285–322. doi: 10.1002/9781119312994.apr0539
- **Marschner H (1995)** .Mineral Nutrition of Plants, Ed 2. Academic Press, Boston
- **Massouda, B. N. K., & Zahra, M. F,2017.** Mémoire, Isolement des bactéries du sol résistantes aux métaux lourds. Université 8 Mai 1945 Guelma-algérie.
- **McDougall, B. M., et Rovira, A. D. 1970.** Sites of exudation of 14C-labelled compounds from wheat roots. *New Phytol.* 69:999-1003.
- **McCully, M. E., et Canny, M. J. 1985.** Localization of translocated 14C in roots and exudates of field grown maize. *Physiologia Plantarum* 65:380-392.
- **McGregor SD, Duncan HJ, Pulford ID, Wheeler CT.** Uptake of heavy metals from contaminated soil by trees. In: Glimmerveen I, editor. Heavy metals and trees. Proceedings of a Discussion Meeting, Glasgow. Edinburgh: Institute of Chartered Foresters; 1996. p. 171– 6.
- **McCully, M. E. and Boyer, J. S. 1997.** The expansion of maize root-cap mucilage during hydration. 3. Changes in water potential and water content. - *Physiol. Plant.* 99; 169-177.
- **McCully, M. E. 1999.** Roots in soil: Unearthing the complexities of roots and their rhizospheres. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 50, 695-+.
- **McSteen, P. (2010).** Auxin and monocot development. *Cold Spring Harb. Perspect. Biol.* 2:a001479. doi: 10.1101/cshperspect.a001479
- **McElroy GH, Dawson WM.** Biomass from short-rotation coppice willow on marginal land. *Biomass* 1986;10:225–40.
- **Mesjasz-Przybyłowicz, J., Nakonieczny, M., Migula, P., Augustyniak, M., Tarnawska, M., Reimold, W.U., Koeberl, C., Przybyłowicz, W., Glowacka, E., 2004.** Uptake of cadmium, lead, nickel and zinc from soil and water solutions by the nickel hyperaccumulator *Berkheya coddii*. *Acta Biol. Cracov. Ser. Bot.* 46, 75–85.
- **Mhlongo, M. I., Piater, L. A., Madala, N. E., Labuschagne, N., and Dubery, I. A. (2018).** The chemistry of plant-microbe interactions in the rhizosphere and the potential for metabolomics to reveal signaling related to defense priming and induced systemic resistance. *Front. Plant Sci.* 9:17. doi: 10.3389/fpls.2018.00112
- **Mir,S.(2016).** Etude de contamination du Plomb et du Zinc dans les céréales cultivées (blé dur) dans la région de Sebdo (Tlemcen) . master En Pathologie des écosystème.université de tlemcen . page 6.
- **Mukhopadhyay, S., Maiti, S.K., 2010.** Phytoremediation of metal enriched mine waste: a review. *Glob. J. Environ. Res.* 4, 135–150.
- **Muszynska, E.; Hanus-Fajerska, E.** Why are heavy metal hyperaccumulating plants so amazing? *BioTechnol. J. Biotechnol. Comput. Biol. Bionanotechnol.* **2015**, 96, 265–271. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
- **Mohamad ASSAD, 2017.** THÈSE, Transfert des éléments traces métalliques vers les végétaux : mécanismes et évaluation des risques dans des environnements exposés à des activités anthropiques. UNIVERSITÉ DE BOURGOGNE FRANCHE-COMTÉ ÉCOLE DOCTORALE ENVIRONNEMENT-SANTÉ LABORATOIRE CHRONO-ENVIRONNEMENT-France.
- **Morre, D. J., Jones, D. D.,Mollenhauer, H. H. 1967.** Golgi apparatus mediated polysaccharide secretion by outer root cap cells of *Zea mays*. 1. Kinetics and secretory pathway. *Planta*, 74, 286- 301.
- **Nabors,M.(2008)**,Biologie végétale - Structures,fonctionnement, écologie et biotechnologies. Pearson Education France, Paris.
- **Naik, K., Mishra, S., Srichandan, H., Singh, P. K., and Sarangi, P. K. (2019).** Plant growth promoting microbes: potential link to sustainable agriculture and environment. *Biocatal. Agric. Biotechnol.* 21:101326. doi: 10.1016/j.bcab.2019.101326
- **Nakkeeran, S., Marimuthu, T., and Raguchander, T. E., (2013).** Exploring, D. A. P. G., and phenazine producing PGPR strains and fungal antagonists for the management of diseases of Noni., *Morinda citrifolia*, L. (2013).
- **Neiendam-Nielsen, M., & Sørensen, J. (1999).** Chitinolytic activity of *Pseudomonas fluorescens* isolates from barley and sugar beet rhizosphere. *FEMS Microbiology Ecology*, 30, 217–227. doi:10.1111/j.1574-6941.1999.tb00650.x

- Newman, L.A., Strand, S.E., Choe, N., Duffy, J., Ekuan, G., Ruszaj, M., Shurtleff, B.B., Wilmoth, J., Heilman, P. and Gordon, M.P. (1997). Uptake and Biotransformation of Trichloroethylene by Hybrid Poplars. *Environmental Science & Technology*, vol. 31, n° 4, p. 1062-1067.
- Neiverth, A., Delai, S., Garcia, D. M., Saatkamp, K., de Souza, E. M., Pedrosa, F. de O., ... da Costa, A. C. T. (2014). Performance of different wheat genotypes inoculated with the plant growth promoting bacterium *Herbaspirillum seropedicae*. *European Journal of Soil Biology*, 64, 1–5. doi:10.1016/j.ejsobi.2014.07.001
- Newsholme C. *Willows: the genus Salix*. London: Batsford; 1992.
- Nair, R., Varghese, S., Nair, B., Maekawa, T., Yoshida, Y., Kumar, D. (2010) Nanoparticulate material delivery to plants. *Plant. Sci*, 179: 154-163.
- Nissen LR, Lepp NW. Baseline concentrations of copper and zinc in shoot tissues of a range of Salix species. *Biomass Bioenergy* 1997;12:115–20.
- Orhan, E, A. Esitken, S. Ercisli, M. Turan et F. Sahin (2006). Effects of plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) on yield, growth and nutrient contents in organically growing raspberry. *Sci Hortic* 111:38–43.
- Osborn, H. M. I., Lochev, F., Mosley, L., Read, D. 1999. Analysis of polysaccharides and monosaccharides in the root mucilage of maize (*Zea mays* L.) by gas chromatography. *Journal of Chromatography, A*, 831, 267-276.
- Ostman G. Cadmium in Salix—a study of the capacity of Salix to remove cadmium from arable soils. In: Aronsson P, Perttu K, editors. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences; 1994. p. 153– 5.
- Oh, K., Cao, T., Li, T., Cheng, H., 2014. Study on application of phytoremediation technology in management and remediation of contaminated soils. *J. Clean Energy Technol.* 2, 216–220. <http://dx.doi.org/10.7763/JOCET.2014.V2.126>.
- Ouserire . S , 2009. Etude des effets de la co-inoculation des rhizobactéries (*pseudomonas SPP. fluorescens spp* et *rhizobium spp*) sur la phytostimulation et la nodulation chez la fève, mémoire de magister, université SAAD DAHLAB de blida, département d'agronomie.
- Pacheco, A.M.G., Freitas, M.C., Baptista, M.S., Vasconcelos, M.T.S.D., Cabral, J.P. (2008) -Elemental levels in tree-bark and epiphytic-lichen transplants at a mixed environment in mainland Portugal, and comparisons with an in situ lichen. *Environ Pollu*, 151: 326-333.
- Padmavathiamma, P.K., Li, L.Y., 2007. Phytoremediation technology: hyperaccumulation metals in plants. *Water Air Soil Pollut.* 184, 105–126.
- Patten, C. L., and Glick, B. R. (1996). Bacterial biosynthesis on indole-3-acetic acid. *Can. J. Microbiol.* 42, 207–220. doi: 10.1139/m96-032
- Park, J.H., Lamb, D., Paneerselvam, P., Choppala, G., Nanthi Bolan, N., Chung, J.W. (2011) -Role of organic amendments on enhanced bioremediation of heavy metal(loid) contaminated soils. *J. Hazard. Mater.* 185: 549-574.
- Pandya, U., and Saraf, M. (2014). “In vitro evaluation of PGPR strains for their biocontrol potential against fungal pathogens,” in *Microbial Diversity and Biotechnology in Food Security*, eds. R. N. Kharwar et al. (New Delhi: Springer), 293–305. doi: 10.1007/978-81-322-1801-2_26
- Parvaiz, A., Khalid, U.R.H., Ashwani, K., Muhammad, A., & Nudrat, A. A. (2012). Salt-induced changes in photosynthetic activity and oxidative defense system of three cultivars of mustard (*Brassica juncea* L.). *African Journal of Biotechnology*, 11, 2694–2703. doi:10.5897/AJB11.3203.
- Parmar, P., Sindhu, S.S., 2013. Potassium solubilisation by Rhizosphere Bacteria: influence of nutritional and environmental conditions. *J. Microbial. Res.* 3, 25–31.
- Payne, S. M. (1994). Detection, isolation, and characterization of siderophores. *Methods in Enzymology*, 235, 329–344. doi:10.1016/0076-6879(94)35151-1.
- Paz-Ferreiro, J.; Lu, H.; Fu, S.; Méndez, A.; Gascó, G. Use of phytoremediation and biochar to remediate heavy metal polluted soils: A review. *Solid Earth* 2014, 5, 65. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)][[Green Version](#)]
- Pedersen et al., 2000 in Mateos-Naranjo et al., 2008. Toxicity and bioaccumulation of copper to black bindweed (*Fallopia convolvulus*) in relation to bioavailability and the age of soil contamination. *Arch Environ Contam Toxicol.* 39(4):431-439
- Peñarrubia L. Andrés-Colás N. Moreno J et Puig S. (2010). Regulation of copper transport in *Arabidopsisthaliana* : a biochemical oscillator, *Journal of Biological Inorganic Chemistry.* 15: 29–36
- Perttu KL, Kowalik PJ. Salix vegetation filters for purification of waters and soils. *Biomass Bioenergy* 1997;12:9–19.
- Peuke, A. D. et H. Rennenberg (2005). Phytoremediation. *EMBO reports* 6(6): 497-501.
- Porcel, R., Zamarreno, A. M., Garcia-Mina, J. M., and Aroca, R. (2014). Involvement of plant endogenous ABA in *Bacillus megaterium* PGPR activity in tomato plants. *BMC Plant Biol.* 14:36. doi: 10.1186/1471-2229-14-36

- **Poupin, M. J., Timmermann, T., Vega, A., Zuniga, A., and Gonzalez, B. (2013).** Effects of the plant growth-promoting bacterium *Burkholderia phytofirmans* PsJN throughout the life cycle of *Arabidopsis thaliana*. *PLoS ONE* 8:e69435. doi: 10.1371/journal.pone.0069435
- **Pourbabaee, A. A., Shoaibi, F., Emami, S., and Alikhani, H. A. (2018).** The potential contribution of siderophore producing bacteria on growth and Fe ion concentration of sunflower (*Helianthus annuus* L.) under water stress. *J. Plant Nutr.* 41, 619–626. doi: 10.1080/01904167.2017.1406112
- **Phielor R, Voit A, Kothe E 2013.** Microbially supported phytoremediation of heavy metal contaminated soils: Strategies and applications. In: Schippers A, Glombitza F, Sand W (eds.).
- **PilonWSmits, E. (2005).** Phytoremediation. *Annual review of plant biology*, vol. 56, p. 15-39.
- **Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J. (1999)** Heavy metal stress in plants. From molecules to ecosystems. *Springer*, 401p.
- **Prasad, M.N.V. (2011).** Bioremediation, its Applications to Contaminated Sites in India. New Delhi, Ministry of Environment & Forest O Government of India, 63 p.
- **Pratush, A., Kumar, A., Hu, Z., 2018.** Adverse effect of heavy metals (As, Pb, Hg, and Cr) on health and their bioremediation strategies: a review. *Int. Microbiol.* 21, 97–106.
- **Punshon T, Dickinson NM.** Heavy metal resistance and accumulation characteristics in willows. *Int J Phytoremediat* 1999;1:361 – 85.
- **Punshon T, Dickinson NM, Lepp NW.** The potential of *Salix* clones for bioremediating metal polluted soil. In: Glimmerveen I, editor. Heavy metals and trees. Proceedings of a Discussion Meeting, Glasgow. Edinburgh: Institute of Chartered Foresters; 1996. p. 93–104
- **Punshon T, Lepp NW, Dickinson NM.** Resistance to copper toxicity in some British willows. *J Geochem Explor* 1995;52:259–66.
- **Pulford ID, Riddell-Black D, Stewart C.** Heavy metal uptake by willow clones from sewage sludge-treated soil: the potential for phytoremediation. *Int J Phytoremediat* 2002;4:59– 72.
- **Rajkumar, M., Ae, N., Prasad, M. N. V., and Freitas, H. (2010).** Potential of siderophore-producing bacteria for improving heavy metal phytoextraction. *Trends Biotechnol.* 28, 142–149. doi: 10.1016/j.tibtech.2009.12.002
- **Ramirez, LEF., JC. Mellado (2005).** Bacterial biofertilizers. In: Siddiqui ZA (ed) *PGPR: biocontrol and biofertilization*. Springer, Dordrecht, Netherlands, pp 143–172.
- **Rascio, N.; Navari-Izzo, F.** Heavy metal hyperaccumulating plants: How and why do they do it? And what makes them so interesting? *Plant Sci.* 2011, 180, 169–181. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
- **Raza, W., Ling, N., Yang, L., Huang, Q., Shen, Q., 2016a.** Response of tomato wilt pathogen *Ralstonia solanacearum* to the volatile organic compounds produced by a biocontrol strain *Bacillus amyloliquefaciens* SQR-9. *Sci. Rep.* 6, 24856.
- **Raza, W., Yousaf, S., Rajer, F.U., 2016b.** Plant growth promoting activity of volatile organic compounds produced by Bio-control strains. *Sci. Lett.* 4 (1), 40–43.
- **Reid, M. S. (1988).** “The role of ethylene in flower senescence,” in: IV International Symposium on Postharvest Physiology of Ornamental Plants, 261.
- **Reimer, D., and Bode, H. B. (2014).** A natural prodrug activation mechanism in the biosynthesis of nonribosomal peptides. *Nat. Prod. Rep.* 31, 154–159. doi: 10.1039/C3NP70081J
- **Riddell-Black, D.** A review of the potential for the use of trees in the rehabilitation of contaminated land. WRC Report CO 3467. Water Research Centre, Medmenham; 1993.
- **Riddell-Black D.** Heavy metal uptake by fast growing willow species. In: Aronsson P, Perttu K, editors. Willow vegetation filters for municipal wastewaters and sludges. A biological purification system. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences; 1994. p. 145– 51.
- **Romantschuk, M., et al. (2000).** Means to improve the effect of in situ bioremediation of contaminated soil: an overview of novel approaches. *Environmental Pollution* 107(2): 179-185.
- **Romero-Perdomo, F., Abril, J., Camelo, M., Moreno-Galvan, A., Pastrana, I., Rojas-Tapias, D., et al. (2017).** *Azotobacter chroococcum* as a potentially useful bacterial biofertilizer for cotton (*Gossypium hirsutum*): effect in reducing N fertilization. *Rev. Argentina Microbiol.* 49, 377–383. doi: 10.1016/j.ram.2017.04.006
- **Rose, A.W., Hawkes, H.E., Webb, J.S., 1979.** *Geochemistry in mineral exploration*. 2nd edition, Press.
- **Rougier, M. 1982.** Secretory activity of the root cap. In: *Encyclopedia of plant physiology*. New Series. Volume 13B. Plant Carbohydrates II. Extracellular carbohydrates. [Tanner, W.; Loewus, F.A. (Editors)], (Eds). 542-574.

- **Sahin F, R. Cakmakci F. Kantar (2004).** Sugar beet and barley yields in relation to inoculation with N₂-fixing and phosphate solubilizing bacteria. *Plant Soil*, 265:123–129.
- **S. Nardi, G. Concheri, D. Pizzeghello, A. Sturaro, R. Rella, G. Parvoli (2000)** .Soil organic matter mobilization by root exudates ;*Chemosphere*, 5 ,pp. 653-658.
- **Saleem, M., Zamir, M. S. I., Haq, I., Irshad, M. Z., Khan, M. K., Asim, M., et al. (2015).** Yield and quality of forage oat (*Avena sativa* L.) cultivars as affected by seed inoculation with nitrogenous strains. *Am. J. Plant Sci.* 6:3251. doi: 10.4236/ajps.2015.619316
- **Sander ML, Ericsson T.** Vertical distributions of plant nutrients and heavy metals in *Salix viminalis* stems and their implications for sampling. *Biomass Bioenergy* 1998;14:57– 66.
- **Sandy, M., and Butler, A. (2011).** Chrysoactin siderophores produced by *Dickeya chrysanthemi* EC16. *J. Nat. Prod.* 74, 1207–1212. doi: 10.1021/np200126z
- **Sarwar, N, M Imran, MR Shaheen, W Ishaque, MA Kamran, A Matloob, A Rehim, and S Hussain. 2017.** “Phytoremediation Strategies for Soils Contaminated with Heavy Metals: Modifications and Future Perspectives.” *Chemosphere* 171:710– 721.
- **Setiawati, T.C., Mutmainnah, L., 2016.** Solubilization of Potassium containing mineral by microorganisms from sugarcane Rhizosphere. *Agri. Sci. Procedia* 9, 108–117.
- **Peer, W.A., Baxter, I.R., Richards, E.L., Freeman, J.L. and Murphy, A.S. (2006).** Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Topics in Current Genetics*, vol. 14, p. 299O340.
- **Pitre, F.E., Teodorescu, T.I. and Labrecque, M. (2010).** Brownfield phytoremediation of heavy metals using Brassica and *Salix* supplemented with EDTA: Results of the first growing season. *Environmental Science and Engineering*, vol. 4, n° 49, p. 51O59
- **Salim LAMINE; Ian SAUNDERS, Saida BOUKHALFA, George P. PETROPOULOS, Nour El Islam BACHARI, Paul A. BREWER, Mark G. MACKLIN & Will HARESIGN. 2018.** Assessing the potential of phytoremediation of heavy metals-contaminated soils by two willow species. *The North African Journal of Food and Nutrition Research*: (2018) 02; suppl. (01): A1-A27. Article N°58.
- **Sadfi, N., Cherif, M., Fliss, I., Boudabbous, A., & Antoun, H. (2001).** Evaluation of bacterial isolates from salty soils and *Bacillus thuringiensis* strains for the biocontrol of *Fusarium* dry rot of potato tubers. *Journal of Plant Pathology*, 83, 101–117. Retrieved from <http://www.jstor.org/stable/41998046>
- **Schreck, E., Bonnard, R., Laplanche, C., Leveque, T., Foucault, Y., Dumat, C. (2012)** DECA: a new model for assessing the foliar uptake of atmospheric lead by vegetation, using *Lactuca sativa* as an example. *J. Environ Manage*, 112: 233-239.
- **Shahabaldin, R., Shazwin, M.T., Mohd, F.M.D., Farrah, A.D., Hesam, K., 2016.** Comprehensive review on phytotechnology: heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater: Review. *J. Hazard Mater.* 318, 587–599..
- **Schaller, G. E., Bishopp, A., and Kieber, J. J. (2015).** The Yin-Yang of hormones: cytokinin and auxin interactions in plant development. *Plant Cell* 27,44–63.doi: 10.1105/tpc.114.133595
- **Semenov, A. M., Van Bruggen, A. H. C., et Zelenev, V. V. 1999.** Moving waves of bacterial populations and total organic carbon along roots of wheat. *Microbial Ecology* 22:239-247.
- **Shahzad, R., Waqas, M., Khan, A. L., Asaf, S., Khan, M. A., Kang, S. M., et al. (2016).** Seed-borne endophytic *Bacillus amyloliquefaciens* RWL-1 produces gibberellins and regulates endogenous phytohormones of *Oryza sativa*. *Plant Physiol. Biochem.* 106, 236–243. doi: 10.1016/j.plaphy.2016.05.006
- **Sherathia, D., Dey, R., Thomas, M., Dalsania, T., Savsani, K., and Pal, K. K. (2016).** Biochemical and molecular characterization of DAPG-producing plant growth promoting rhizobacteria (PGPR) of groundnut (*Arachis hypogaea* L.). *Legume Res.* 39, 614–622. doi: 10.18805/lr.v0iOF.9389
- **Schutze, E., Ahmed, E., Voit, A., Klose, M., Greyer, M., Svatos, A., et al. (2015).** Siderophore production by streptomycetes-stability and alteration of ferrihydroxamates in heavy metal-contaminated soil. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 22, 19376–19383. doi: 10.1007/s11356-014-3842-3
- **Shridhar, B.S., 2012.** Review: nitrogen fixing microorganisms. *Int. J. Microbial. Res.* 3 (1), 46–52.
- **Sharma, A., Johri, B.N., Sharma, A.K., Glick, B.R., 2013.** Plant growth-promoting bacterium *Pseudomonas* sp. strain GRP3 influences iron acquisition in mung bean (*Vigna radiata* L. Wilzeck). *Soil Biol. Biochem.* 35, 887–894.
- **Shaterian, J., Waterer, D., De Jong, H., and Tanino, K. K. (2005).** Differential stress responses to NaCl salt application in early- and late-maturing diploid potato (*Solanum* sp.) clones. *Environ. Exp. Bot.* 54, 202–212. doi: 10.1016/j.envexpbot.2004.07.005
- **Shaikh, S. S., and Sayyed, R. Z. (2015).** “Role of plant growth-promoting rhizobacteria and their formulation in biocontrol of plant diseases,” in *Plant Microbes Symbiosis: Applied Facets*, ed. D. K. Maheshwari (New Delhi:Springer), 337–351. doi: 10.1007/978-81-322-2068-8_18.
- **Shen, X., Hu, H., Peng, H., Wang, W. & Zhang, X. (2013).** Comparative genomic analysis of four representative plant growth-promoting rhizobacteria in *Pseudomonas*. *BMC Genomics*, 14, 271. doi:10.1186/1471-2164-14-271
- **Siciliano, S.D. & Germida, J.J. (1998).** Mechanisms of phytoremediation: biochemical and ecological interactions between plants and bacteria. *Environnemental Reviews*, vol. 6, p. 65-79.

- **Singh, SN, and RD Tripathi. 2007.** *Environmental Bioremediation Technologies*. Springer Science & Business Media, Heidelberg.
- **SOBTI, S. 2013.**, Isolement des bactéries telluriques résistantes aux effets de salinité,mémoire de master , universite kasdi merbah, ouargla , faculte des sciences de la nature et de la vie et sciences de la terre et de l'univers ,departement des sciences agronomiques
- **Sommerville AHC.** Willows in the environment. Proc R Soc Edinb Sect B 1992;98:215–44.
- **Song, Y, N Kirkwood, Ć Maksimović, X Zhen, D O'Connor, Y Jin, and D Hou. 2019.** “Nature- Based Solutions for Contaminated Land Remediation and Brownfield Redevelopment in Cities: A Review.” *Science of the Total Environment* 663:568– 579.
- **Soutar, C. D., and Stavrinides, J. (2018).** The evolution of three siderophore biosynthetic clusters in environmental and host-associating strains of *Pantoea*. *Mol. Genet. Genomics* 293, 1453–1467. doi: 10.1007/s00438-018-1477-7.
- **Spaepen, S., Vanderleyden, J., and Remans, R. (2007).** Indole-3-acetic acid in microbial and microorganism-plant signaling. *FEMS Microbiol. Rev.* 31, 425–448. doi: 10.1111/j.1574-6976.2007.00072.x
- **Sterckeman, T., Ouvrard, S. et Leglize, P. (2012)** Phytoremédiation des sols. Les techniques de l'ingénieur, BIO5300.
- **Tabassum, B., Khan, A., Tariq, M., Ramzan, M., Khan, M. S. I., Shahid, N., et al. (2017).** Bottlenecks in commercialisation and future prospects of PGPR. *Appl. Soil Ecol.* 121, 102–117. doi: 10.1016/j.apsoil.2017.09.030
- **Tangahu, BV, S Abdullah, S Rozaimah, H Basri, M Idris, N Anuar, and M Mukhlisin. 2011.** “A Review on Heavy Metals (As, Pb, and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation.” *International Journal of Chemical Engineering* 2011.
- **TARDY N.(2014)** .Lien entre la diversité microbienne ,la stabilité des communautés microbiennes et le turnover des matières organiques du sol , thèse de Doctorat, Université de bourgogne, Spécialité : Ecologie Microbienne
- **Tarnawski, s . 2004.** Réponse des populations de *Pseudomonas* à une augmentation de la concentration en CO₂ atmosphérique dans la rhizosphère de *Lolium perenne* et *Molinia coerulea*.Thèse de doctora.faculté des sciences. Université de Neuchâtel 87 P.
- **Tatiana Kirpichtchikova.** Phytoremédiation par Jardins Filtrants d'un sol pollué par des métaux lourds : Approche de la phytoremédiation dans des casiers végétalisés par des plantes de milieux humides et étude des mécanismes de remobilisation/immobilisation du zinc et du cuivre. Géochimie. Université Joseph-Fourier - Grenoble I, 2009. Français. tel-0050503
- **Thakker, J. N., Patel, N., & Kothari, I. L. (2007).** *Fusarium oxysporum* derived elicitor-induced changes in enzymes of banana leaves against wilt disease. *Journal of Mycology and Plant Pathology*, 37, 510–513.
- **Thakker, J. N., Patel, P., & Dhandhukia, P. C. (2011).** Induction of defence-related enzymes in susceptible variety of banana: Role of *Fusarium*-derived elicitors. *Archives of Phytopathology and Plant Protection*, 44, 1976–1984. doi:10.1080/03235408.2011.559032
- **Thakker, J. N, Patel, S., & Dhandhukia, P. C. (2012).** Induction of defense-related enzymes in banana plants: Effect of live and dead pathogenic strain of *Fusarium oxysporum* f. sp. cubense. *ISRN Biotechnology*. doi:10.5402/2013/601303
- **Thomas LENOIR,2011.** Mécanismes de rétention du cuivre dans les sols : Évaluation statistique des approches macroscopiques et spectroscopiques. THÈSE de doctorat dans l'École Doctorale Terre, Univers, Environnement.
- **Theodorakopoulos N (2013).** Analyse de la biodiversité bactérienne d'un sol contaminé de la zone d'exclusion de Tchernobyl et caractérisation de l'interaction engagée par une souche de *Microbacterium* avec l'uranium,thèse de Doctorat, UNIVERSITE AIX-MARSEILLE, Spécialité Microbiologie.
- **TORSVIK V., ØVRAÅS L. (2002).** Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Curr. Opin. Microbiol.*, 5: 240-245
- **TURPEINEN R., KAIRESALO T., HÄGGBLÖM M.M. (2004).** Microbial community structure and activity in arsenic, chromium and copper contaminated soils. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 47: 39-50.
- **United Nations Environment Program (UNEP) (2002).** Phytoremediation : An Environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation. *In* UNEP. *UNEP*. <http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/Freshwater/FMS2/1.asp> (Page consultée le 1er mars 2013).
- **Ullah, A., Heng, S., Munis, M.F.H., Fahad, S., Yang, X., 2015.** Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: a review. *Environ. Exp. Bot.* 117, 28–40.
- **Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Munoz, M., Dumat, C. (2010)** - Foliar Lead Uptake byLettuce Exposed to Atmospheric Fallouts. *Environ. Sci. Technol.*, 44: 1036-1042.
- **Vacheron, J., Desbrosses, G., Bouffaud, M. L., Touraine, B., Moenne-Loccoz, Y., Muller, D., et al. (2013).** Plant growth-promoting rhizobacteria and root system functioning. *Front. Plant Sci.* 4:19. doi: 10.3389/fpls.2013.00356
- **Vacheron, J., Desbrosses, G., Bouffaud, M.-L., Touraine, B., Moënné-Loccoz, Y., Muller, D., ... Prigent-Combaret, C. (2013).** *Plant growth-promoting rhizobacteria and root system functioning. Frontiers in Plant Science*, 4. doi:10.3389/fpls.2013.00356
- **Van Loon, L. C., Bakker, P. A. H. M., & Pieterse, C. M. J. (1998).** Systemic resistance induced by rhizosphere bacteria. *Annual Review of Phytopathology*, 36, 453–483. doi:10.1146/annurev.phyto.36.1.453

- **Van Loon, L. C., & Bakker, P. A. H. M. (2006).** Induced systemic resistance as a mechanism of disease suppression by rhizobacteria. In Z. A. Siddiqui (Ed.), *PGPR: Biocontrol and biofertilization* (pp. 39–66). Dordrecht: Springer Netherlands.
- **Van der Ent, A.; Baker, A.J.; Reeves, R.D.; Pollard, A.J.; Schat, H.** Hyperaccumulators of metal and metalloid trace elements: Facts and fiction. *Plant Soil* **2013**, *362*, 319–334. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
- **Vassilev, A.; Schwitzguébel, J.-P.; Thewys, T.; Van Der Lelie, D.; Vangronsveld, J.** The use of plants for remediation of metal-contaminated soils. *Sci. World J.* **2004**, *4*, 9–34.
- **Venieraki, A., Dimou, M., Vezyri, E., Kefalogianni, I., Argyris, N., Liara, G., ...**
- **Vishnoi, S. R.;** Srivastava, P. Phytoremediation-green for environmental clean, Proceedings of Taal 2007: the 12th World lake conference, 2008; p 1021.
- **Vishnoi, S.R. and Srivastava, P.N. (2008).** Phytoremediation : Green for environmental clean. *In*Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference, (p. 1016-1021), Jaipur, 2008.
- **Vessey, J.K (2003).** Plant growth promoting rhizobacteria as biofertilizers. *Plant Soil*, 255: 571–586.
- **Verma, SC., JK.Ladhaet AK. Tripathi (2001).** Evaluation of plant growth promoting and colonization ability of endophytic diazotrophs from deep water rice. *J. Biotechnol.* 91:127–141.
- **Wang, G. L., Que, F., Xu, Z. S., Wang, F., and Xiong, A. S. (2015).** Exogenous gibberellin altered morphology, anatomic and transcriptional regulatory networks of hormones in carrot root and shoot. *BMC Plant Biol.* 15:290. doi: 10.1186/s12870-015-0679-y
- **Wang, S.Chan, M., 2006.** Trends in anthropogenic mercury emissions in China from 1995 to 2003. *Environ. Sci. Technol.* 40, 5312–5318
- **Wani, P. A., and Khan., M.S. (2014).** Screening of multiple metal and antibiotic resistant isolates and their plant growth promoting activity. *Pak. J. Biol. Sci.* 17, 206–212. doi: 10.3923/pjbs.2014.206.212.
- **Wei, S.; Zhu, J.; Zhou, Q.X.; Zhan, J.** Fertilizer amendment for improving the phytoextraction of cadmium by a hyperaccumulator *Rorippa globosa* (turcz.) thell. *J. Soils Sed.* **2011**, *11*, 915. [[Google Scholar](#)] [[CrossRef](#)]
- **Xie, J., Shi, H., Du, Z., Wang, T., Liu, X., Chen, S., 2016.** Comparative genomic and functional analysis reveals conservation of plant growth promoting traits in *Paenibacillus polymyxa* and its closely related species. *Sci. Rep.* 6, 21329.
- **Yadav, R., Arora, P., Kumar, S., Chaudhury, A., 2010.** Perspectives for genetic engineering of poplars for enhanced phytoremediation abilities. *Ecotoxicology* 19, 1574–1588.
- **Zahedi, A. M., Fazeli, I., Zavareh, M., Dorry, H., & Gerayeli, N. (2012).** Evaluation of the sensitive components in seedling growth of common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) affected by salinity. *Asian Journal of Crop Science*, *4*, 159–164. Retrieved from <http://agris.fao.org/agrissearch/search.do?recordID=DJ201207616510.3923/ajcs.2012.159.164>
- **Zhang, W. L., Zhang, Y., Wang, X. X., Ding, F. S., Fu, Y. M., Zhao, J. Z., et al. (2017).** Siderophores in clinical isolates of *Klebsiella pneumoniae* promote ciprofloxacin resistance by inhibiting the oxidative stress. *Biochem. Biophys. Res. Commun.* 491, 855–861. doi: 10.1016/j.bbrc.2017.04.108
- **Zhu, Y.L., Zayed, A.M., Quian, J.H., Souza, M.D.E., Terry, N., 1999.** Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: II. Water hyacinth. *J. Environ. Qual.* 28, 339–344.

Resumé

Le sol est une ressource limitée et est considéré comme non renouvelable à l'échelle humaine. Aujourd'hui, ce patrimoine est menacé par le patrimoine passé et l'expansion des zones de développement industriel et urbain. L'accumulation de métaux lourds dans le sol est intrinsèquement non dégradable et potentiellement toxique, augmentant le risque de contact avec plusieurs organismes. Parmi les microorganismes ayant des effets bénéfiques, en particulier les bactéries qui favorisent la croissance des plantes, sont appelées « Plant Growth Promoting Rhizobacteria » (PGPR). La phytoremédiation est l'utilisation de plantes pour éliminer ou dégrader les polluants organiques et inorganiques dans le sol et l'eau. Parmi les contaminants les plus répandus du sol, on retrouve les métaux lourds dont la toxicité varie en fonction de leur nature. Cette étude a révélé que les métaux lourds sont parmi les menaces les plus critiques pour le sol et la santé humaine. La phytoremédiation est l'une des technologies peu coûteuses et respectueuses de l'environnement permettant d'assainir et de minimiser les effets des sols contaminés par des métaux lourds.

Mots clés : Phytoremédiation, Métaux lourds, pollution du sol, Rhizobactéries, PGPR.

Abstract

Soil is a limited resource and is considered non-renewable on a human scale. Today, this heritage is threatened by past heritage and the expansion of industrial and urban development areas. The accumulation of heavy metals in the soil is inherently non-degradable and potentially toxic, increasing the risk of contact with several organisms. Among the microorganisms with beneficial effects, in particular bacteria that promote plant growth are called "Plant Growth Promoting Rhizobacteria" (PGPR). Phytoremediation is the use of plants to remove or degrade organic and inorganic pollutants in soil and water. Among the most common soil contaminants are heavy metals, which vary in toxicity depending on their nature. This study revealed that heavy metals are among the most critical threats to soil and human health. Phytoremediation is one of the low-cost, environmentally friendly technologies for remediating and mitigating the effect of heavy metal contaminated soils.

Keywords: Phytoremediation, Heavy metals, soil pollution, Rhizobacteria, PGPR.

المخلص

التربة مورد محدود وتعتبر غير متجددة على المستوى البشري. واليوم، يتعرض هذا التراث للتهديد من قبل التراث الماضي والتوسع في مناطق التنمية الصناعية والعمرانية. تراكم المعادن الثقيلة في التربة يكون سا ما، مما يزيد من خطر الاتصال بالعديد من الكائنات بطبيعته غير قابل للتحلل ومن المحتمل أن الحياة. من بين الكائنات الحية الدقيقة ذات التأثيرات المفيدة، تسمى البكتيريا التي تعزز نمو النبات "البكتيريا النباتية لإزالة الملوثات العضوية المعالجة النباتية هي استخدام". (PGPR) الجذرية المعززة لنمو النبات الثقيلة، والتي وغير العضوية في التربة والمياه أو تحللها. من بين ملوثات التربة الأكثر شيوعا المعادن تختلف في سميتها حسب طبيعتها. كشفت هذه الدراسة أن المعادن الثقيلة من بين أكثر التهديدات خطورة التربة وصحة الإنسان. تعد المعالجة النباتية إحدى التقنيات منخفضة التكلفة والصديقة للبيئة لمعالجة على وتخفيف تأثير التربة الملوثة بالمعادن الثقيلة.

الكلمات المفتاحية: المعالجة بالنباتات، المعادن الثقيلة، تلوث التربة، البكتيريا الجذرية PGPR.
