

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة مولاي الطاهر، سعيدة
Université MOULAY Tahar, Saida



كلية علوم الطبيعة والحياة
Faculté des sciences de la nature et de vie
قسم علوم التغذية والفلاحة
Département d'agronomie et science de nutrition

Mémoire pour l'obtention du diplôme de Master
En Biotechnologies
Spécialité :
Biotechnologie et génomique végétale

Mycorhizes et Phytoremédiation : Vers une Solution Écologique pour les Sols Contaminés

- Présenté par :

Me. MEHDI Oumaima

- Encadré par :

Dr. FARES Soria

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
جامعة مولاي الطاهر، سعيدة
Université MOULAY Tahar, Saida



كلية علوم الطبيعة والحياة
Faculté des sciences de la nature et de vie
قسم علوم التغذية والفلاحة
Département d'agronomie et science de nutrition

Mémoire pour l'obtention du diplôme de Master
En Biotechnologies
Spécialité :
Biotechnologie et génomique végétale

Mycorhizes et Phytoremédiation : Vers une Solution Écologique pour les Sols Contaminés

- Présenté par :

Me. MEHDI Oumaima

- Encadré par :

Dr. FARES Soria

Dédicaces

Avec toute ma gratitude et mon appréciation, je dédie ce modeste travail :

À mes parents, Maman Smahia et Père Bouamama, pour leur amour, leur patience et leurs sacrifices incommensurables.

À mes sœurs et frères, Aroua, Tasnim, Abdelbasset, Iliess et le petit Abderahmen, pour leur soutien constant et leur encouragement inestimable. Aucun hommage ne pourrait être à la hauteur de l'amour dont ils ne cessent de me combler.

À mon cher fiancé, Aymen Souiah, pour son amour, sa compréhension et son soutien inébranlable tout au long de ce parcours, ainsi qu'à sa famille, spécialement à ma belle-mère Mansora, pour leur accueil chaleureux et leur encouragement.

À ma chère enseignante Soria et sa famille, pour leur précieuse guidance, leur soutien et leur encouragement tout au long de mon parcours académique.

À tous mes aimables amis.

À la population courageuse de Gaza, En hommage à votre résilience inébranlable face à l'adversité.

À vos esprits indomptables et à votre courage infini.

À travers les temps difficiles, vous continuez à briller d'espoir et de détermination.

Que ce modeste travail soit un témoignage de solidarité et de soutien.

À vous qui persistez avec dignité malgré les défis innombrables.

Puissiez-vous trouver la paix et la justice que vous méritez tant.

Remerciements

On rend grâce à DIEU le Tout-Puissant pour nous avoir accordé la santé et la volonté nécessaires. Sa guidance et ses bénédictions m'ont soutenu tout au long de ce travail, me donnant le courage et la persévérance nécessaires pour entreprendre et achever ce mémoire.

Je tiens à remercier toutes les personnes qui nous aident lors la rédaction de mémoire.

Nous voudrions dans un premier temps remercier, mon encadrante

Dr. *FARES Soria* pour sa patience, sa disponibilité et surtout ses judicieux conseils qui ont contribué à alimenter mon réflexions.

J'adresse mes sincères remerciements à tous les enseignants de faculté de sciences de la nature et de vie _ département d'agronomie et sciences de la nutrition qui m'accompagnent durant ses 05 années sans oublier le personnel administratif.

En fin, nous remercions le personnel de la bibliothèque de notre faculté pour leur facilité et flexibilité qui m'aident à faire mes recherches confortablement.

A tous ces intervenants, je présente mes remerciements, mon respect et mes grâces.

Liste des abréviations

- ABA : Acide abscissique (Abscissic acid)
- As : Arsenic
- Cd : Cadmium
- CDTA : Acide cyclohexanediaminetétraacétique
- CG : contaminant géogénique
- CMA : champignon mychorizien arbusculaire
- CO₂ : Dioxyde de carbone
- Cr : Chrome
- Cu : Cuivre
- DTPA : Acide diéthylènetriaminopentaacétique
- EDDHA : Acide éthylène diamine di (o-hydroxyphényl) acétique
- EDTA : Acide éthylènediaminetétraacétique
- EGTA : Acide éthylène glycol-bis (2-aminoéthyl)- N,N,N',N'-tétraacétique
- GA : Gibbérelline (Gibberellic acid)
- HAP : hydrocarbures aromatiques polycycliques
- IAA : Acide indole-3-acétique (Indole-3-acetic acid)
- MA : mycorhize arbusculaire
- ML : Métaux lourds
- Mo : molybdène
- Ni : Nickel
- NO : Monoxyde d'azote
- NTA : Acide nitrilotriacétique
- Pb : Plomb
- PGPR : Plant Growth Promoting Rhizobacteria
- RAM2 : Required for Arbuscular Mycorrhization 2
- ROS : espèces réactives de l'oxygène
- Sb : l'antimoine
- Si : silicium
- SMA : symbiose mycorhizienne arbusculaire
- SO₂ : Dioxyde de soufre
- TCE : Trichloroéthylène
- Zn : Zinc

Liste des tableaux

Tableau 1 : Types , fonctions et caractéristiques des mycorhizes(Wang et al ;2024)

Tableau 2 : Liste des différents mécanismes de phytoremédiation et des espèces végétales utilisées dans divers processus.

Tableau 3 : avantages spécifiques et limitations de chaque mécanisme de phytoremédiation (Elekes 2014 ; Kumar et al. 1995 ; Ashraf et al. 2013 ; Newman et al. 1997)

Tableau 4. Rôle des CMA dans la phytoremédiation des sols contaminés par les contaminant géogéniques (Ma et al ; 2022)

Liste des figure

Figure 1 : Différents types de symbioses mycorhiziennes dans la nature : ectomycorhizes, mycorhizes monotropoïdes, mycorhizes arbutoïdes, mycorhizes éricoïdes, mycorhizes orchidacées et mycorhizes arbusculaires. (Image modifiée de Selosse & Le Tacon ; 1998)

Figure 2 : Cycle de vie des champignons mycorhiziens arbusculaires montrant les stades de pré-symbiose et de symbiose (Jha et al ; 2023)

Figure 3. Représentation graphique de l'infection des racines par les champignons mycorhiziens arbusculaires (Jha et al ; 2023)

Figure 4 : Principales techniques de phytoremédiation pour la réhabilitation des environnements contaminés par les métaux lourds (Alchimia, 2016).

Figure 5 : Processus de Phytoextraction des Contaminants Induit par les Plantes Hyperaccumulatrices (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

Figure 6 : Le passage d'un sol contaminé à un sol décontaminé grâce à la rhizodégradation (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

Figure 7 : Le passage d'un sol contaminé à un sol décontaminé grâce à la phyto dégradation (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

Figure.8 : Le passage d'un sol contaminé à un sol décontaminé grâce à la phytovolatilisation (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

Figure 9 : Éléments à considérer dans le processus de sélection de la phytoremédiation, d'après Labrecque and Pitre et Chevrier (Extrait de Société Québécoise de Phytotechnologie, 2016).

Figure 10 : Phytoremédiation assistée par les mycorhizes arbusculaires et les bactéries PGP pour décontaminer des sols pollués par les métaux lourds (Raklami et al ; 2022)

Figure 11 : Sédiments de la rivière Saint-Charles avant phytoremédiation (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

Figure 12 : Projet de phytoremédiation avec diverses herbacées et des mycorhizes sur des sédiments du Port de Montréal (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

Figure 13 : Projet de phytoextraction dans une fonderie (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

Figure 14 : Projet pilote de phytoextraction à l'aide d'un mélange d'herbacées (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

Résumé

La phytoremédiation se présente comme une approche novatrice et écologique pour résoudre la contamination des sols par les métaux lourds, un défi majeur pour l'environnement qui affecte la qualité du sol, la biodiversité microbienne et la santé des écosystèmes. Ce mémoire explore l'association synergique des mycorhizes, des champignons symbiotiques liés aux racines des plantes, avec la phytoremédiation. Ensemble, ils améliorent la tolérance des plantes aux métaux lourds et augmentent leur capacité de phytoextraction, facilitant ainsi l'absorption, la stabilisation voire la volatilisation des métaux lourds dans les sols contaminés.

Cette recherche analyse en profondeur les mécanismes de coopération entre les mycorhizes et les plantes hyperaccumulatrices, mettant en lumière des processus clés tels que la séquestration extracellulaire et intracellulaire, la production de chélateurs métalliques, la précipitation, la détoxification enzymatique et la volatilisation. En soulignant l'importance croissante de la phytoremédiation dans la gestion environnementale.

Mots clés :

Phytoremédiation_ Mycorhizes_ Champignons symbiotiques_ Métaux lourds_ Plantes hyperaccumulatrices_ Décontamination des sols_ Protection des écosystèmes.

Abstract

Phytoremediation represents an innovative and ecological approach to remediate soil contamination by heavy metals, a major environmental challenge affecting soil quality, microbial biodiversity, and ecosystem health. This thesis explores the combined use of mycorrhizae and phytoremediation as sustainable solutions. Mycorrhizae, symbiotic fungi associated with plant roots, enhance tolerance to heavy metals and increase phytoextraction capacity, aiding in the absorption, stabilization, and even volatilization of heavy metals in contaminated soils. The document analyzes how mycorrhizae and hyperaccumulator plants cooperate to detoxify polluted soils, utilizing processes such as extracellular and intracellular sequestration, metal chelator production, precipitation, enzymatic detoxification, and volatilization. Highlighting the growing importance of phytoremediation in environmental management, this thesis offers promising solutions for soil decontamination and ecosystem protection.

Key words :

Phytoremediation, Mycorrhizae, Symbiotic fungi, Heavy metals, Hyperaccumulator plants , Soil decontamination, Ecosystem protection.

ملخص

تمثل المعالجة بالنباتات نهجًا مبتكرًا وبيئيًا لمعالجة تلوث التربة بالمعادن الثقيلة، وهو تحدٍ بيئي كبير يؤثر على جودة التربة والتنوع البيولوجي الميكروبي وصحة النظام البيئية، تستكشف هذه الأطروحة الاستخدام المشترك للفطريات الفطرية والمعالجة النباتية كحلول مستدامة. وتعزز الفطريات الفطرية التكافلية المرتبطة بجذور النباتات قدرة تحمل المعادن الثقيلة وتزيد من قدرة الاستخراج النباتي، مما يساعد على امتصاص المعادن الثقيلة في التربة الملوثة وتثبيتها وحتى تطايرها، وتحلل الوثيقة كيف تتعاون الفطريات الفطرية والنباتات مفرطة التراكم لإزالة السموم من التربة الملوثة، باستخدام عمليات مثل العزل خارج الخلية وداخلها، وإنتاج مخلب المعادن، والترسيب، وإزالة السموم الأنزيمية، والتطاير، وتسلط هذه الأطروحة الضوء على الأهمية المتزايدة للمعالجة النباتية في الإدارة البيئية، وتقدم حلولاً واعدة لإزالة تلوث التربة وحماية النظام البيئي.

الكلمات المفتاحية:

المعالجة بالنباتات، الفطريات، الفطريات التكافلية، المعادن الثقيلة، النباتات ذات التراكم المفرط، إزالة تلوث التربة، حماية النظام البيئي.

Table des Matière

Dédicaces.....	3
Remerciements	4
Liste des abréviations	5
Liste des figure.....	7
Résumé	ix
Abstract	x
ملخص.....	11
Table des Matière	12
Introduction générale :	1

Chapitre I

Symbiose mycorhizienne	1
I. Symbiose mycorhizienne :	4
I.1 Etat de connaissance sur la Symbiose Mycorhizienne :.....	4
I.2 Classification et Importance des Mycorhizes :	4
I.3 Importance et Fonctionnement de la Symbiose Mycorhizienne :	7
I.3.1 symbiose mycorhizienne à arbuscules (CMA) :.....	7
I.3.2 Établissement de la Symbiose Mycorhizienne Arbusculaire (CMA) :	8
I.3.2.1 Étapes de l'Établissement de la CMA :	8
I.3.3 Structures des Symbioses Mycorhiziennes Arbusculaires :.....	9
I.3.4 Régulation et Maintenance de la Symbiose mycorhizienne arbusculaire :.....	10
I.3.4.1 Auxotrophie en Acides Gras des CMA :	11
I.3.5 Impacts de la Symbiose Mycorhizienne Arbusculaire dans l'environnement :	12
I.3.5.1 Amélioration de l'absorption des nutriments	12
I.3.5.2 Amélioration de la structure du sol	12
I.3.5.3 Augmentation de la résistance des plantes au stress	12
I.3.5.5 Stabilisation des Particules du Sol	13
I.3.5.6 Séquestration du carbone	13
I.3.5.7 Rôle des Mycorhizes Arbusculaires en tant que Biofertilisants.....	13
Production des Phytohormones.....	15
I.4 Symbiose Mycorhizienne Arbusculaire et Résistance aux Métaux Lourds :.....	15
I.4 .1 Mécanismes d'Amélioration de la Résistance aux Métaux Lourds	15
I.4 .2 Effet de Dilution de la Croissance et Immobilisation Mycorhizienne	16
I.4 .3 Autres Mécanismes de Réduction de la Phytotoxicité des Métaux Lourds	16

I.4 .4 Synthèse Hormonale et Résistance au Stress	16
I.4 .5 Implication des Gènes dans les Réponses Médiées par les CMA :	17
I.4 .6 Effets des Champignons Mycorhiziens Arbusculaires (CMA) sur l'Accumulation de Métaux :	17
I.4 .4 Accumulation de Zn et Pb dans les Plantes	17
I.4 .7 Diversité des CMA dans les Sites Contaminés :	18
Rôle des CMA dans des Écosystèmes Perturbés.....	18
I.5 Détoxification des Métaux Lourds Induite par les CMA :	19
I.5.1 Immobilisation des Métaux dans les Hyphes Fongiques.....	19
I.5.2 Mécanismes de Détoxification Métallique	19
I.5.3 Influence des Mycorhizes sur l'Absorption des Métaux :.....	19
Chapitre II	
Fondements en Phytoremédiation.....	4
II.1 Phytoremédiation :	21
II.2 Description de cette phytotechnologie :	21
II.3 Diverses techniques de phytoremédiation :.....	22
II.4 phytoextraction (phytoaccumulation) : (métaux lourds des sols contaminés	
II.4.1 La phytoextraction continue :	24
II.4.2 la phytoextraction induite :	24
II.4.3 Les plantes hyperaccumulatrices :	25
II.4.4 La phytoextraction utilisant des plantes hyperaccumulatrices :.....	25
II.4.5 Expériences de Phytoextraction Utilisant des Plantes Hyperaccumulatrices	26
II.4.6 Critères de Phytoextraction :	27
II.4.7 L'absorption et la translocation des métaux chez les plantes hyperaccumulatrices :	27
II.5 la phytostabilisation :	27
II.5.1 Phytostabilisation des polluants organiques :	29
II.5.2 Principes de la phytostabilisation:	29
II.5.2.1 Immobilisation chimique :	29
II.5.2.2 Prévention de la dispersion :	29
II.5.2.3 Réduction de la biodisponibilité :	29
II.5.2.4 Suivi à long terme :	29
II.5.3 Facteurs influençant l'efficacité de la phytostabilisation :.....	30
II.5.4.1 Utilisation de <i>Festuca arundinacea</i> pour la phytostabilisation des sols contaminés par le plomb (Pb) :	30
II.5.4.2 Phytostabilisation des métaux lourds avec <i>Salix viminalis</i> sur un site industriel abandonné	30

II.6 Phytodégradation : Décomposition Directe des Contaminants par les Plantes :	31
II.6.1 Rhizodégradation : Dégradation des Contaminants par la Rhizosphère :	31
II.6.2 Étapes Clés de la Phytodégradation des Contaminants Organiques :	32
II.7 Phytovolatilisation : Extraction et Volatilisation de Polluants par les Plantes :	34
II.8 Évaluation des Espèces Végétales pour la Phytoremédiation des Sols Contaminés par les Métaux Lourds :	36
II.9 Processus Clé de la Phytoremédiation : Étapes Fondamentales pour la Décontamination Environnementale :	37
II.9 Méthodes et critères d'évaluation de la phytoremédiation :	39
II.9.1 Analyses chimiques du sol et des plantes :	39
II.9.3 Évaluation de la biomasse :	40
II.9.4 Bioindicateurs et biotests :	40
II.9.5 Analyses microbiologiques :	40
II.9.5 Analyse des communautés microbiennes :	40
II.9.6 Techniques de télédétection :	40
II.10. Avantages et Inconvénients de la Phytoremédiation :	41
II.10.1. Avantages de la Phytoremédiation :	41
II.10.2 Inconvénients de la phytoremédiation :	41
Chapitre III	
Mécanismes de Phytoremédiation impliquant les Mycorhizes	21
III.1 Mécanismes Sous-jacents des Interactions Plante-Mycorhizes Arbusculaires en Phytoremédiation:	45
III.2 Mécanismes de Contribution des Mycorhizes arbusculaire :	45
III.2.1 Immobilisation et Séquestration des Métaux	45
III.2.2 Transformation des Métaux	46
III.2.3 Stockage des Métaux dans les Structures Fongiques	46
III.3 Influence des Mycorhizes arbusculaires sur la Croissance des Plantes :	47
III.3.1 Amélioration de la Croissance et Réduction de la Translocation des Métaux	47
III.4 Mécanismes de Phytoextraction Assistée par les Mycorhizes Arbusculaires :	48
III.5 Mécanismes de la Phytostabilisation Assistée par les Mycorhizes arbusculaire :	49
III.6 Interactions Plantes-Mycorhizes dans la Phytoremédiation des Sols Contaminés d'Origine	49
Géo-génique :	49
III.6.1 Possible mécanismes de détoxification des contaminants géogéniques par les champignons mycorhiziens arbusculaires :	51
III.7 Études de Cas de Phytotechnologies : Applications et Efficacité	53

III.7.1 Décontamination de terres près d'une fonderie :	55
Conclusion et Perspectives Futures :.....	59
Références bibliographiques :	61
Termes définis :.....	70

Introduction générale

Introduction générale :

Les métaux toxiques non biodégradables (les contaminants géogéniques CG et les métaux lourds ML), représentent une menace persistante pour l'environnement (Ahmadpour et al, 2012), La présence généralisée de produits chimiques toxiques entraîne des effets particulièrement dangereux sur l'écosystème (Wei et al 2006 ;Ibrahimi et al 2018) Certains métaux, tels que le fer (Fe), le zinc (Zn), le manganèse (Mn), le cuivre (Cu), le nickel (Ni) et le cobalt (Co), sont essentiels à diverses fonctions physiologiques chez certaines espèces, mais des quantités excessives deviennent nocives pour les organismes (Bhattacharya et al ;2016). Par exemple, des niveaux élevés de métaux toxiques peuvent réduire le taux de transpiration des plantes et endommager leurs chloroplastes, diminuant ainsi l'activité photosynthétique (Saifullah et al, 2014 ; Popova et al 2009) Lorsque la concentration de cadmium (Cd) dépasse une valeur seuil, elle inhibe le développement des plantes et provoque la mort cellulaire à long terme (Popova et al 2009). De plus, la toxicité du Cd induit la production d'espèces réactives de l'oxygène (ROS), qui endommagent les biomolécules au niveau cellulaire (Cui et al ; 2011). Cette contamination des plantes par des métaux toxiques a des répercussions sur la santé humaine, car ces métaux peuvent entrer dans la chaîne alimentaire par les cultures poussant sur des sols contaminés, conduisant à des problèmes de santé graves comme les maladies cardiovasculaires, les troubles neurologiques et les cancers.

À l'échelle mondiale, les sols de plus de 20 millions d'hectares de terres répartis sur 10 millions de sites sont contaminés, et plus de 50 % d'entre eux sont pollués par des GC (He et al, 2015).

En premier lieu , La cause principale de ce problème récurrent de pollution par les CG semble être l'augmentation du taux d'industrialisation, d'urbanisation, d'extraction minière, de broyage, de combustion de combustibles fossiles, ainsi que l'utilisation à long terme d'agrochimiques tel que l'engrais minéraux et de pesticides, les boues d'épuration et l'élimination des eaux usées, sont les principales sources de contamination par les métaux lourds

aussi dans l'environnement (Sandeep et al, 2019; Zhang et al , 2019) , ce qui entraîne une perte de biodiversité et perturbe les services écosystémiques cruciaux.

Face à ces défis environnementaux et sanitaires, il est impératif de trouver des solutions

durables pour la remédiation des sols contaminés. Les méthodes conventionnelles telles que l'excavation et le traitement physico-chimique sont non seulement coûteuses mais peuvent également avoir des impacts environnementaux négatifs. C'est dans ce contexte que la phytoremédiation émerge comme une alternative écologique et économique, utilisant les plantes pour extraire, stabiliser ou dégrader les contaminants. Cependant, pour optimiser cette approche, il est essentiel de comprendre les mécanismes biologiques sous-jacents.

À cet égard, Ce mémoire explore les mécanismes par lesquels les mycorhizes améliorent la phytoremédiation des sols pollués par les métaux lourds et les polluants géogéniques.

La symbiose mycorhizienne, présentée dans le chapitre **I**, joue un rôle crucial en améliorant la capacité des plantes à tolérer et à absorber ces contaminants.

Le chapitre **II** se concentre sur les différentes stratégies de phytoremédiation, en examinant les avantages et les limitations de chaque approche, et en soulignant l'importance d'intégrer les mycorhizes pour optimiser les résultats.

Enfin, le chapitre **III** discute en détail de la contribution des mycorhizes à la phytoremédiation, en illustrant leur efficacité par des études de cas concrètes.

Chapitre I

Symbiose mycorhizienne

I. Symbiose mycorhizienne :

I.1 Etat de connaissance sur la Symbiose Mycorhizienne :

La symbiose mycorhizienne est une interaction mutualiste essentielle entre les plantes et certains champignons du sol, permettant une meilleure absorption des nutriments et de l'eau par les plantes, tout en fournissant des sucres au champignon. Cette relation, présente dans près de 90 % des plantes terrestres, est cruciale pour la santé des écosystèmes et la productivité agricole.

Frank (1885) a probablement été le premier à reconnaître l'importance des associations entre les racines des plantes et les champignons mycorhiziens (Frank et al, 2005). Au cours des 100 années suivantes, les partenaires et les processus impliqués dans cette symbiose ont été décrits (Phillips et al, 1993).

L'association champignon-plante favorise la croissance des plantes et stimule le développement des racines (Janeeshma et Puthur, 2020; Tiwari et al., 2020).

I.2 Classification et Importance des Mycorhizes :

Selon les caractéristiques morphologiques et anatomiques des mycorhizes, ainsi que les espèces de champignons mycorhiziens et de plantes, les mycorhizes sont généralement divisées en sept types (Tableau 1). Les mycorhizes arbusculaires (MA) sont les plus répandues, se trouvant chez environ 72 % des plantes terrestres, et jouent un rôle crucial dans la rhizosphère des plantes (Genre et al , 2020). Les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) appartiennent aux Glomeromycotina dans les Mucoromycota (Bonfante et al, 2020).

La formation des MA est le résultat d'une co-évolution à long terme entre les CMA et les racines, voire les feuilles des plantes (Genre et al, 2020) (Rich et al., 2021).

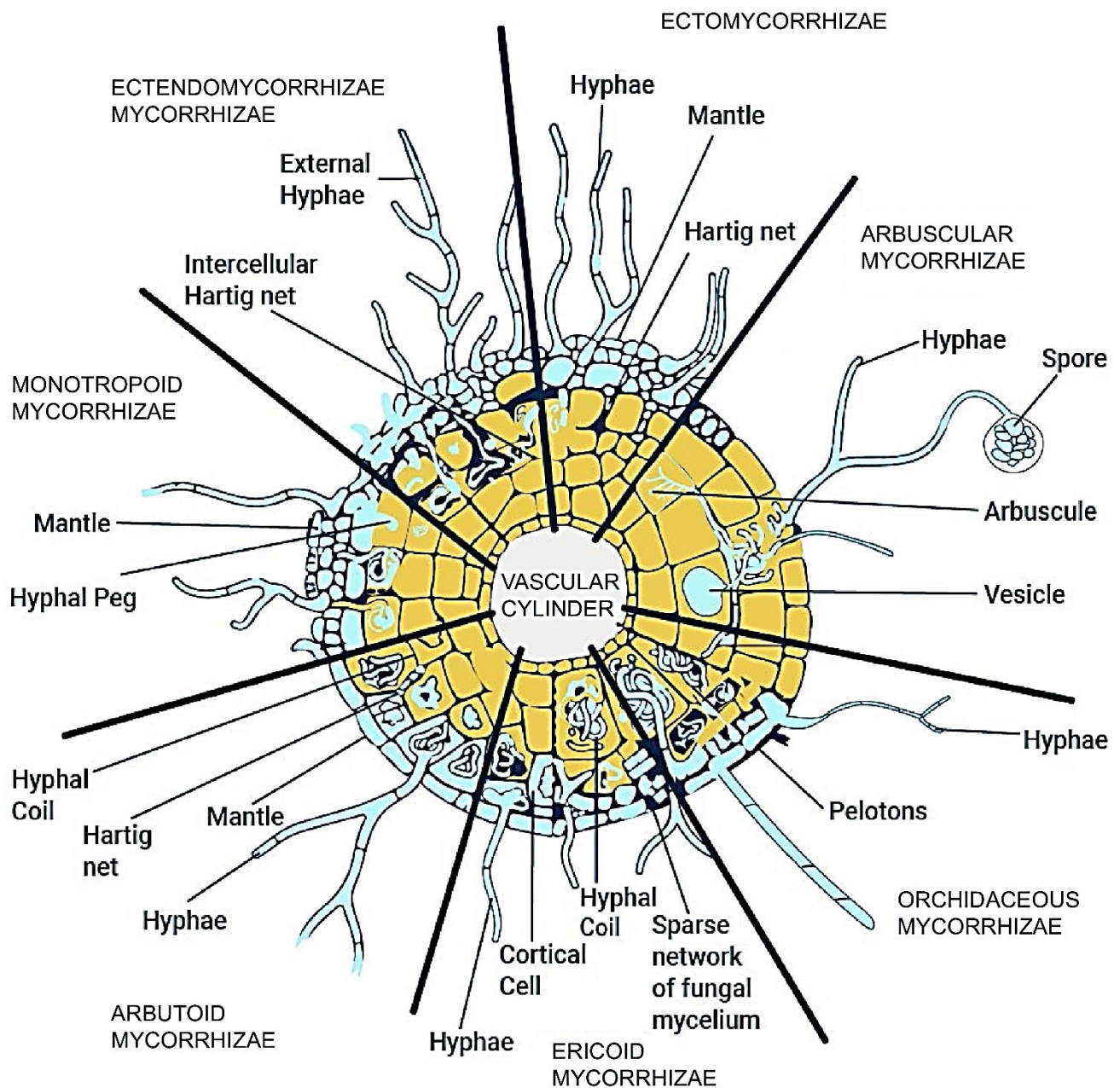


Figure 1 : Différents types de symbioses mycorhiziennes dans la nature : ectomycorhizes, mycorhizes monotropoïdes, mycorhizes arbutoïdes, mycorhizes éricoïdes, mycorhizes orchidacées et mycorhizes arbusculaires. (Image modifiée de Selosse & Le Tacon ; 1998)

Tableau 1 : Types , fonctions et caractéristiques des mycorhizes(Wang et al ;2024)

Types	Fonction	Diversité de structure
Mycorhize à arbuscules (MA)	Symbiose avec environ 72 % des plantes terrestres, ce qui peut améliorer la capacité des hôtes à résister à un environnement défavorable, promouvoir la croissance des plantes et favoriser la survie des champignons mycorhiziens.	Les hyphes pénètrent dans les cellules, formant des arbuscules, des anneaux hyphes intracellulaires, des branches hyphes dichotomiques et des vésicules.
Ectomycorhize (ECM)	Produire des protéases pour décomposer les protéines et fournir une source d'azote aux plantes hôtes	Forme un diaphragme d'hyphes, un myocône et un filet de hartig.
Ectendomycorhizes (EEM)	Posséder la double fonction de l'AM et de l'ECM	Hyphe entrant dans les cellules, formant un diaphragme d'hyphes, myocône ou non, réseau de hartigs et cercle de mycélium intracellulaire.
Mycorhizes arbustives (MAR)	symbiose avec <i>Arbutus menziesii</i> , <i>Arctostaphylos uvaursi</i> et <i>Pyrola</i> pour améliorer la nutrition des hôtes et leur résistance au stress.	Hyphe entrant dans les cellules, formant un diaphragme d'hyphes, myocône, réseau de hartigs et cercle d'hyphes intracellulaires.
Mycorhize monotrope (MM)	Symbiose avec des plantes Monotropa et fourniture d'une source de carbone pour les plantes hôtes	Hypha entrant dans les cellules, formant un diaphragme d'hypha, myocône, et hartig net
Mycorhizes éricoïdes (MER)	Symbiose avec les <i>Ericaceae</i> et les <i>Epacridaceae</i> , qui peut favoriser l'absorption des nutriments et la	Hyphes pénétrant dans les cellules, formant un diaphragme d'hyphes et un cercle d'hyphes intracellulaire

	résistance à la pollution par les métaux lourds des plantes hôtes.	
Mycorhizes d'orchidées (MO)	Symbiose avec les <i>Orchidaceae</i> pour améliorer la germination des graines, le transport des nutriments, la transduction des signaux et la résistance au stress des orchidées.	Hyphes pénétrant dans les cellules, formant un diaphragme d'hyphes et un cercle d'hyphes intracellulaire

Donc cette symbiose mycorhizienne s'agit d'une association :

- **intime** ; c'est-à-dire avec pénétration des tissus de l'un des deux organismes dans ceux de l'autre, ou à l'intérieure même de cellules.
- **Durable** ; c'est-à-dire effective jusqu'à ce que l'un des deux organismes meure.
- **Mutualiste** ; c'est-à-dire à bénéfice réciproque par l'échange de ressources complémentaire

C'est par cette dernière caractéristique que la symbiose diffère du parasitisme: alors que le parasite (comme beaucoup d'autre champignons qui causent des maladies au plantes) exploite son hôte sans contrepartie et finit par l'épuiser et le faire mourir, le symbiote au contraire participe de façon positive au développement de la plante; la symbiose est en quelque sorte un double parasitisme équilibré et donc stabilisé , et parmi les symbioses connues dans la nature ; la symbiose mycorhizienne qu'on va l'étudier au suivant (Jean,2013).

1.3 Importance et Fonctionnement de la Symbiose Mycorhizienne :

1.3.1 symbiose mycorhizienne à arbuscules (CMA) :

La symbiose mycorhizienne arbusculaire (SMA) repose sur la formation d'arbuscules; structures microscopiques permettant un échange bidirectionnel efficace de nutriments entre les plantes et les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA). Le processus de symbiose entre différentes plantes et CMA est généralement cohérent (Oldroyd, 2013)

Les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) sont également impliqués dans la formation de réseaux mycorhiziens communs (CMN), facilitant le transfert de nutriments et de signaux biochimiques entre plantes différentes, et renforçant ainsi les écosystèmes végétaux (van der Heijden & Horton, 2009).

1.3.2 Établissement de la Symbiose Mycorhizienne Arbusculaire (CMA) :

L'établissement de la symbiose mycorhizienne arbusculaire (CMA) est un processus complexe et dynamique impliquant une série d'étapes physiologiques et biochimiques. Ce processus commence dès que les hyphes des champignons mycorhiziens arbusculaires entrent en contact avec les racines des plantes hôtes et se termine par la formation d'arbuscules fonctionnels à l'intérieur des cellules racinaires.

1.3.2.1 Étapes de l'Établissement de la CMA :

a. Reconnaissance et Attachement initial:

- **Sécrétion de Signaux Chimiques** : Les plantes sécrètent des exsudats racinaires, principalement des strigolactones, qui attirent les hyphes des champignons mycorhiziens arbusculaires (Bouwmeester et al., 2007).
- **Activation des Hyphes** : Les strigolactones stimulent la germination des spores des champignons et la croissance directionnelle des hyphes vers les racines des plantes (Akiyama et al., 2005).
- **Formation de l'Hyphe d'Appressorium** :

Une fois en contact avec la racine, les hyphes forment une structure spécialisée appelée appressorium, qui facilite la pénétration de la paroi cellulaire racinaire (Parniske, 2008).

➤ **Pénétration et Colonisation intra-racinaires** :

Les hyphes pénètrent dans les cellules racinaires en formant des invaginations de la membrane cellulaire. Ils se propagent ensuite à travers le cortex racinaire en formant des structures intercellulaires et intracellulaires (Smith et Read, 2008).

➤ **Formation d'Arbuscules :**

À l'intérieur des cellules racinaires, les hyphes se différencient en arbuscules, des structures arborescentes qui augmentent la surface de contact pour l'échange de nutriments entre le champignon et la plante (Parniske, 2008).

➤ **Établissement de la Symbiose Fonctionnelle:**

Les arbuscules deviennent le site principal des échanges de nutriments : la plante fournit des sucres et des lipides au champignon, tandis que ce dernier transfère des phosphates et d'autres minéraux essentiels à la plante (Javot et al, 2007).

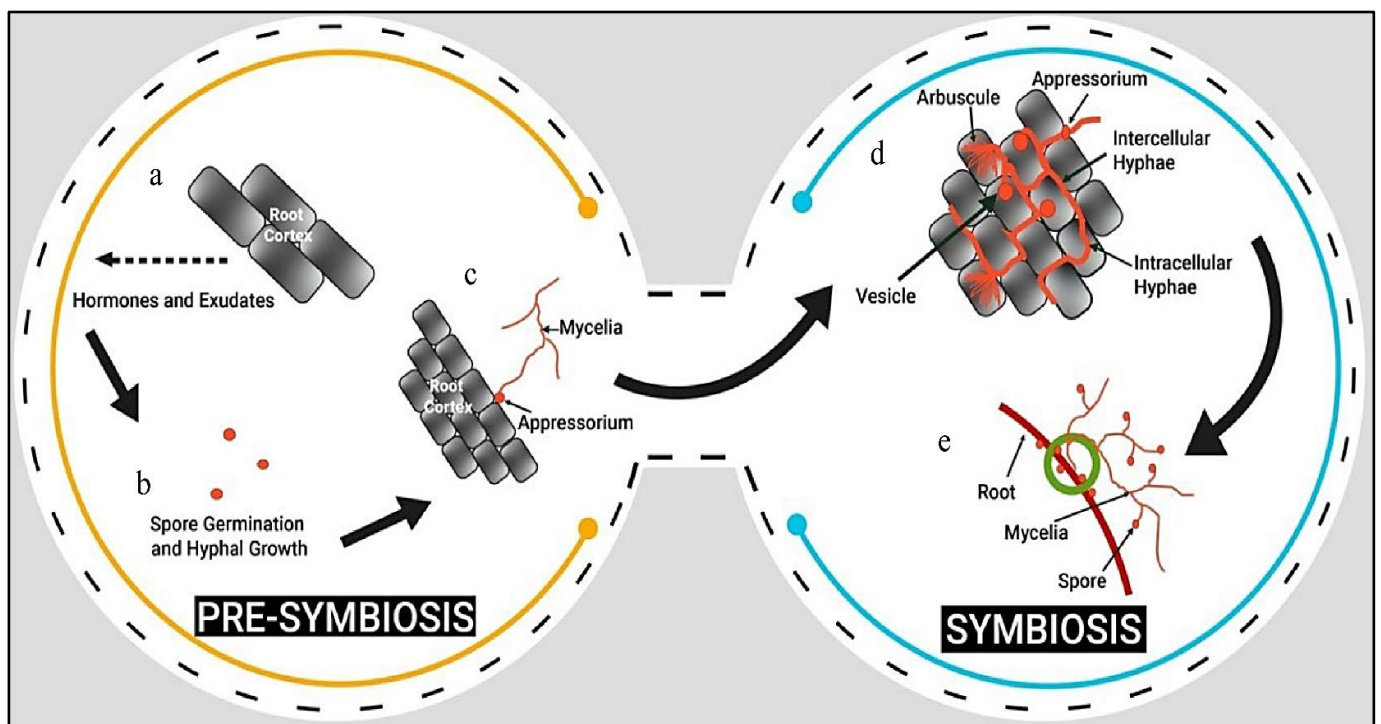


Figure 2 : Cycle de vie des champignons mycorhiziens arbusculaires montrant les stades de pré-symbiose et de symbiose (Jha et al ; 2023)

1.3.3 Structures des Symbioses Mycorhiziennes Arbusculaires :

Les symbioses mycorhiziennes arbusculaires (CMA) sont caractérisées par des structures spécialisées qui facilitent l'interaction entre les champignons et les plantes hôtes. Ces structures sont cruciales pour l'établissement et le maintien de la symbiose, permettant des

échanges de nutriments efficaces entre les deux partenaires. Voici les principales structures impliquées dans les CMA :

1. Les hyphes
2. Les arbuscules et les spores
3. Certaines espèces possèdent également des vésicules et des cellules auxiliaires

Les mycéliums se divisent en mycéliums extra-radiculaires et intra-radiculaires. Les mycéliums extra-radiculaires, présents dans le sol, forment souvent une structure en réseau qui peut pénétrer des zones inaccessibles aux racines des plantes pour absorber l'eau et les nutriments (Gao et al, 2021 ; Xie K. et al, 2022). Ils entrent ensuite dans les cellules épidermiques des racines hôtes et le tissu cortical des plantes, formant une structure arbusculaire dendritique. Les arbuscules, considérés comme le cœur des mycorhizes arbusculaires, facilitent l'échange mutuel de nombreux types de nutriments entre les cellules végétales et les champignons (Pimprikar et Gutjahr, 2018)

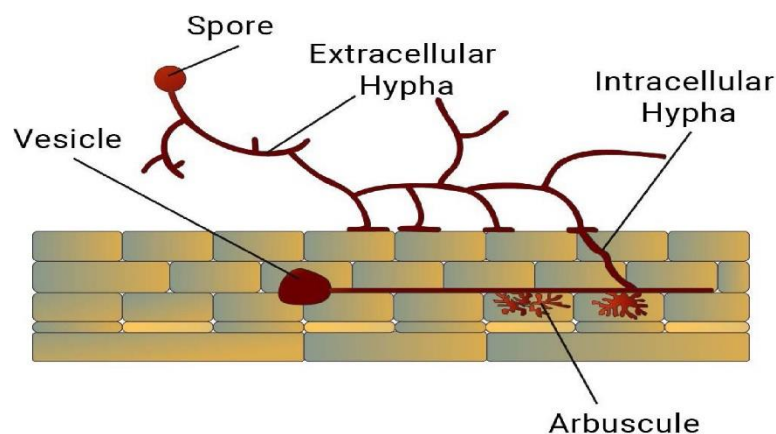


Figure 3. Représentation graphique de l'infection des racines par les champignons mycorhiziens arbusculaires (Jha et al ; 2023)

1.3.4 Régulation et Maintenance de la Symbiose mycorhizienne arbusculaire :

La symbiose mycorhizienne arbusculaire est régulée par une série de gènes spécifiques et de voies de signalisation complexes impliquant des récepteurs de la plante et des molécules de signalisation fongiques (Pumplin et Harrison, 2009).

I.3.4.1 Auxotrophie en Acides Gras des CMA :

➤ Besoin d'Acides Gras pour la Colonisation Mycorhizienne

Les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA) dépendent des acides gras pour faciliter la colonisation mycorhizienne. Des études ont montré que *Rhizophagus irregularis* est auxotrophe pour les acides gras, soulignant l'importance de ces composés dans la symbiose (Jiang et al., 2017).

➤ Mécanismes de Transfert et de Régulation

Le transfert d'acides gras entre les plantes hôtes et les CMA est médié par différents mécanismes et facteurs de régulation :

- **RAM2 (Required for Arbuscular Mycorrhization 2)** : Ce facteur est crucial dans la préparation des plantes pour la symbiose avec les champignons mycorhiziens, facilitant l'échange de nutriments.
- **Transporteur ABC (ABC transporter)** : Il participe au transfert d'acides gras entre les plantes hôtes et les CMA (Jiang et al., 2017).

➤ Transfert de Lipides et Facteurs de Transcription

Les lipides sont les principaux carbones organiques transférés des plantes hôtes aux CMA. Plusieurs facteurs de transcription et gènes sont impliqués dans ce processus :

- **RAM1** : Régule l'activité de la glycérol-3-phosphate acyltransferase RAM2, essentielle au transfert de lipides vers les CMA.
- **FatM** : Enzyme de biosynthèse des lipides.
- **STR (Symbiotic Transporter)** : Transporteur ABC nécessaire à la symbiose aux premiers stades, spécifique aux plantes engagées dans la symbiose AM (Bravo et al, 2017).
- **Activateurs Transcriptionnels (ERM1, WRI5a)** : Activent l'expression de gènes impliqués dans la biosynthèse et le transfert des acides gras, tels que FatM et STR.

➤ Autres Mécanismes et Gènes Impliqués

Outre le transfert d'acides gras, d'autres mécanismes et gènes jouent un rôle dans la symbiose arbusculaire mycorhizienne :

- **Transport des Sucres** : Les CMA peuvent également obtenir des sucres des plantes hôtes au stade mature, régulé par des gènes comme MtSWEET1b (An et al., 2019).

- **Gènes Impliqués dans la Symbiose AM** : CCD7, CCD8, et les gènes liés à la synthèse des strigolactones (SL) et à leur transport, sont cruciaux pour l'établissement et le maintien de la symbiose arbusculaire mycorhizienne.

1.3.5 Impacts de la Symbiose Mycorhizienne Arbusculaire dans l'environnement :

La symbiose mycorhizienne arbusculaire (SMA) joue un rôle crucial dans la performance globale des plantes et la santé des écosystèmes terrestres, en offrant une série d'avantages significatifs:

1.3.5.1 Amélioration de l'absorption des nutriments

Les champignons mycorhiziens augmentent la surface d'absorption des racines des plantes grâce à leur réseau de hyphes, ce qui permet une meilleure absorption de l'eau et des nutriments, particulièrement le phosphore, un élément souvent limitant dans le sol (Smith et Read, 2008).

1.3.5.2 Amélioration de la structure du sol

Les hyphes des champignons mycorhiziens contribuent à la formation d'agrégats de sol en sécrétant des substances comme la glomaline, une glycoprotéine qui lie les particules de sol ensemble. Cela améliore la structure du sol, augmentant sa porosité et sa capacité à retenir l'eau (Rillig, 2004).

1.3.5.3 Augmentation de la résistance des plantes au stress

Les plantes associées aux mycorhizes arbusculaires montrent une meilleure résistance aux stress abiotiques tels que la sécheresse, la salinité et les métaux lourds. Les champignons mycorhiziens aident à moduler les réponses physiologiques des plantes, leur permettant de mieux faire face aux conditions stressantes (Smith et Read, 2008).

1.3.5.4 Amélioration de la biodiversité et de la productivité des écosystèmes

En facilitant la croissance des plantes, les mycorhizes arbusculaires jouent un rôle clé dans la promotion de la biodiversité végétale. Cette augmentation de la diversité végétale contribue à une plus grande stabilité et productivité des écosystèmes (van der Heijden et al., 1998).

1.3.5.5 Stabilisation des Particules du Sol

Le réseau mycélien dense établi par les CMA améliore la stabilité des particules du sol en excréant des substances telles que la glomaline, protégeant ainsi le carbone organique du sol et régulant la disponibilité en eau (Bedini et al, 2009 ; Hallett et al., 2009).

1.3.5.6 Séquestration du carbone

Les champignons mycorhiziens arbusculaires jouent un rôle dans la séquestration du carbone dans le sol. Les résidus de champignons et la glomaline contribuent à la formation de matière organique stable, aidant ainsi à capturer et stocker le carbone atmosphérique dans le sol (Rillig et Mummey, 2006)

1.3.5.7 Rôle des Mycorhizes Arbusculaires en tant que Biofertilisants

Les CMA sont considérés comme des biofertilisants naturels, car ils aident les plantes hôtes à développer leur système racinaire pour l'absorption de l'eau et des nutriments essentiels en échange de produits photosynthétiques, et protègent les plantes contre les pathogènes nuisibles (Berruti et al., 2016; Gao et al., 2020; Basiru et al., 2021). Il est bien documenté que l'association CMA-plante offre de nombreux avantages en termes de conditions de sol saines et d'augmentation de la productivité des cultures (Berruti et al , 2016). Par conséquent, les CMA sont considérés comme les composants biotiques les plus importants du sol.

Leur appauvrissement ou leur absence peut entraîner un fonctionnement moins efficace de l'écosystème (Berruti et al., 2016). Les rôles des CMA en tant que biofertilisants dans plusieurs processus biochimiques et physiologiques sont les suivants :

- Acquisition du phosphore

Dans la relation mutualiste entre les plantes hôtes et les champignons mycorhiziens arbusculaires ; l'absorption du phosphore (P) présente des avantages considérables. Cette relation fournit une voie efficace pour extraire le P du sol et le transférer directement aux racines des plantes. L'échange de nutriments entre les plantes hôtes et les microorganismes

est un processus régulé, facilité par des protéines de transport membranaires telles que le transport de phosphate et l'ATPase H⁺-de type P (Bucher, 2007 ; Basu et al, 2018)

- **Acquisition de l'azote**

La perte d'azote dans les sols constitue souvent un obstacle à la croissance des plantes. Les mycorhizes jouent un rôle important en facilitant l'absorption de l'azote du sol par les plantes et en augmentant les différentes formes d'azote disponibles (Smith et Read, 2008 ; Veresoglou et al, 2011 ; Makarov, 2019).

Des études ont montré que les plantes associées aux CMA présentent une affinité cinq fois plus élevée pour l'absorption du NH₄⁺ à partir du sol (Pérez-Tienda et al , 2012).

De plus, les plantes mycorhiziennes peuvent améliorer l'absorption de l'azote dans le sol rhizosphérique grâce à des transporteurs de nitrate et d'ammonium (Breuillin-Sessoms et al , 2015).

Des recherches récentes ont aussi montré une hausse de la teneur en ¹⁵N (Le ¹⁵N est un isotope stable de l'azote, souvent utilisé comme traceur pour étudier les cycles de l'azote dans les écosystèmes). L'augmentation du contenu en ¹⁵N chez les plantes indique une meilleure assimilation de l'azote grâce à la présence de ces champignons. Les études citées ont mis en évidence cet effet bénéfique des CMA sur les plantes cultivées dans des sols inoculés, soulignant leur rôle crucial dans l'amélioration de la nutrition des plantes.) dans les plantes hôtes cultivées sur des sols enrichis avec des champignons mycorhiziens arbusculaires (Hodge et Fitter, 2010 ; Tian et al , 2010 ; Nath et al., 2018), Lorsque les hyphes reçoivent des ions nitrate et ammonium, les nitrates sont absorbés par transport actif couplé à un système de symport protoné, tandis que le NH₄⁺ est absorbé par un mécanisme d'antiport avec un efflux de H⁺.

Si l'ammonium est la seule source d'azote, son assimilation peut entraîner une insuffisance en carbone pour le champignon en raison de sa consommation accrue dans les racines (Basu et al., 2018).

- **Optimisation de l'utilisation des ressources**

En augmentant l'efficacité d'absorption des nutriments, les mycorhizes permettent aux plantes de mieux utiliser les ressources disponibles. Cela peut réduire la nécessité d'appliquer des

fertilisants chimiques, diminuant ainsi les coûts et les impacts environnementaux associés à leur utilisation (Smith et Read, 2008)

- **Production des Phytohormones**

La colonisation fongique se développe dans la plante hôte à travers un processus complexe qui comprend des altérations bien structurées au niveau morphologique et génétique, conduisant ainsi à des changements dans une série de signaux (Morrison et al, 2015). Plusieurs études ont rapporté que les CMA peuvent produire des phytohormones, telles que les auxines, les cytokinines et l'acide abscissique (ABA), qui accélèrent la croissance et le développement des plantes. Tout comme d'autres plantes, les champignons mycorhiziens suivent également la voie du mévalonate et utilisent différents précurseurs de l'ABA pour leur production (Nambara et Marion-Poll, 2005 ; Morrison et al, 2015).

Par exemple, l'application exogène d'ABA a montré une augmentation insignifiante de la croissance de *Ceratocystis fimbriata*, tandis que chez *Magnaporthe oryzae*, l'ABA a stimulé la production d'*appressoria* et augmenté la germination (Chanclud et Morel, 2016).

I.4 Symbiose Mycorhizienne Arbusculaire et Résistance aux Métaux Lourds :

Les CMA agissent comme des bioalleviateurs et/ou biofertilisants, offrant une solution pour la croissance des plantes dans des sols contaminés par des métaux (Hildebrandt et al, 2007).

I.4 .1 Mécanismes d'Amélioration de la Résistance aux Métaux Lourds

La pollution par les métaux lourds, tels que le cadmium (Cd), le mercure (Hg), l'arsenic (As) et le plomb (Pb), s'est aggravée en raison de l'utilisation excessive de pesticides, de l'élevage intensif et des rejets industriels (Wu et al, 2018). Prenons l'exemple du Cd : il endommage les plantes de deux manières principales. Premièrement, lorsqu'il est absorbé par les racines, il perturbe l'équilibre ionique de la plante, entravant ses activités normales et provoquant des troubles métaboliques. Deuxièmement, le Cd peut former des complexes avec des protéines, des enzymes et d'autres macromolécules biologiques, remplaçant les éléments nécessaires dans les structures enzymatiques, ce qui les rend inactives ou même dénaturées. Les plantes subissent divers changements physiologiques et moléculaires pour échapper ou atténuer

l'inactivation des protéines et les dommages oxydatifs causés par les ROS (Reactive Oxygen Species) lors d'un stress au Cd (Sofo et al., 2013).

Il a été prouvé que les symbioses mycorhiziennes améliorent la résistance des plantes aux sols contaminés par des métaux lourds tels que le Cd (Chen et al., 2004a), le Pb (Chen X. et al., 2005), le cuivre (Cu) (Chen et al., 2007), le zinc (Zn) (Chen et al., 2004b) et l'uranium (Chen X. et al., 2005).

1.4 .2 Effet de Dilution de la Croissance et Immobilisation Mycorhizienne

Deux mécanismes communs améliorent la résistance des plantes aux métaux lourds par la symbiose mycorhizienne : l'effet de dilution de la croissance et l'immobilisation mycorhizienne. La symbiose MA peut augmenter le contenu en phosphore (P) des plantes, favorisant l'accumulation de biomasse et la dilution des métaux lourds dans les plantes. Les CMA peuvent aussi immobiliser les métaux lourds dans les racines en précipitant des complexes polyphosphates, inhibant ainsi leur transfert vers les pousses (Wu et al., 2015; Liu et al., 2018). Chen X. et al. (2005) suggèrent que les mycorhizes sous stress Pb peuvent faciliter la croissance des plantes en améliorant l'absorption de P et en atténuant la toxicité du Pb en fixant plus de Pb dans les racines.

1.4 .3 Autres Mécanismes de Réduction de la Phytotoxicité des Métaux Lourds

La symbiose MA peut contribuer à la méthylation, offrant une nouvelle voie pour atténuer la phytotoxicité des métaux lourds (Li et al , 2018). Les CMA peuvent également augmenter l'activité des enzymes antioxydantes des plantes en sécrétant des lipides et des protéines ou en modifiant l'expression des gènes liés à la réponse au stress des métaux lourds, réduisant ainsi les dommages graves causés par ce stress (Aloui et al., 2009). Zhang et al. (2019) ont montré que les plantes MA peuvent maintenir l'homéostasie des ROS sous stress Pb en réduisant l'expression des gènes homologues de la burst oxydase respiratoire (RBOHs) MtRbohC-G, diminuant ainsi l'accumulation de H₂O₂ chez *Medicago truncatula*.

1.4 .4 Synthèse Hormonale et Résistance au Stress

Les CMA ont la capacité d'induire la synthèse d'hormones telles que l'IAA (Acide indole-3-acétique), l'ABA (Acide abscissique) et la GA(Gibbérelline) chez les plantes hôtes, renforçant

ainsi leur résistance au stress des métaux lourds. Cette interaction complexe varie selon les cultivars et le type de métal lourd.

- Sous stress de Cd, la symbiose AM conduit à une augmentation de l'ABA dans un cultivar de maïs à haute absorption de Cd, tandis qu'elle entraîne une augmentation de l'IAA dans un cultivar de maïs à faible absorption de Cd (Chen et al , 2023).

I.4 .5 Implication des Gènes dans les Réponses Médiées par les CMA :

Certains gènes des plantes et des champignons participent activement aux réponses aux métaux lourds, facilitées par la symbiose avec les CMA.

- Chez le maïs, l'expression des isoformes de l'ATPase des métaux lourds (HMA) ZmHMA3a et ZmHMA4 est stimulée par le traitement au Cu dans les plantes mycorhizées. Cela suggère que la symbiose AM augmente l'expression de gènes HMA, qui codent probablement des protéines de détoxification du Cu pour atténuer sa toxicité (Gómez-Gallego et al , 2022).
- Des membres de la famille des transporteurs de Cu (CTR) (RiCTR1, RiCTR2 et RiCTR3A) ont été identifiés chez *Rhizophagus irregularis*. RiCTR3A pourrait agir comme un récepteur de Cu sous stress Cu. De plus, des gènes tels que RiATOX1, RiSco1 et RiSSC codent des chaperons qui facilitent le transfert de Cu vers les ATPases, les oxydases du cytochrome C et la superoxyde dismutase Cu ou Zn (Ferrol et al , 2016; Gómez-Gallego et al., 2019).

Cette collaboration génétique entre les plantes et les CMA révèle des mécanismes sophistiqués pour atténuer les effets néfastes des métaux lourds sur la croissance et la santé des plantes.

I.4 .6 Effets des Champignons Mycorhiziens Arbusculaires (CMA) sur l'Accumulation de Métaux :

- I.4 .4 Accumulation de Zn et Pb dans les Plantes

Une étude de terrain menée par Wu et al. (2011) a évalué l'effet des CMA sur l'accumulation de Zn et de Pb dans *Chrysopogon zizanioides* cultivé dans des résidus de mines. Les résultats ont montré que les concentrations de P et de N dans les parties aériennes des plantes mycorhizées étaient significativement plus élevées que celles des plantes non traitées avec des CMA.

I.4 .7 Diversité des CMA dans les Sites Contaminés :

- Rôle des CMA dans des Écosystèmes Perturbés

Les CMA se trouvent principalement dans les racines des plantes terrestres et sont présentes dans des écosystèmes très perturbés ou des sols pollués (Kernaghan, 2005 ; Reinhardt, 2007 ; Cornejo et al , 2008 ; Yan et al., 2020).

Elles confèrent aux plantes une résistance accrue aux métaux, aidant ainsi à stabiliser les métaux dans les terres contaminées (Xu et al , 2012 ; Curaqueo et al., 2014 ; Gunathilakae et al., 2018).

- Contamination par l'Arsenic

Une étude de terrain au Brésil a identifié 23 espèces de CMA appartenant aux genres *Acaulospora*, *Scutellospora*, *Racocetra*, *Glomus*, *Gigaspora* et *Paraglomus* dans des zones contaminées par l'arsenic. Les espèces les plus fréquentes étaient *Paraglomus occultum*, *Acaulospora morrowiae* et *Glomus clarum*, montrant leur tolérance à un excès d'arsenic (Schneider et al., 2013a).

Bien que la richesse en espèces de CMA ait diminué à cause de la contamination par l'arsenic, la présence de plantes hôtes tend à compenser cette réduction.

- Contamination par le Plomb

Dans une autre étude au Brésil, 39 espèces de CMA appartenant à 10 genres ont été identifiées dans des sites contaminés par le plomb, avec une forte occurrence des genres *Acaulospora* et *Glomus* dans la rhizosphère et le sol en vrac (Schneider et al , 2016).

La diversité des CMA est corrélée à l'hétérogénéité de la zone et à la concentration de Pb dans les sols.

1.5 Détoxification des Métaux Lourds Induite par les CMA :

1.5.1 Immobilisation des Métaux dans les Hyphes Fongiques

L'accumulation de métaux lourds dans les plantes est un problème environnemental majeur, car ces métaux se propagent dans la chaîne alimentaire, affectant la santé humaine

Les métaux lourds peuvent être immobilisés dans les hyphes fongiques par divers mécanismes, y compris la fixation dans la paroi cellulaire, le stockage dans la vacuole et la formation de complexes avec des glycoprotéines métalliques (Dhalaria et al , 2020). Les CMA améliorent la biomasse des plantes en modifiant leurs propriétés physiologiques et morphologiques, facilitant ainsi l'absorption des nutriments immobiles importants (Miransari, 2017).

1.5.2 Mécanismes de Détoxification Métallique

Les CMA aident les plantes à atténuer la toxicité des métaux en utilisant plusieurs techniques :

- **Immobilisation du Cr** : Les CMA peuvent réduire le Cr(VI) en Cr(III) et immobiliser ce dernier dans les structures fongiques (Wu et al, 2015).
- **Absorption et Transport du Cr** : Le mycélium extra- radiculaire peut absorber et transporter le Cr vers les racines mycorhizées (Wu et al, 2015).

1.5.3 Influence des Mycorhizes sur l'Absorption des Métaux :

- *Absorption et Translocation des Métaux*

Les mycorhizes influencent l'absorption des métaux par les plantes et leur translocation des racines vers les parties aériennes (Li et al, 2015). Le mycélium de plusieurs CMA possède une haute capacité d'échange cationique, aidant à l'absorption des métaux (Takács et Vörös, 2003). Par exemple, *Rhizophagus irregularis* améliore l'absorption du silicium(Si) et sa translocation vers les racines hôtes (Hammer et al, 2011).

Les CMA peuvent atténuer la toxicité du Cd en augmentant le pH du sol et en liant le Cd à la glomaline (Shen et al, 2006 ; Janoušková et Pavlíková, 2010).

Chapitre II

Fondements en Phytoremédiation

II.1 Phytoremédiation :

La phytoremédiation représente un concept qui a été introduit pour la première fois en 1983 (McGrath, et al 2002) ,il est très vaste et englobe différentes techniques, toutes fondées sur l'utilisation des plantes et leurs capacités pour diminuer les risques écotoxicologiques associés à la contamination des sols(Chaney et al., 1997).

II.2 Description de cette phytotechnologie :

La phytoremédiation peut être décrite de différentes manières :

La phytoremédiation est également appelée agro-remédiation, botano-remédiation ou remédiation verte, est un terme générique qui désigne l'utilisation de plantes pour extraire, réduire, transformer ou immobiliser les contaminants (organiques et inorganiques) présents dans les sols, sédiments et eaux (Liu et al., 2020)

la phytoremédiation c'est un ensemble de techniques in situ (pouvant être implantées directement sur le site contaminé) misant sur les plantes pour extraire, dégrader ou immobiliser les contaminants dans les sols, les sédiments, les boues ainsi que dans l'eau de surface ou souterraine et dans l'air (Pilon-Smits, 2005) , mais au fond c'est tout un réseau symbiotique complexe entre la plante cultivé à l'objectif de la remédiation et son rhizosphère qui s'attire les microorganismes qui leurs sont associés pour nettoyer l'environnement (Garbaye,2013)

La phytoremédiation est aussi décrite comme une technologie alternative prometteuse, à faible coût, rentable, efficace , respectueuse de l'environnement et stratégie économique efficace d'éco-remédiation fonctionnant à l'énergie solaire (Watharkar et al, 2014)

- un ensemble de techniques culturelles spécialement adaptés au problème de décontamination des sols polluées (Garbaye, 2013)

La phytoremédiation démontre son caractère pluridisciplinaire en impliquant diverses techniques dans sa mise en œuvre. Cela inclut le ciblage des sols contaminés, l'association mycorhizienne et bactérienne, le contrôle physico-chimique, et même l'intervention de la transgénèse dans cette méthode de remédiation naturelle

II.3 Diverses techniques de phytoremédiation :

Les différentes méthodes de phytoremédiation reposent sur divers principes d'intervention tels que l'extraction, la stabilisation, la dégradation, la volatilisation et la filtration (Conesa et al , 2012)

Bien que ces processus puissent agir simultanément et ne soient pas mutuellement exclusifs (Pilon-Smits, 2005) , il est important de comprendre leurs mécanismes distincts.

Par exemple, la phytoremédiation est souvent confondue avec la phytoextraction, alors qu'en réalité, ces deux termes désignent des approches différentes.

À noter également que, Même sans aborder spécifiquement la filtration de l'air intérieur ou extérieur dans les descriptions à venir, il est important de noter que les plantes jouent un rôle significatif dans la purification de l'air en éliminant une variété de polluants tels que le NO, le SO₂, l'ozone, le CO₂, les poussières, la suie et les hydrocarbures halogénés volatiles (Pilon-Smits, 2005).

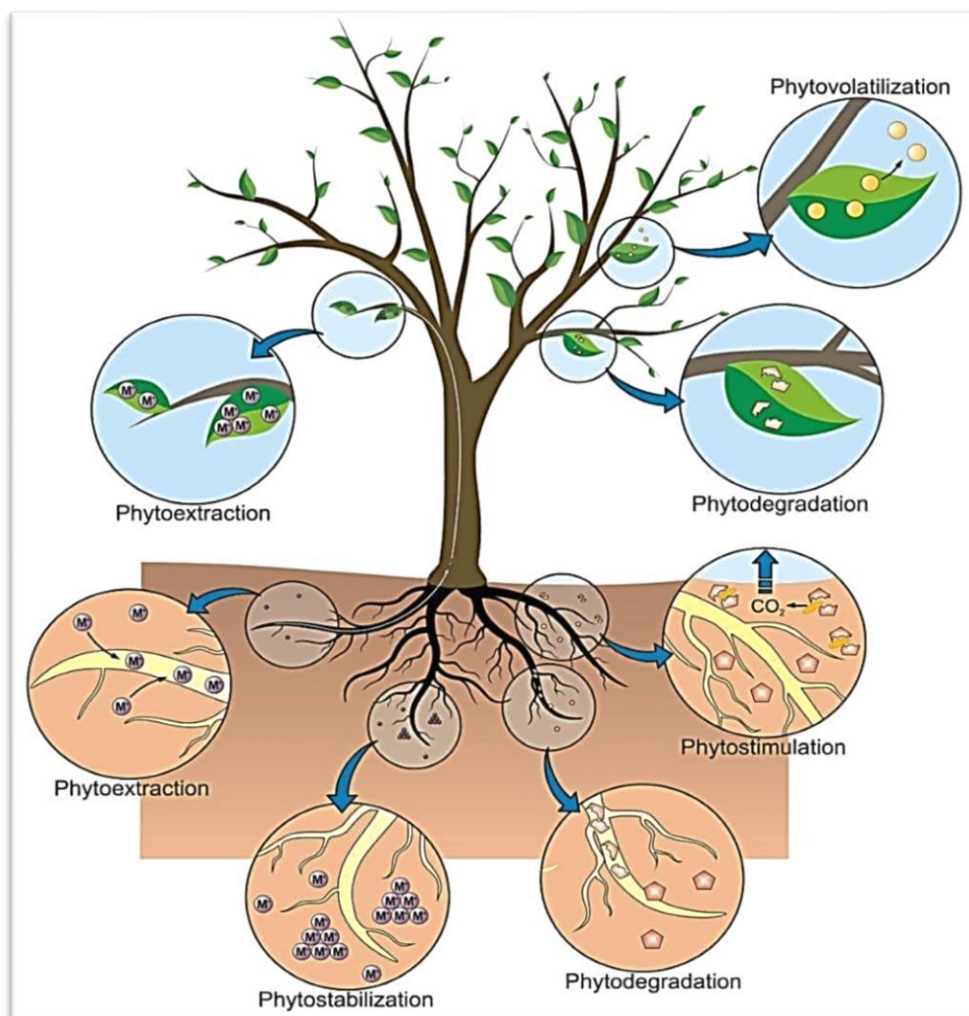


Figure 4 : Principales techniques de phytoremédiation pour la réhabilitation des environnements contaminés par les métaux lourds (Alchimia, 2016).

II.4 phytoextraction (phytoaccumulation) :

La phytoextraction, également appelée phytoaccumulation ou phytoabsorption, est l'une des stratégies in situ qui consiste à utiliser des plantes hyperaccumulatrices capables d'absorber les métaux du sol par leurs racines et de les accumuler dans leurs parties aériennes (tiges et feuilles) (Oladoye et al 2022 ; Jacob et al 2018) , La phytoextraction est considérée comme une approche efficace pour éliminer les métaux lourds des sols contaminés sans altérer la fertilité du sol.

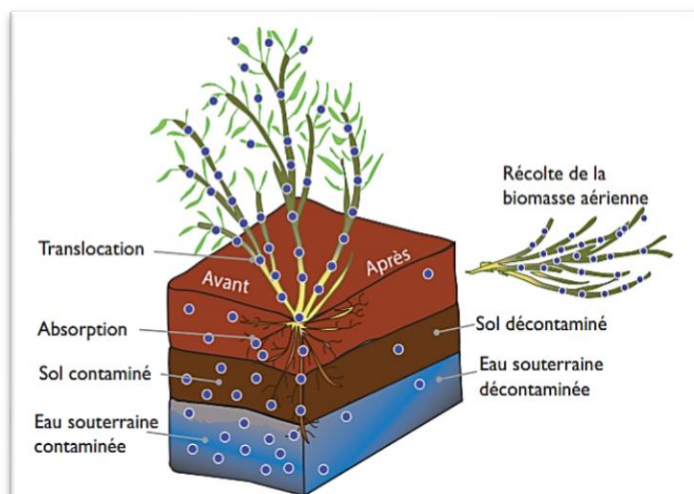


Figure 5 : Processus de Phytoextraction des Contaminants Induit par les Plantes Hyperaccumulatrices (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

La phytoextraction se divise en deux types : continue et induite.

II.4.1 La phytoextraction continue :

Nécessite l'utilisation de plantes hyperaccumulateurs qui accumulent des niveaux élevés de contaminants toxiques tout au long de leur vie. Cette approche repose sur des plantes spécifiques capables d'absorber et de stocker ces contaminants de manière naturelle (Blaylock et al ; 1997 ; Turgut et al, 2004).

II.4.2 la phytoextraction induite :

Augmente l'accumulation de toxines à un moment donné en ajoutant des chélateurs au sol. Par exemple, l'EDTA est un chélateur couramment utilisé pour mobiliser et accumuler des contaminants tels que le plomb, le cadmium et d'autres métaux chez des plantes comme la moutarde indienne et le tournesol (Blaylock et al ; 1997 ; Turgut et al., 2004). D'autres chélateurs comme le CDTA, le DTPA, l'EGTA, l'EDDHA et le NTA ont également été évalués pour améliorer l'accumulation des métaux dans différentes espèces végétales (Huang et al ; 1997 ; Lombi et al , 2001b).

Cependant, l'utilisation de certains chélateurs peut présenter des risques de contamination des eaux souterraines et estuariennes en raison de la solubilité élevée de certains complexes

chélateur-toxine, ce qui pourrait entraîner le déplacement des complexes vers des couches de sol plus profondes (Wu et al, 1999 ; Lombi et al, 2001b).

Ces méthodes peuvent prendre plusieurs années pour décontaminer le sol, mais cela n'est pas un problème pour les sites contaminés inutilisés à long terme.

II.4.3 Les plantes hyperaccumulatrices :

Les plantes utilisées pour la phytoextraction doivent avoir :

- une croissance rapide
- une biomasse élevée
- un réseau racinaire étendu, être faciles à cultiver, repousser les herbivores
- être capables de supporter et stocker des métaux lourds à des niveaux élevés (Ashraf 2019, Jacob ;2018, Oladoye 2022)

Après la récolte, les métaux peuvent également être récupérés et réutilisés à des fins économiques (phytominage) par des procédés thermiques, chimiques ou microbiologiques (Ashraf et al 2019 ; Ali et al 2013). En pratique, la plupart des plantes hyperaccumulatrices appartiennent à la famille des *Brassicaceae* (Asad 2019, Antoniadis 2017) ; telles que :

- *Brassica juncea*
- *Thlaspi caerulescens*
- *Pteris vittata*
- *Haumaniastrum robertii*
- *Aeolanthus biformifolius*
- *Astragalus bisulcatus*
- *Arabis paniculata*

II.4.4 La phytoextraction utilisant des plantes hyperaccumulatrices :

Brooks et al. 1977 ont introduit le terme "hyperaccumulateurs" pour décrire les plantes capables d'accumuler plus de 1000 µg de Ni par gramme de feuilles sèches dans leurs habitats naturels.

Les plantes supérieures utilisent deux stratégies principales pour tolérer les métaux lourds dans leur environnement :

- ✓ **l'exclusion** : où l'absorption et/ou le transport des métaux de la racine à la tige sont limités .
- ✓ **l'accumulation** : où les métaux sont accumulés et détoxifiés dans les parties aériennes (Baker ; 1981).

L'exclusion des métaux est de loin la stratégie la plus courante, tant chez les espèces végétales non tolérantes que chez de nombreuses espèces tolérantes aux métaux.

En revanche, l'accumulation des métaux peut se produire chez certaines espèces végétales qui poussent principalement sur des sols riches en métaux.

II.4.5 Expériences de Phytoextraction Utilisant des Plantes Hyperaccumulatrices

Le concept d'utilisation des plantes hyperaccumulatrices pour absorber et éliminer les métaux lourds des sols contaminés a été introduit pour la première fois par Chaney (1983).

✓ Premières Expériences de Terrain

La première expérience sur le terrain a été menée en 1991-92 dans des parcelles traitées avec des boues d'épuration à Woburn, en Angleterre (McGrath et al, 1993). Cette expérience a comparé l'efficacité d'extraction des métaux de différentes espèces de plantes hyperaccumulatrices. L'hyperaccumulateur de Zn, *Thlaspi caerulescens*, a été trouvé pour accumuler de 2000 à 8000 µg de Zn par gramme de matière sèche dans les parties aériennes lorsqu'il était cultivé sur des sols avec un Zn total de 150 à 450 µg de Zn par gramme. L'absorption totale de Zn a atteint 40 kg par hectare en une seule saison de croissance. Avec ce taux d'extraction, il faudrait 9 cultures de *T. caerulescens* pour réduire le Zn total du sol de 440 à 300 µg par gramme.

✓ Études Complémentaires sur le Terrain

Robinson et al. (1998) ont cultivé *T. caerulescens* (une population du sud de la France) à la fois en pots et dans des déchets miniers sur le terrain. Ils ont découvert qu'une seule culture fertilisée pouvait éliminer 60 kg de Zn par hectare et 8,4 kg de Cd par hectare. Étant donné que les coefficients de bioaccumulation (quotients de concentration de métaux dans la plante/le sol) étaient généralement plus élevés pour le Cd que pour le Zn, la phytoremédiation utilisant *T. caerulescens* serait réalisable pour des niveaux faibles de Cd dans le sol, mais pas pour remédier aux concentrations extrêmement élevées de Zn (40000 mg kg⁻¹) trouvées dans les déchets miniers.

Robinson et al. (1997a, 1997b) ont également étudié les potentiels d'extraction de Ni de deux hyperaccumulateurs. Les rendements de biomasse sèche d'*Alyssum bertolonii* et *Berkheya coddii* ont atteint respectivement 9 et 22 tonnes par hectare. Les rendements en Ni étaient de l'ordre de 70 à 100 kg par hectare. Remédier un sol modérément contaminé contenant environ 100 mg de Ni par kg ne nécessiterait que deux cycles de culture. Aucun hyperaccumulateur de

Zn/Cd identifié jusqu'à présent ne peut pousser aussi vite et produire autant de biomasse que l'hyperaccumulateur de Ni *B. coddii*.

II.4.6 Critères de Phytoextraction :

Ces exemples démontrent la capacité des plantes hyperaccumulatrices à absorber des métaux lourds des sols contaminés, ce qui en fait une approche prometteuse pour la dépollution environnementale. Ce critère est également appliqué à d'autres métaux, y compris le Co, le Cu et le Pb, tandis que pour le Cd et le Zn, le seuil respectif est de 100 et 10000 µg par gramme de feuilles sèches (Brooks, 1998 ; Baker et al, 2000). Comparativement aux plantes non hyperaccumulatrices, les concentrations métalliques dans les plantes hyperaccumulatrices sont de 1 à 3 ordres de grandeur supérieurs. En dehors de ces critères quelque peu arbitraires, les plantes hyperaccumulateurs ont généralement un ratio de concentration métallique tige/racine supérieur à 1, tandis que les plantes non hyperaccumulateurs ont généralement des concentrations métalliques plus élevées dans les racines que dans les parties aériennes.

II.4.7 L'absorption et la translocation des métaux chez les plantes hyperaccumulatrices :

L'absorption et la translocation des métaux chez les plantes hyperaccumulatrices peuvent varier selon l'espèce végétale et le métal considéré. Par exemple, (Krämer et al.1997) ont constaté que les taux d'absorption du **Ni** et de translocation racine-vers-tige étaient similaires chez l'hyperaccumulateur de **Ni** *Thlaspi goesingense* et chez le non-accumulateur *Thlaspi arvense*, tant que les deux espèces n'étaient pas affectées par la toxicité du **Ni** . Cependant, *T. goesingense* était beaucoup plus tolérante au **Ni** que *T. arvense*, ce qui lui permettait d'hyperaccumuler le **Ni** lorsque l'apport en **Ni** était élevé.

Ces résultats indiquent que la capacité des plantes hyperaccumulatrices à absorber et transloquer les métaux dépend de divers facteurs, y compris leur tolérance aux métaux et les conditions environnementales.

II.5 la phytostabilisation :

La phytostabilisation (ou phyto-immobilisation) est une stratégie alternative émergente qui consiste à établir une couverture végétale sur des milieux contaminés (Ashraf et al 2019 ; Ullah et al 2015 ; Oladoye et al 2020).

La phytostabilisation fait référence à l'utilisation de plantes pour immobiliser les contaminants dans le sol par accumulation dans les racines, adsorption sur les racines, ou précipitation dans la zone racinaire (due à la liaison avec des composés organiques), rendant ainsi les métaux lourds (ML) moins solubles, moins disponibles et moins nocifs pour l'environnement (Gavrilescu 2022 ; DalCorso et al 2019).

Il est important de noter que cette stratégie n'est pas une technique de nettoyage, mais qu'elle réduit plutôt la mobilité des contaminants et évite le risque de contamination environnementale supplémentaire. Les plantes utilisées en phytostabilisation doivent :

- tolérer des niveaux élevés de contaminants toxiques :
- avoir un système racinaire étendu :
- présenter une faible translocation des contaminants toxiques des racines vers les parties aériennes (Ashraf et al 2019 ; Mahar et al 2016)

Les plantes accumulent de petites quantités de ML dans les parties aériennes pour éviter leur transfert dans la chaîne alimentaire. Les espèces végétales tolérantes aux métaux peuvent également être utilisées pour restaurer la couverture végétale de ces sites et réduire la dispersion des contaminants toxiques par le vent, l'érosion de la surface du sol et le lessivage vers les eaux souterraines (Raklami et al 2019, Mahar et al 2016, Raklamiet al 2020). Par conséquent, cette technique assure une meilleure intégration paysagère des sites contaminés. Récemment, plusieurs espèces de plantes légumineuses ont été utilisées avec succès en phytostabilisation en raison de :

- leur croissance rapide
- de leur forte biomasse
- de leur tolérance élevée aux métaux
- de leur capacité à accumuler les métaux dans le système racinaire
- de leur capacité à former une symbiose avec les rhizobactéries (Raklami et al 2019, Raklami et al 2022, Fagorzi et al 2018)

Des travaux importants ont démontré les stratégies de phytostabilisation chez plusieurs plantes, notamment *Medicago sativa*, *Vicia faba*, *Lens culinaris*, *Sulla coronaria*, *Trifolium repens*, *Acacia pycnantha*, *Mimosa caesalpiniaefolia*, *Erythrina speciosa* et *Schizolobium parahyba* *Medicago sativa* (Raklami et al 2019 ; Nirola et al 2015 ; Fagorzi et al 2018) montre un potentiel

pour stabiliser les résidus de mines contaminés par le **Cu**, le **Zn** et le **Pb** (Raklami et al 2020 ; 2022).

Cependant, cette stratégie permet uniquement de rendre les ML indisponibles pour les organismes, mais les ML restent dans le sol.

Cette technique vise à contenir les ML dans le sol lorsque le site est fortement contaminé et que la méthode de phytoextraction semble inefficace (Ashraf et al ; 2019).

II.5.1 Phytostabilisation des polluants organiques :

Les plantes peuvent également absorber et dégrader certains polluants organiques. Les racines des plantes sécrètent des enzymes et des substances chimiques qui favorisent la dégradation des contaminants organiques dans le sol (Smith et al, 2020).

II.5.2 Principes de la phytostabilisation:

II.5.2.1 Immobilisation chimique :

Les plantes utilisées dans la phytostabilisation ont la capacité d'absorber les contaminants du sol par leurs racines. Une fois absorbés, ces contaminants peuvent être immobilisés chimiquement dans le sol, notamment par des processus de précipitation, de complexation ou d'adsorption. Cette immobilisation réduit la mobilité des contaminants et limite leur capacité à migrer vers d'autres environnements.

II.5.2.2 Prévention de la dispersion :

Les racines des plantes agissent comme un réseau qui retient le sol et les contaminants en place, prévenant ainsi l'érosion éolienne ou hydrique. Cette stabilisation physique du sol réduit le risque de dispersion des contaminants dans l'air ou les eaux de surface.

II.5.2.3 Réduction de la biodisponibilité :

En absorbant les contaminants, les plantes contribuent à réduire leur biodisponibilité dans le sol. Cela signifie que les contaminants sont moins facilement accessibles aux organismes vivants, réduisant ainsi les risques pour la santé humaine et l'environnement.

II.5.2.4 Suivi à long terme :

La phytostabilisation nécessite un suivi régulier et à long terme pour évaluer l'efficacité de la technique, surveiller l'état des plantes utilisées et contrôler la stabilité des contaminants immobilisés dans le sol (Leyval et al ; 2001)

II.5.3 Facteurs influençant l'efficacité de la phytostabilisation :

✓ Sélection des Plantes Adaptées : Importance des Hyperaccumulatrices pour la Phytostabilisation

Certaines plantes, appelées hyperaccumulatrices, ont une capacité accrue à absorber et à accumuler des métaux lourds. Le choix des plantes adaptées au type de contaminant présent dans le sol est crucial pour le succès de la phytostabilisation (Chen et al, 2018)

✓ Conditions Édaphiques

Le pH, la teneur en matière organique, la texture du sol et d'autres paramètres influent sur la capacité des plantes à absorber les polluants et à favoriser leur stabilisation (Wang et al, 2017).

✓ Pratiques de Gestion des Cultures:

Des pratiques telles que l'irrigation, la fertilisation et la gestion des adventices peuvent avoir un impact sur l'efficacité de la phytostabilisation en influençant la croissance et la santé des plantes utilisées (Li et al ; 2019).

II.5.4 Exemples sur l'utilisation des différentes espèces dans la phytostabilisation :

II.5.4.1 Utilisation de *Festuca arundinacea* pour la phytostabilisation des sols contaminés par le plomb (Pb) :

✓ Illustration :

Imaginez un site minier abandonné où le sol est contaminé par des métaux lourds notamment le plomb Pb. Sur ce site, des études ont été menées pour évaluer l'efficacité de *Festuca arundinacea* (fétuque élevée) dans la phytostabilisation (Zhang et al ;2016). Dans cette étude, les chercheurs ont utilisé du compost de déchets verts pour améliorer la phytostabilisation des résidus de plomb Pb et de Zn.

Festuca arundinacea a été plantée dans ces sols traités pour évaluer son efficacité à réduire la mobilité et la biodisponibilité du Pb.

Les résultats ont montré que l'application de compost de déchets verts a significativement réduit la biodisponibilité du Pb et que *Festuca arundinacea* a contribué à la phytostabilisation en limitant la migration du Pb dans l'environnement.

II.5.4.2 Phytostabilisation des métaux lourds avec *Salix viminalis* sur un site industriel abandonné

✓ Illustration :

Imaginez un terrain industriel abandonné où le sol est contaminé par des métaux lourds tels que le **Cu** et le **Cd**.

Pour restaurer cet environnement, des recherches ont été menées sur l'utilisation de *Salix viminalis* (saule à vime) pour la phytostabilisation(Wei et al ;2015)

Bien que cette étude concerne *Miscanthus floridulus*, une espèce proche de *Salix viminalis*, elle offre des insights sur la phytostabilisation des métaux lourds.

Les chercheurs ont constaté que *Salix viminalis* était efficace pour absorber le **Cu** et le **Cd** du sol contaminé, contribuant ainsi à la réduction de leur mobilité et de leur biodisponibilité.

Les racines profondes de *Salix viminalis* ont également contribué à stabiliser le sol et à prévenir l'érosion.

Ces exemples montrent comment différentes espèces végétales sont utilisées pour la phytostabilisation des sols contaminés par des métaux lourds, contribuant ainsi à restaurer et à protéger l'environnement.

II.6 Phytodégradation : Décomposition Directe des Contaminants par les Plantes :

La phytodégradation est un processus où les plantes utilisent des enzymes pour dégrader directement les contaminants organiques absorbés par leurs racines. Ce mécanisme enzymatique transforme souvent les composés organiques en produits moins toxiques ou non toxiques pour l'environnement. Certains types de plantes, connus sous le nom de "phytodégradeurs", possèdent une capacité naturelle à dégrader certains contaminants spécifiques (Alvarez et al , 2001).

II.6.1 Rhizodégradation : Dégradation des Contaminants par la Rhizosphère :

La rhizodégradation implique la dégradation des contaminants organiques par les micro-organismes présents dans la rhizosphère, la zone du sol influencée par les racines des plantes. Les racines sécrètent des composés organiques (exsudats racinaires) qui nourrissent les micro-organismes bénéfiques. Ces micro-organismes utilisent ces substrats pour croître et dégrader activement les contaminants présents dans le sol environnant (Philippot et al, 2013).

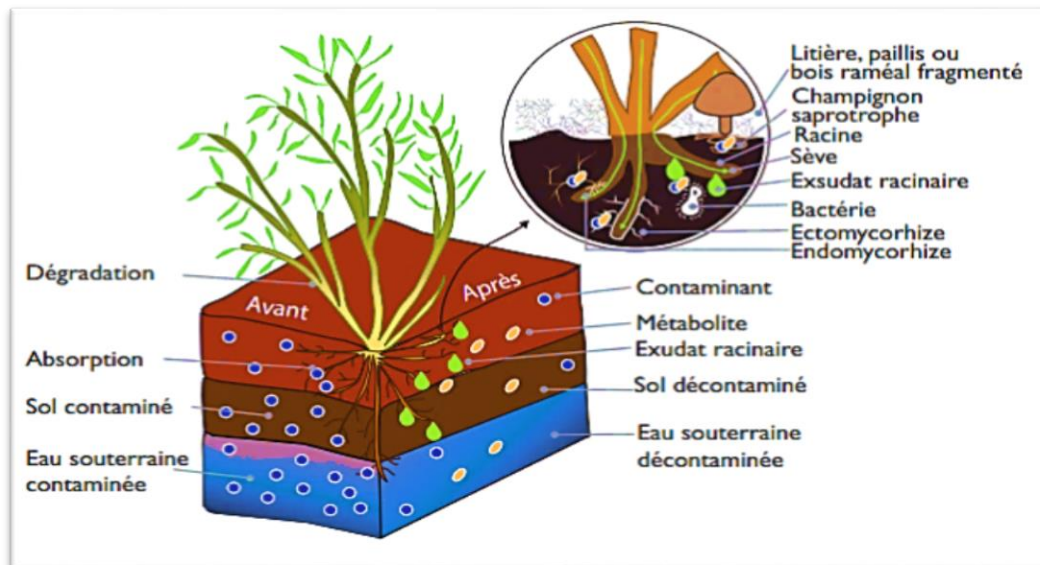


Figure 6 : Le passage d'un sol contaminé à un sol décontaminé grâce à la rhizodégradation (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

En résumé, la phytodégradation implique la dégradation directe des contaminants organiques par les plantes elles-mêmes, tandis que la rhizodégradation fait intervenir les micro-organismes associés aux racines des plantes pour dégrader ces contaminants dans la rhizosphère.

Ces processus sont des composantes importantes de la phytoremediation, une approche écologique pour traiter les sols contaminés.

II.6.2 Étapes Clés de la Phytodégradation des Contaminants Organiques :

La phytodégradation est un processus complexe où les plantes utilisent des enzymes pour décomposer les contaminants organiques absorbés par leurs racines. Voici les étapes essentielles de ce processus :

✓ *Absorption des Contaminants Organiques*

Les racines des plantes absorbent les contaminants organiques du sol ou de l'eau environnants, tels que les hydrocarbures pétroliers, les pesticides et les solvants industriels.

✓ *Translocation et Transport des Contaminants dans la Plante*

Une fois absorbés, les contaminants sont transportés à travers les tissus de la plante, principalement par la sève, vers les parties aériennes comme les feuilles, les tiges et les fleurs.

✓ *Activation des Enzymes de Dégradation*

À l'intérieur de la plante, les contaminants sont exposés à des enzymes spécifiques telles que les cytochromes P450, les peroxydases et les laccases, produites par la plante elle-même ou par des micro-organismes associés à ses racines.

✓ *Dégradation des Contaminants Organiques*

Les enzymes agissent sur les contaminants organiques, les dégradant en composés moins toxiques ou non toxiques. Par exemple, les hydrocarbures peuvent être transformés en acides gras, alcools ou composés carbonés simples.

✓ *Excrétion des Produits de Dégradation*

Les produits de dégradation moins toxiques sont excrétés par la plante dans le sol ou dans l'air environnant. Certains de ces produits peuvent également servir de source de carbone ou d'autres nutriments pour la plante.

✓ *Interaction avec les Micro-organismes dans la Rhizosphère*

Dans certains cas, les produits de dégradation excrétés peuvent stimuler la croissance de micro-organismes bénéfiques dans la rhizosphère. Ces micro-organismes contribuent à leur tour à la dégradation des contaminants par des processus de rhizodégradation (Smith et al., 2020).

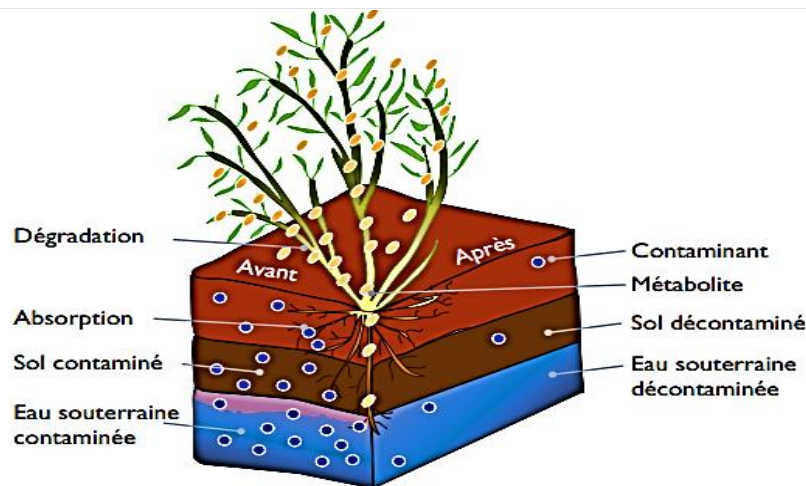


Figure 7 : Le passage d'un sol contaminé à un sol décontaminé grâce à la phyto dégradation (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

II.6.3 Les enzymes appropriées pour la phytodégradation incluent :

- **la déshalogénase** (transformation des composés chlorés)
- **la peroxydase** (conversion des composés phénoliques)
- **la nitrilase** (transformation des composés aromatiques cyanés)
- **la nitroréductase** (conversion des explosifs, par exemple, la 2,4 ,6-Trinitrotoluène (TNT) et d'autres composés)
- **la phosphatase** (transformation des pesticides organophosphatés).

Il est important de noter que la phytodégradation peut être spécifique à certaines plantes et à certains contaminants. Certaines plantes ont une capacité naturelle à produire des enzymes qui ciblent des contaminants spécifiques, tandis que d'autres peuvent être utilisées après avoir été génétiquement modifiées pour augmenter leur efficacité dans la dégradation des contaminants (Alvarez ; 2001)

II.7 Phytovolatilisation : Extraction et Volatilisation de Polluants par les Plantes :

La phytovolatilisation représente un processus par lequel les plantes extraient divers polluants qu'ils soient organiques ou inorganiques, du sol. Ces polluants sont ensuite transportés à travers le système vasculaire des plantes et libérés dans l'atmosphère via le processus de transpiration. Cette approche est particulièrement attrayante car elle permet une volatilisation complète des polluants sous forme gazeuse, évitant ainsi le besoin de récolter et de traiter les plantes utilisées.

Il est toutefois crucial de caractériser de manière approfondie le risque de transfert des polluants vers l'atmosphère avant de recourir à la phytovolatilisation. Dans certains cas, comme dans des environnements riverains ou pour la rhizofiltration d'effluents contaminés, on exploite spécifiquement le fort potentiel d'évapotranspiration de certaines plantes pour limiter le ruissellement de l'eau ou sa dispersion dans le sol. Maintenir les sols à traiter bien irrigués peut également être bénéfique pour minimiser la fermeture des stomates, par où l'eau transpirée s'évapore.

Généralement, les composés libérés par ce processus de phytovolatilisation sont moins toxiques que ceux absorbés par les racines des plantes à partir du sol. L'avantage principal de cette stratégie est qu'elle permet de retirer les contaminants du sol sans avoir à récolter les plantes, contrairement à d'autres méthodes de dépollution. Cependant, il convient de noter que bien que cette approche permette de nettoyer complètement les composés toxiques du sol, ils sont libérés dans l'atmosphère où ils pourraient accumuler (Sakakibara et al.2010) être redéposés.

Une étude menée par (Sakakibara et al.2010) a démontré que la vapeur libérée par les frondes de *P. vittata* incluait des composés d'arsenic, d'arsénite et d'arséniate. Leurs résultats suggèrent que *P. vittata* volatilise efficacement l'arsenic en éliminant environ 90% de l'arsenic (Sakakibara et al.2010)

La phytovolatilisation est utilisée pour éliminer des polluants tels que les solvants chlorés comme :

- le trichloroéthylène (TCE)
- les herbicides
- les insecticides
- les hydrocarbures
- certains éléments inorganiques comme le mercure, l'arsenic et le sélénium

Certains composants organiques volatils **COV** peuvent être directement diffusés dans l'atmosphère par les plantes. Par exemple, le peuplier hybride est capable de volatiliser et de dégrader rapidement du **TCE** présent dans une eau polluée.

Toutefois, des éléments comme le sélénium doivent être transformés au sein de la plante avant d'être volatilisés, ce qui réduit simultanément leur toxicité.

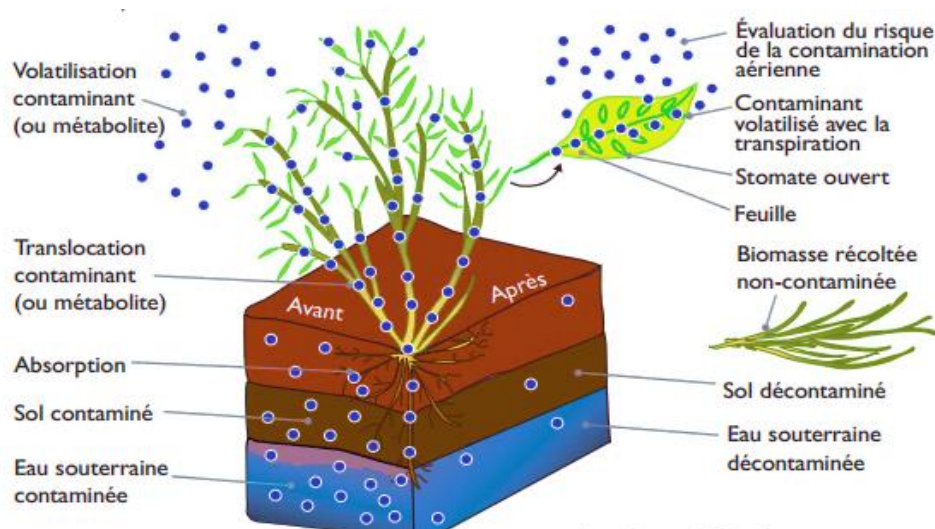


Figure.8 : Le passage d'un sol contaminé à un sol décontaminé grâce à la phytovolatilisation (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

II.8 Évaluation des Espèces Végétales pour la Phytoremédiation des Sols Contaminés par les Métaux Lourds :

Un certain nombre d'espèces végétales ont été identifiées pour leur capacité à remédier aux sols contaminés par des métaux lourds. Parmi ces plantes, on trouve les suivantes classées dans ce tableau :

Tableau 2 : Liste des différents mécanismes de phytoremédiation et des espèces végétales utilisées dans divers processus.

techniques	mécanisme	plante utilisée	partie de la plante	surface intermédiaire	références
phytoextraction	L'absorption et l'accumulation de métaux lourds dans les tissus des plantes suivies de l'élimination des plantes	<i>Brassica juncea</i> <i>Amaranthus hypochondriacus</i> , <i>Thlaspi caerulescens</i>	Racines Tige Feuilles	sol	Odoh et al., 2019; Cui et al., 2021; Singh et al., 2021
phytodegradation/rhizodegradation	Métabolisme catalysé par des enzymes de micro-organismes vivant dans la rhizosphère pour transformer des contaminants organiques en molécules plus simples	<i>Rhizophora mangle</i> , <i>Salix viminalis</i> , <i>Vetiveria zizanioides</i> , <i>Typha latifolia</i>	Racines, Feuilles	Eaux de surface, Eaux souterraines	Sampaio et al., 2019; Papadopoulos and Zalidis, 2019; Nedjimi, 2021
phytostabilization	Réduit la mobilité et la		Racines		

	migration des contaminants du sol	<i>Atriplex undulata</i> , <i>Salix alba</i> , <i>Glebionis coronaria</i>		Sols, Eaux souterraines, Résidus miniers	Mataruga et al., 2020; Li et al., 2021; Tamam et al., 2021
rhizofiltration	Absorption des métaux par les racines des plantes	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Lemna minor</i> , <i>Pistia stratiotes</i>	Racines	Eau de surface Eau pompée	Kodituwakku and Yatawara, 2020; Singh et al., 2021
phytovolatilization	Élimination des polluants tels que le sélénium, le mercure, les hydrocarbures volatils via les processus d'évapotranspiration.	<i>Arundo donax</i> , <i>Stanleya pinnata</i> , <i>Brassica juncea</i> , <i>B. Napus</i>	Racines, Feuilles	Sols, Eaux souterraines	Guarino et al., 2020; Hasanuzzaman et al., 2020; Yan et al., 2021
phytostimulation	La phytostimulation (une relation symbiotique entre les plantes et plusieurs micro-organismes du sol) est développée pour la remédiation des biphényles polychlorés (PCB).	<i>Brassica campestris</i> , <i>Zea mays</i> , <i>glycine max</i>	Racines	sols	Zahoor et al., 2017; Bilal et al., 2020

II.9 Processus Clé de la Phytoremédiation : Étapes Fondamentales pour la Décontamination Environnementale :

✓ Évaluation du site contaminé :

La première étape consiste à évaluer le site contaminé pour comprendre la nature des contaminants, leur répartition spatiale et leur concentration. Cette évaluation aide à sélectionner les plantes et les techniques de phytoremédiation les plus appropriées pour le site (Salt et al ; 1995)

✓ Sélection des plantes :

En fonction des contaminants présents, des plantes capables d'absorber, de transpirer, de séquestrer ou de dégrader ces contaminants sont sélectionnées. Différentes plantes ont des capacités différentes, par exemple, les plantes hyperaccumulatrices sont efficaces pour absorber les métaux lourds (McGrath et al ; (2002).

 Préparation du sol :

Avant la plantation des plantes, le sol peut nécessiter des amendements pour optimiser les conditions de croissance des plantes sélectionnées. Cela peut inclure l'ajout de nutriments, de correcteurs de pH, ou la décontamination physique du sol si nécessaire (Cunningham et al. (1995).

 Plantation et gestion des cultures :

Les plantes sélectionnées sont plantées sur le site contaminé et leur croissance est gérée pour maximiser leur efficacité dans le processus de phytoremédiation. Cela comprend la gestion de l'irrigation, de la nutrition des plantes et parfois la régulation de l'exposition à la lumière (Pilon-Smits ; 2005).

 Surveillance et évaluation :

Pendant toute la durée du processus de phytoremédiation, le site est surveillé régulièrement pour évaluer l'efficacité de la décontamination. Des échantillons de sol, d'eau ou de plantes sont prélevés et analysés pour mesurer la réduction des contaminants (Maestri et al. (2010)

 Récolte et gestion des déchets :

Une fois que les plantes ont absorbé les contaminants, elles sont récoltées et les biomasses contaminées peuvent être gérées selon les réglementations environnementales en vigueur, par exemple, par compostage ou incinération contrôlée (Van der Lelie et al. (2001).

Chaque étape de la phytoremédiation est cruciale pour garantir l'efficacité et la sécurité du processus, en tenant compte des spécificités du site contaminé et des plantes utilisées.

Quelques éléments à considérer dans le processus de sélection de la phytoremédiation sont présentés dans la Figure suivante

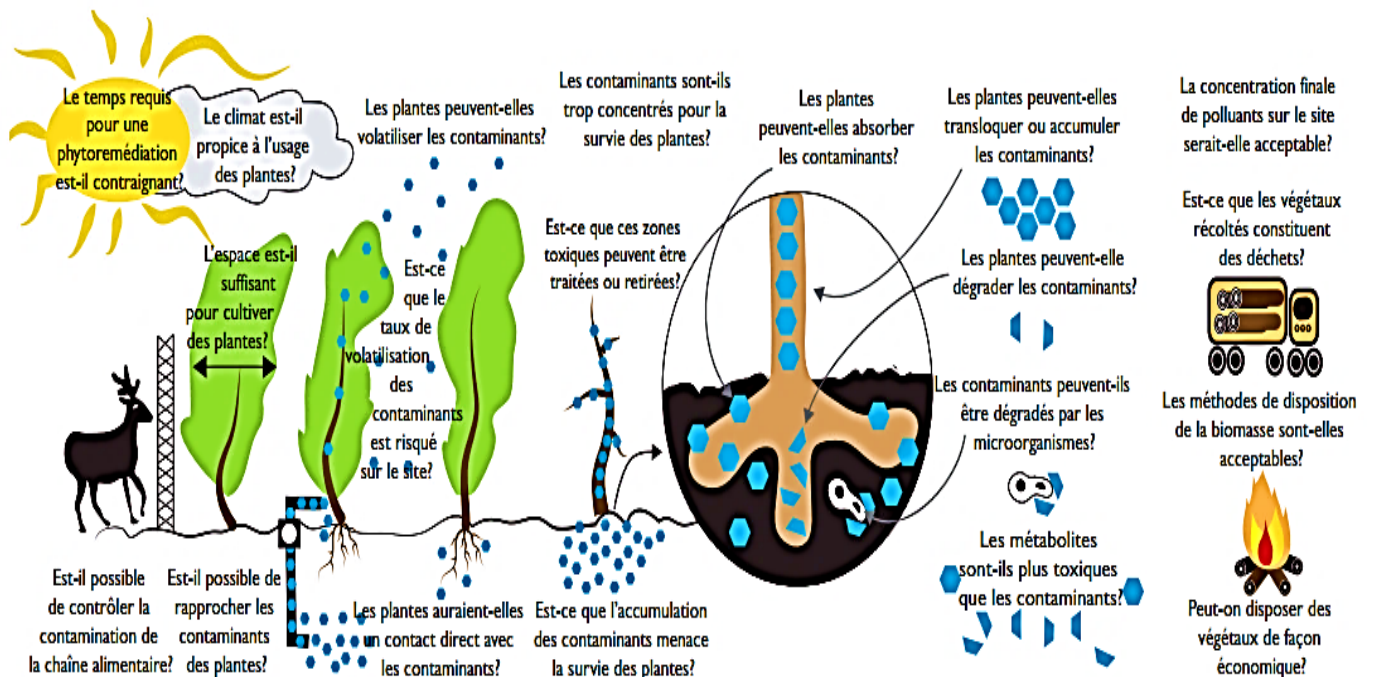


Figure 9 : Éléments à considérer dans le processus de sélection de la phytoremédiation, d'après Labrecque and Pitre et Chevrier (Extrait de Société Québécoise de Phytotechnologie, 2016).

II.9 Méthodes et critères d'évaluation de la phytoremédiation :

La décontamination des sites pollués par la phytoremédiation peut être évaluée en utilisant diverses méthodes et critères. Voici quelques techniques et indicateurs utilisés pour mesurer l'efficacité de la phytoremédiation :

II.9.1 Analyses chimiques du sol et des plantes :

✓ Échantillonnage et analyse du sol

Avant, pendant et après la phytoremédiation, des échantillons de sol sont prélevés pour mesurer les concentrations des contaminants.

Les méthodes couramment utilisées incluent la spectroscopie d'absorption atomique (AAS), la spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS) et la chromatographie en phase gazeuse (GC-MS).

✓ Analyse des tissus végétaux :

Les plantes utilisées pour la phytoremédiation sont analysées pour déterminer les concentrations de contaminants dans leurs tissus (racines, tiges, feuilles). Cela permet de

vérifier si les plantes accumulent et transloquent les polluants. Des techniques comme la spectrométrie de fluorescence X (XRF) peuvent être utilisées.

II.9.3 Évaluation de la biomasse :

✓ Mesure de la biomasse végétale :

La croissance des plantes est un indicateur clé de l'efficacité de la phytoremédiation. Une augmentation de la biomasse peut indiquer une absorption accrue des contaminants. La biomasse est mesurée en termes de poids sec des plantes (Pilon-Smits, E. (2005).

II.9.4 Bioindicateurs et biotests :

✓ Utilisation de bioindicateurs :

Les organismes sensibles à la pollution, comme certaines espèces de plantes, d'insectes ou de microorganismes, peuvent être utilisés pour évaluer l'état de santé du site. Une amélioration de la biodiversité et de la santé des bioindicateurs indique une réduction des niveaux de pollution.

✓ Tests de toxicité :

Des biotests, tels que les tests de germination des graines, peuvent être réalisés pour évaluer la toxicité résiduelle du sol après phytoremédiation.

II.9.5 Analyses microbiologiques :

✓ II.9.5 Analyse des communautés microbiennes :

Les changements dans la diversité et l'abondance des communautés microbiennes du sol peuvent être indicateurs de l'efficacité de la phytoremédiation. Des techniques de biologie moléculaire, comme le séquençage de l'ADN, sont utilisées pour étudier les communautés microbiennes (Microbial community dynamics during rhizoremediation of a hydrocarbon-contaminated soil- Applied and Environmental Microbiology, 2007).

II.9.6 Techniques de télédétection :

✓ Imagerie aérienne et satellite :

La télédétection peut être utilisée pour surveiller la croissance des plantes et la santé des écosystèmes à grande échelle. Des images multispectrales et hyperspectrales peuvent détecter des changements dans la végétation associés à la phytoremédiation (Remote sensing applications in monitoring of phytoremediation, 2011).

II.10. Avantages et Inconvénients de la Phytoremédiation :

II.10.1. Avantages de la Phytoremédiation

✓ Coût Réduit :

La phytoremédiation est une technique de dépollution économique comparée à d'autres méthodes telles que l'excavation et le traitement chimique ou thermique des sols contaminés. Le coût réduit est principalement dû à l'utilisation de plantes, qui sont naturellement disponibles et nécessitent moins d'équipements sophistiqués (Salt et al, 1995).

✓ Respect de l'Environnement

Cette méthode est considérée comme écologique car elle utilise des processus naturels pour éliminer les contaminants. Elle ne génère pas de résidus toxiques supplémentaires et aide à maintenir ou améliorer la qualité de l'écosystème environnant (Pilon-Smits, 2005).

✓ Polyvalence dans le Traitement des Métaux Toxiques

La phytoremédiation est capable de traiter une variété de métaux lourds, y compris le plomb, le cadmium, le zinc, l'arsenic et le mercure. Cette polyvalence en fait une solution efficace pour divers types de contamination métallique (McGrath et al., 2002).

✓ Avantages atayante , Esthétiques et Paysagers :

En plus de ses avantages environnementaux et économiques, la phytoremédiation offre des avantages esthétiques et paysagers. Les plantes utilisées peuvent améliorer l'apparence des sites contaminés, contribuant ainsi à la réhabilitation visuelle et écologique des zones dégradées (Cunningham et al, 1995)

II.10.2 Inconvénients de la phytoremédiation :

✓ Processus long :

La phytoremédiation peut prendre plusieurs années pour nettoyer un site contaminé. La vitesse de décontamination dépend de nombreux facteurs, y compris le type de contaminant, la concentration initiale, et les conditions climatiques, ce qui rend ce processus relativement lent par rapport aux techniques conventionnelles.

✓ **Limitation à la couche superficielle du sol :**

Cette méthode est principalement efficace pour les polluants présents dans les couches superficielles du sol. Les racines des plantes n'atteignent souvent pas les couches plus profondes, limitant ainsi la capacité de la phytoremédiation à traiter les contaminations en profondeur.

Malgré ses nombreux avantages, tels que son faible coût et son respect de l'environnement, la phytoremédiation est freinée par la durée nécessaire pour nettoyer les sites contaminés et par son efficacité limitée aux couches superficielles du sol. De plus, chaque méthode de phytoremédiation présente des avantages spécifiques et des limitations, qui sont détaillés dans le tableau suivant :

Tableau 3 : avantages spécifiques et limitations de chaque mécanisme de phytoremédiation (Elekes 2014 ; Kumar et al. 1995 ; Ashraf et al. 2013 ; Newman et al. 1997)

Mécanisme	Avantages	Limites
Phytoextraction	- Moins coûteux - Élimination permanente des métaux toxiques de l'environnement - Diminution substantielle de l'élimination des déchets - Recyclage des contaminants	- Les hyperaccumulateurs de métaux généralement une croissance lente. - une biomasse réduite et des systèmes racinaires peu profonds. - La biomasse végétale doit être récoltée et éliminée. - Effet phytotoxique.
Phytostabilisation	- Aucune exigence en matière d'élimination des déchets dangereux et de la biomasse . - Très efficace lorsqu'une immobilisation . - rapide est nécessaire pour préserver les eaux souterraines et de surface. - L'érosion du sol est réduite . - C'est rentable . - La revégétalisation améliore la stabilité de l'écosystème.	- La formation de lixiviat est empêchée . - Une plus grande quantité d'engrais est d'engrais - La phytostabilisation est une mesure provisoire. - La phytostabilisation provoque la stabilisation en diminuant la quantité d'eau circulant à travers le sol.

Phytovolatilisation	-L'ion mercurique est transformé en un ion moins moin toxique et - Les contaminants ou les métabolites libérés dans l'atmosphère pourraient être soumis à des processus de dégradation naturelle plus efficaces ou plus, tels que la « photodégradation »	- Un métabolite dangereux peut être libéré dans l'atmosphère qui peut s'accumuler dans la végétation. - Dans les tissus végétaux, les métabolites sont présents en faibles quantités
----------------------------	---	--

Chapitre III

Mécanismes de Phytoremédiation impliquant les Mycorhizes

III.1 Mécanismes Sous-jacents des Interactions Plante-Mycorhizes Arbusculaires en

Phytoremédiation:

L'interaction plante-microorganismes est une approche importante pour La réhabilitation des sols contaminés par les métaux lourds (ML).

Plusieurs microorganismes, dont les rhizobactéries, les levures et les mycorhizes, ont été proposés comme inoculants cibles pour améliorer la croissance des plantes, leur aptitude, leur tolérance et leur performance au processus de la phytoremédiation (Raklami et al ; 2020, 2019) (Liu et al ; 2016).

De plus, Les mycorhizes sont des symbiotes fongiques, jouent un rôle significatif dans la phytoremédiation. Ces mycorhizes ; symbiotes fongiques essentiels jouent un rôle crucial dans la phytoremédiation en facilitant l'accessibilité des métaux aux plantes ou en réduisant leur absorption (Raklami et al, 2019 ; Coninx et al, 2017). Cependant, leur efficacité peut varier selon les espèces fongiques et les écotypes (Riaz et al, 2021 ; Coninx et al, 2017).

Dans ce cadre, les mycorhizes contribuent de plusieurs manières :

Les mycorhizes arbusculaires contribuent de manière significative à la phytoremédiation en agissant comme des facilitateurs pour rendre les métaux plus disponibles pour les plantes contaminées ou en limitant leur entrée dans les tissus végétaux, ce qui en fait des acteurs essentiels dans ce processus de nettoyage environnemental.

III.2 Mécanismes de Contribution des Mycorhizes arbusculaire :

Les mycorhizes arbusculaires contribuent largement à la phytoremédiation des sols contaminés en augmentant la capacité des plantes à absorber et à tolérer les contaminants métalliques.

Diverses études ont démontré que les CMA peuvent être exploitées pour optimiser la phytoremédiation grâce à leurs mécanismes variés de séquestration, de transformation et de transport des métaux (Cabral et al., 2015).

III.2.1 Immobilisation et Séquestration des Métaux

Les mycorhizes contribuent à la phytoremédiation en retenant les métaux lourds sur le mycélium fongique, servant de barrière physique, et en les immobilisant dans le sol par la

glomaline. Cela réduit la biodisponibilité, la translocation et la bioaccumulation des métaux dans les tissus des plantes (conix2017 et al, Riaz et al 2020) L'immobilisation des métaux dans les hyphes fongiques, par chélation et séquestration, est probablement le principal mécanisme de protection conféré aux plantes (Raklami et al 2020, Riaz et al 2021)

III.2.2 Transformation des Métaux

Les mycorhizes arbusculaires jouent un rôle crucial dans la transformation des métaux lourds. Elles possèdent la capacité de transformer les formes toxiques des métaux en formes moins toxiques par des mécanismes de réduction, d'oxydation et de précipitation. Par exemple, les CMA peuvent transformer le cadmium (Cd) en le liant à des peptides riches en cystéine, ce qui diminue sa toxicité et sa mobilité (Göhre et Paszkowski, 2006).

III.2.3 Stockage des Métaux dans les Structures Fongiques

Certaines études ont montré que les spores fongiques, les arbuscules et les vésicules sont impliqués dans le stockage des métaux lourds, constituant ainsi des mécanismes de protection supplémentaires contre la toxicité des métaux (Cabral et al 2015), Par exemple, le mycélium extra-radical des CMA peut accumuler 10 à 20 fois plus de **Cd** par unité de biomasse que les plantes non mycorhizées (Janoušková et al 2006).

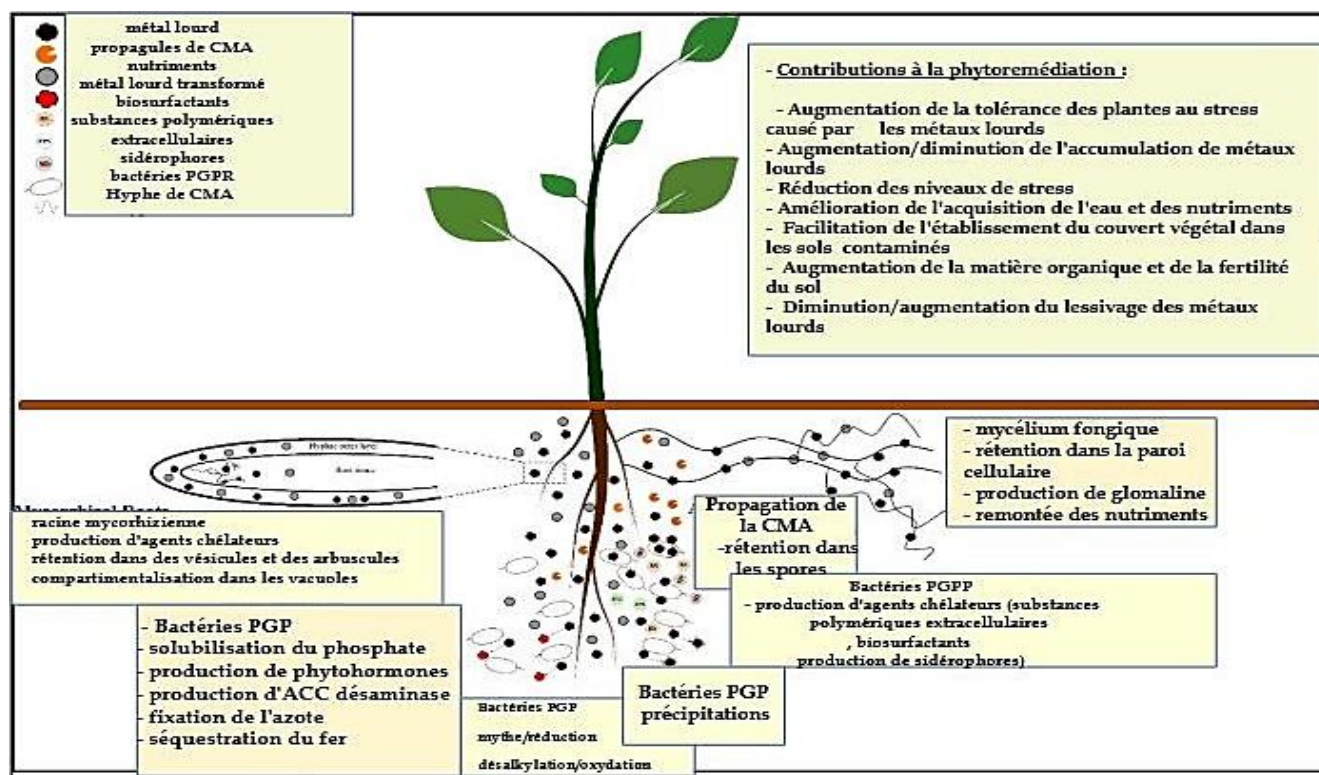


Figure 10 : Phytoremédiation assistée par les mycorhizes arbusculaires et les bactéries PGP pour décontaminer des sols pollués par les métaux lourds (Raklami et al ; 2022)

III.3 Influence des Mycorhizes arbusculaires sur la Croissance des Plantes :

III.3.1 Amélioration de la Croissance et Réduction de la Translocation des Métaux

L'inoculation de cultures de maïs avec *Glomus intraradices* améliore la croissance des plantes et réduit la quantité de **Cd** transférée vers la partie aérienne (Liu et al 2018).

Ces effets bénéfiques montrent l'importance des mycorhizes dans la réduction de la toxicité des métaux pour les plantes.

- Optimisation de l'absorption de cadmium par *Solanum nigrum* grâce à *Glomus versiforme* :

Dans une étude, (Liu et al. 2015b) ont démontré que l'inoculation de *Solanum nigrum* avec *Glomus versiforme* améliore considérablement l'absorption totale de **Cd** par les plantes à diverses concentrations de **Cd**.

Cette amélioration indique le potentiel des CMA pour optimiser cette stratégie de phytoremédiation des sols contaminés.

III.4 Mécanismes de Phytoextraction Assistée par les Mycorhizes Arbusculaires :

- Production d'Agents Chélatants et Transformation des Métaux

Les mycorhizes arbusculaires (CMA) jouent un rôle crucial dans la phytoextraction des métaux lourds en produisant des agents chélatants et en facilitant la transformation des métaux. Ces agents chélatants, comme les acides organiques et les glomalines, se lient aux ions métalliques, les rendant plus solubles et disponibles pour l'absorption par les plantes. Ce processus est essentiel car il améliore la biodisponibilité des métaux dans le sol, facilitant leur transport des cellules fongiques aux cellules végétales. La transformation des métaux par les CMA implique des mécanismes biochimiques, tels que la réduction, l'oxydation et la précipitation des métaux sous des formes moins toxiques. Par exemple, les CMA peuvent réduire les ions métalliques toxiques comme le Cr(VI) en formes moins toxiques comme le Cr(III), augmentant ainsi la capacité des plantes à tolérer et accumuler des métaux lourds (Cabral et al., 2015).

- Régulation Génétique et Métabolique

La régulation génétique et métabolique des plantes mycorhizées joue un rôle déterminant dans la phytoextraction. Handa et al. (2015) ont mené une étude exhaustive sur les modifications de l'expression génique chez *Lotus japonicus* pendant le développement des mycorhizes arbusculaires, identifiant 3641 gènes exprimés différemment, dont environ 80 % étaient régulés à la hausse. Les gènes régulés à la hausse comprenaient des protéines sécrétées, des transporteurs et des protéines impliquées dans le métabolisme des lipides et des acides aminés. Les protéines sécrétées jouent un rôle clé dans la communication entre les champignons et les racines des plantes, facilitant la formation et le maintien de la symbiose mycorhizienne. Les transporteurs sont essentiels pour le déplacement des nutriments et des métaux entre le champignon et la plante.

Les protéines impliquées dans le métabolisme des lipides et des acides aminés sont cruciales pour la production d'acides gras nécessaires à la croissance et au développement des mycorhizes. De plus, ces voies métaboliques sont impliquées dans la synthèse de molécules signalétiques qui régulent l'interaction symbiotique. Par conséquent, la régulation génétique et métabolique chez les plantes mycorhizées est essentielle pour optimiser la phytoextraction des métaux lourds (Handa et al, 2015).

III.5 Mécanismes de la Phytostabilisation Assistée par les Mycorhizes arbusculaire :

- Amélioration de la Phytostabilisation

Les mycorhizes arbusculaires (CMA) améliorent significativement la phytostabilisation des métaux lourds dans les sols contaminés. La phytostabilisation est un processus par lequel les plantes immobilisent les contaminants dans le sol, réduisant ainsi leur mobilité et leur biodisponibilité. Les plantes mycorhiziennes séquestrent les métaux dans les racines et les hyphes, empêchant leur transfert vers les parties aériennes de la plante et réduisant leur impact toxique sur les autres organismes vivants dans l'écosystème.

Les CMA sécrètent des composés organiques, tels que les acides organiques et les glomalines, qui peuvent se lier aux ions métalliques, les rendant moins mobiles et plus stables dans le sol. Ce processus réduit la lixiviation des métaux en améliorant la capacité de rétention des métaux du sol, en modifiant la chimie du sol pour réduire la solubilité des métaux, et en séquestrant les métaux dans leurs structures fongiques. Cela contribue à la stabilité des écosystèmes terrestres et à la réduction de la pollution des eaux souterraines et leur migration vers les eaux souterraines, contribuant ainsi à la stabilisation des sols contaminés (Smith et Read, 2008).

III.6 Interactions Plantes-Mycorhizes dans la Phytoremédiation des Sols Contaminés d'Origine Géo-génique :

Les contaminants géogéniques, sont des substances toxiques d'origine naturelle dérivées de la croûte terrestre, posent des risques environnementaux et sanitaires significatifs en raison de leur présence généralisée et de leur persistance dans l'environnement. Ces contaminants pénètrent souvent dans la chaîne alimentaire, provoquant des effets néfastes sur la santé humaine et les écosystèmes (Dhalaria et al., 2020 ; Punamiya et al., 2010).

Des études récentes ont montré que l'interaction entre les plantes et les champignons mycorhiziens, en particulier les champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA), peut améliorer l'efficacité de la phytoremédiation des contaminants géogéniques.

- Détoxification des Contaminants Géogéniques par les Mycorhizes Arbusculaires

La détoxification des contaminants géogéniques (CG) par les mycorhizes arbusculaires (CMA) est cruciale pour l'environnement. En raison de leur haute mobilité, les GC se retrouvent souvent dans la chaîne alimentaire, affectant la santé humaine. Les vésicules des champignons

mycorhiziens accumulent une grande quantité de CG, les immobilisant dans les hyphes fongiques et réduisant ainsi leur disponibilité pour les plantes. Ce processus se produit par chélation dans le cytoplasme ou la paroi cellulaire, diminuant la toxicité métallique dans les plantes (Dhalaria et al., 2020; Punamiya et al., 2010).

- Réduction de la Toxicité Métallique

Les CMA sont considérées comme essentielles pour réduire cette toxicité. Grâce à des techniques telles que le microscope électronique à balayage et la spectroscopie de dispersion d'énergie, il a été démontré que les CMA peuvent immobiliser le chrome en réduisant Cr(VI) à Cr(III), formant des analogues de Cr(III)-phosphate. Le mycélium extra-radical absorbe activement le chrome, mais la majorité est immobilisée dans les structures fongiques (Wu et al, 2015).

- Effets Ultra-structuraux et Physiologiques

Des changements ultra-structuraux observés dans les racines et feuilles de *Leucaena leucocephala* montrent que les tissus végétaux colonisés par les CMA subissent des dommages en présence d'arsenic (Schneider et al., 2013b). Les CG sont immobilisés dans les hyphes fongiques, réduisant ainsi leur toxicité pour les plantes. Les CMA augmentent la biomasse végétale en modifiant les propriétés physiologiques et morphologiques des plantes et en absorbant des nutriments essentiels comme le phosphore, le cuivre et le zinc (Miransari, 2017).

- Augmentation de la Biomasse et Dilution des Métaux

La biomasse végétale accrue dans le sol rhizosphérique dilue les métaux dans les tissus végétaux (Audet, 2014). Les CMA restreignent l'absorption de Zn et de Cd dans la paroi cellulaire des hyphes et des cellules corticales, améliorant la santé des plantes (Garg and Chandel, 2012). La détoxification des métaux médiée par *Rhizophagus phaseolina* chez *Glycine max* montre que les CMA renforcent une réponse défensive en réduisant les dommages oxydatifs même en présence d'arsenic (Spagnoletti et al., 2016).

- Influence des Mycorhizes sur l'Absorption et la Translocation des Métaux

Les mycorhizes influencent l'absorption des métaux par les plantes et leur translocation des racines vers les parties aériennes (Li et al., 2015). Le mycélium des CMA possède une capacité d'échange cationique élevée, facilitant l'absorption des métaux (Takács and Vörös, 2003). Par

exemple, une augmentation de l'absorption du silicium dans les hyphes de *Rhizophagus irregularis* a été observée (Hammer et al., 2011). La toxicité et la mobilité du Cd peuvent être atténuées par les CMA en augmentant le pH du sol et en liant le Cd à la glomaline (Shen et al., 2006; Janoušková and Pavlíková, 2010).

- Réduction du Stress Métallique par les CMA

La colonisation par les CMA réduit le stress métallique, comme démontré par l'augmentation de l'activité de la glutamine synthétase, améliorant ainsi la tolérance au Ni chez *Berkheya coddii* (Sessitsch et al., 2013). Pour réduire la toxicité métallique, les CMA utilisent des processus tels que l'adsorption des CG dans la paroi cellulaire, l'immobilisation des composés métalliques, et la précipitation de granules de polyphosphate dans les sols (Meier et al, 2012 ; Wu et al., 2015). Une inoculation de *Glomus intraradices* avec *Nicotiana tabacum* cultivée dans un sol contaminé par le Cd a réduit la toxicité du Cd en immobilisant ce métal dans le sol (Janousková et al, 2006). Une étude menée par Wu et al. (2015) a constaté que les CMA peuvent immobiliser le Cr en réduisant Cr(VI) à Cr(III) en formant des analogues de Cr(III)-phosphate.

III.6.1 Possible mécanismes de détoxification des contaminants géogéniques par les champignons mycorhiziens arbusculaires :

Une diversité de mécanismes illustre l'importance des interactions Plante-CMA dans la gestion des contaminants géogéniques dans les sols,

- Sécrétion de chélateurs :
 - Cette stratégie implique la sécrétion de sidérophores tels que le ferrichrome et la ferricrocine par les CMA du sol pour immobiliser les GCs (Ernst et al., 1992 ; Manoj et al., 2020)
- Liaison métallique aux biopolymères:
 - Certains biopolymères dans les parois cellulaires, comme la glomaline et la chitine, ont la capacité de lier les métaux, offrant ainsi une immobilisation superficielle des GCs (Gonzalez-Chavez et al., 2004 ; Rillig and Mummey, 2006)
- Immobilisation superficielle dans la membrane plasmique:
 - Ce mécanisme consiste en l'immobilisation initiale des GCs à la surface des membranes cellulaires, agissant comme une première barrière de défens (Ernst et al., 1992)
- Chélation intracellulaire:
 - Les mécanismes de chélation intracellulaire, notamment par la métallothionéine, les acides organiques et les acides aminés, jouent un rôle clé dans la détoxification des métaux lourds (Clemens, 2001)
- Piégeage des métaux dans les vacuoles :

- Les vacuoles cellulaires servent de sites de stockage pour les métaux capturés, limitant ainsi leur toxicité pour les cellules (Gonzalez-Guerrero et al, 2008 ; Dhalaria et al., 2020)
- **Transport fongique :**
 - Un mécanisme exclusif des champignons mycorhiziens arbusculaires implique le transport des métaux par des hyphes fongiques, contribuant ainsi à la détoxification du sol (Gonzalez-Chavez et al, 2002 ; Gupta et al., 2019).
- **Transport membranaire dans les arbuscules CMA :**

Les transporteurs membranaires situés dans les arbuscules CMA facilitent le transfert des métaux vers la matrice interfaciale, favorisant leur incorporation dans les plantes (Ebbs et Kochian, 1998).

Tableau 4. Rôle des CMA dans la phytoremédiation des sols contaminés par les contaminant géogéniques (Ma et al ; 2022)

Plante	Type de mycorhize	Contaminants géogéniques	Remarques	Références
<i>Helianthus annuus</i>	<i>Claroideoglomus claroideum</i> (BEG210)	Ni	CMA <i>Claroideoglomus claroideum</i> (BEG210) a augmenté l'accumulation de Ni dans <i>H. annuus</i> de 38%	Ma et al., 2019
<i>Solanum nigrum</i>	<i>Rhizophagus irregularis</i>	Cd	<i>Rhizophagus irregularis</i> a augmenté l'accumulation de Cd dans les racines.	Wang et al., 2020
<i>Zea mays</i>	<i>Glomus aggregatum</i>	Pb,Cd,Zn	Les CMA, associés à une quantité modérée de phosphore, peuvent réduire l'absorption des contaminants géogéniques (CG) et augmenter la croissance des plantes	Nafady and Elgharably, 2018
<i>Medicago sativa</i>	<i>Rhizophagus irregularis</i>	Cd,Ni	L'inoculation avec des CMA a augmenté l'absorption des deux métaux.	Mnasri et al., 2017
<i>Taraxacum</i> <i>Platypedium</i>	<i>Rhizophagus irregularis</i>	Cr	Immobilise le Cr dans les racines et prévient la phytotoxicité du Cr.	Wu et al., 2016
<i>Zea mays</i>	<i>Funneliformis mosseae</i> ,	Cd,Zn,Pb,As	Le transfert des contaminants géogéniques a été limité par les deux champignons.	Zhan et al., 2018
<i>Solanum nigrum</i>	<i>Glomus intraradices</i>	Cd	L'inoculation avec des CMA a entraîné une diminution de l'absorption du Cd dans les racines et les parties aériennes, facilitant ainsi la phytostabilisation des métaux.	Khan et al., 2017

<i>Triticum aestivum</i>	<i>Rhizoglyphus intraradices</i>	As	L'inoculation avec des CMA a aidé la plante hôte à améliorer la déficience en phosphore induite par l'arsenic et a renforcé le métabolisme des thiols ainsi que le mécanisme de défense antioxydant	Sharma et al., 2017
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Funneliformis mosseae</i>	Sb	L'inoculation avec des CMA a inhibé la réduction de Sb(V) en Sb(III), réduisant ainsi la toxicité de l'antimoine (Sb).	Wei et al., 2016
<i>Oryza sativa</i>	<i>Rhizophagus intraradices</i>	Cd	Les CMA ont réduit l'absorption de Cd chez <i>O. sativa</i> en modifiant l'expression des transporteurs de Cd.	Chen et al., 2019
<i>Zea mays</i>	<i>Glomus intraradices</i>	Hg	Les CMA ont augmenté l'absorption de Hg dans les racines.	Debeljak et al., 2018
<i>Lactuca sativa</i>	<i>Funneliformis mosseae</i> , <i>Rhizophagus intraradices</i>	Zn	L'inoculation avec des CMA, même à des concentrations élevées de Zn, a la capacité de diminuer l'absorption de Zn	Konieczny ;Kowalska, 2017
<i>Cynodon dactylon</i>	<i>Diversispora spurcum</i>	Zn ,pb	L'inoculation avec des CMA a augmenté l'absorption de Pb et de Zn	Zhan et al., 2019
<i>Sorghum bicolor</i>	<i>Claroideoglomus etunicat</i>	Mo	Les plantes inoculées par des CMA ont accumulé jusqu'à quatre fois plus de Mo que les plantes non mycorhizées.	Shi et al., 2020

III.7 Études de Cas de Phytotechnologies : Applications et Efficacité

- **Traitement De Sédiments Dragués au port de Montréal :**

Cette étude concerne la décontamination des sédiments contaminés par des métaux lourds et des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) dans le fleuve St-Laurent et la rivière St-Charles à Québec. Voici une synthèse des principales méthodes et résultats :



Figure 11 : Sédiments de la rivière Saint-Charles avant phytoremédiation (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

- **Méthodes de décontamination :**

- **Phytoextraction, phytovolatilisation et phytostabilisation :** Ces méthodes ont été utilisées pour décontaminer 1400 tonnes de sédiments contaminés par du zinc (Zn), du plomb (Pb), du cuivre (Cu) et des HAP. Les sédiments ont été traités sur une surface de 675 m² avec une couche de 40 cm d'épaisseur sur une période d'essai de 2007 à 2009.

- **Plantes utilisées :**

Des plantes indicatrices ont été sélectionnées pour leur capacité à accumuler les métaux lourds et à produire une biomasse importante. Cela inclut des espèces comme :

- **Fétuque rouge traçante :** *Festuca rubra*
- **Fétuque élevée :** *Festuca arundinacea*
- **Agropyre :** *Elymus repens*
- **Ray-grass :** *Lolium spp.* (généralement *Lolium perenne* pour le ray-grass anglais)
- **Fléole des prés :** *Phleum pratense*
- **Lotier corniculé :** *Lotus corniculatus*
- **Trèfle blanc :** *Trifolium repens*
- **Tanaisie vulgaire :** *Tanacetum vulgare*

- **Amendements utilisés :**

Des amendements tels que le compost de pâte à papier et les mycorhizes arbusculaires *Glomus intraradices* ont été appliqués pour augmenter la biomasse des plantes et améliorer l'absorption des métaux lourds.

- **Résultats :**

Les traitements ont permis d'établir un couvert végétal sur les sédiments contaminés. L'utilisation de mycorhizes, de compost et la promotion d'une plus grande biodiversité ont contribué à une meilleure couverture végétale.

Les plantes ont accumulé des concentrations significatives de métaux lourds, ce qui montre leur efficacité pour la phytoextraction.

L'exposition des sédiments à l'air et aux rayons du soleil semble avoir contribué à la diminution des concentrations de HAP.



Figure 12 : Projet de phytoremédiation avec diverses herbacées et des mycorhizes sur des sédiments du Port de Montréal (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

- **Limitations :**

Malgré les améliorations observées, la décontamination complète des métaux n'a pas été achevée dans les trois années du projet.

Les sédiments prétraités ont finalement été enfouis, indiquant que des défis persistent en termes de coût et d'efficacité des méthodes alternatives par rapport au dragage traditionnel.

III.7.1 Décontamination de terres près d'une fonderie :

Cette étude de phytoextraction menée dans une fonderie en opération depuis plus de 40 ans dans la région de Montréal visait à remédier à la contamination des sols par le zinc et le cadmium. Voici la synthèse globale des principales étapes et résultats de l'étude :

- **Contexte de la contamination :** La fonderie a contaminé de vastes étendues de terres (plus de 10 hectares) avec du zinc et du cadmium, ces contaminants étant redéposés à la surface du sol en aval de la cheminée.
- **Approche de phytoextraction :** Un mélange de plantes adaptées aux sites dégradés a été utilisé pour extraire les métaux lourds du sol. Aucune fertilisation n'a été ajoutée pour favoriser la colonisation mycorhizienne des plantes.
- **Méthodologie :**
 - ✓ Trois souches de champignons mycorhiziens ont été utilisées (*Glomus intraradices*, *G. mossae* et *G. etunicatum*)
 - ✓ Un labour initial a été suivi par l'ensemencement avec un mélange d'herbacées spécifiques.
 - ✓ Des espèces comme la verge d'or (*Solidago spp*), la vesce jargeau (*Vicia sativa*) et le phragmite (*Phragmites australis*) ont également colonisé spontanément le terrain.

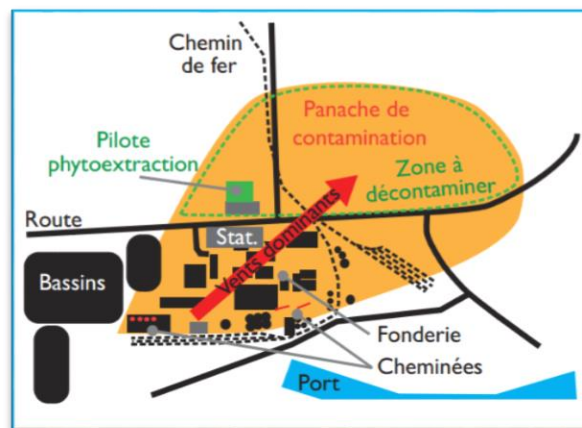


Figure 13 : Projet de phytoextraction dans une fonderie (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

- **Résultats :**
 - ✓ Après une saison de croissance, la végétation a produit environ 1,4 tonnes de biomasse par hectare.
 - ✓ Le zinc, initialement très concentré dans le sol (>6200 mg/kg), a été fortement accumulé dans la biomasse végétale (1800 mg/kg).
 - ✓ Le cadmium, présent à 32 mg/kg dans le sol, a également été accumulé dans la biomasse (21 mg/kg).
- **Défis et perspectives :**
 - ✓ Les essais de deux ans n'ont pas montré de diminution significative des métaux dans le sol, soulignant la nécessité de périodes plus longues pour une décontamination efficace.
 - ✓ Malgré cela, les résultats encourageants ont motivé un envisagement d'un déploiement à plus grande échelle sur une durée prolongée pour atteindre les objectifs de décontamination réglementaires.

- **Conclusion :**

Cette étude démontre le potentiel de la phytoextraction comme méthode écologique pour réduire la contamination par le zinc et le cadmium dans les sols industriels, tout en soulignant les défis associés à cette approche qui nécessite du temps pour être



pleinement efficace.

Figure 14 : Projet pilote de phytoextraction à l'aide d'un mélange d'herbacées (Société québécoise de phytotechnologie, 2016).

Conclusion

Conclusion et Perspectives Futures :

La pollution des sols par les métaux lourds constitue une menace sérieuse pour l'environnement et la santé humaine. Ce mémoire a exploré l'intégration des mycorhizes et de la phytoremédiation comme approche novatrice pour atténuer cette problématique. Les mycorhizes, en symbiose avec les plantes, sont étudiées pour leur capacité potentielle à améliorer la tolérance des végétaux aux métaux lourds et à augmenter leur capacité de phytoextraction et phytostabilisation.

Notre analyse souligne que l'association des mycorhizes avec des plantes hyperaccumulatrices offre une voie prometteuse et écologique pour la dépollution des sols. Pour optimiser cette biotechnologie, des recherches supplémentaires sur la sélection des espèces végétales et des mycorhizes adaptées, ainsi que sur les conditions environnementales propices à leur synergie, sont nécessaires. En maximisant l'exploitation du potentiel des mycorhizes, nous progressons vers des solutions respectueuses de l'environnement pour gérer la pollution des sols et protéger les écosystèmes pour les générations futures.

En combinant la phytoremédiation avec l'usage des mycorhizes, il est possible d'accélérer le processus de dégradation des engrais chimiques dans le sol tout en favorisant la réhabilitation écologique. Cette approche présente plusieurs avantages significatifs. Elle exploite les capacités naturelles des plantes et des champignons pour traiter les sols contaminés de manière efficace et durable, réduisant ainsi la nécessité d'interventions chimiques supplémentaires et limitant les impacts environnementaux négatifs associés à l'utilisation excessive de produits chimiques. De plus, cette méthode favorise la durabilité à long terme des sols agricoles, en améliorant leur structure, leur fertilité et leur biodiversité.

Ainsi, la phytoremédiation assistée par les mycorhizes représente une voie prometteuse pour la gestion et la restauration des sols dégradés, contribuant à des pratiques agricoles plus respectueuses de l'environnement. En conclusion, l'utilisation des mycorhizes dans la phytoremédiation des sols contaminés par les métaux lourds offre une perspective durable et viable pour restaurer ces environnements dégradés, tout en favorisant une approche écologique et durable de l'agriculture.

Références bibliographiques

Références bibliographiques :

- . Oladoye, P.O.; Olowe, O.M.; Asemoloye, M.D. *Phytoremediation technology and food security impacts of heavy metal contaminated soils: A review of literature*. *Chemosphere* 2022, 288, 13255
- . Popova, L.P.; Maslenkova, L.T.; Yordanova, R.Y.; Ivanova, A.P.; Krantev, A.P.; Szalai, G.; Janda, T. Exogenous treatment with salicylic acid attenuates cadmium toxicity in pea seedlings. *Plant Physiol. Biochem.* 2009, 47, 224–231.
- . Ullah, A.; Heng, S.; Farooq, M.; Munis, H.; Fahad, S.; Yang, X. *Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growthpromoting (PGP) bacteria: A review*. *Environ. Exp. Bot.* 2015, 117, 28–40.
- Abbott, L., and Murphy, D. (2003). *Soil Biology Fertility: A Key to Sustainable Land Use in Agriculture*. Springer, Dordrecht, Netherlands: Kluwer Academic Publishers, 187–203
- Ahmadpour, P.; Ahmadpour, F.; Mahmud, T.M.M.; Abdu, A.; Soleimani, M.; Tayefeh, F.H. *Phytoremediation of heavy metals: Agreen technology*. *Afr. J. Biotechnol.* 2012, 11, 14036–14043
- Ali, H.; Khan, E.; Sajad, M.A. *Phytoremediation of heavy metals-concepts and applications*. *Chemosphere* 2013, 91, 869–881.
- Alloway, B. J. (Ed.). (2013). *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability*. Springer Science & Business Media.
- Alvarez, P. J. J., & Schnoor, J. L. (2001). Introduction to phytoremediation. *Phytoremediation: Transformation and Control of Contaminants*, 1-17.
- Antoniadis, V.; Levizou, E.; Shaheen, S.M.; Ok, Y.S.; Sebastian, A.; Baum, C.; Prasad, M.N.V.; Wenzel, W.W.; Rinklebe, J. Traceelements in the soil-plant interface: Phytoavailability, translocation, and phytoremediation—A review. *Earth-Sci. Rev.* 2017, 171, 621–645
- Asad, S.A.; Farooq, M.; Afzal, A.; West, H. Integrated phytobial heavy metal remediation strategies for a sustainable clean environment—A review. *Chemosphere* 2019, 217, 925–941
- Ashraf MA, Maah MJ, Yusoff I (2013) Evaluation of natural phytoremediation process occurring
- Ashraf, S.; Ali, Q.; Zahir, Z.A.; Ashraf, S.; Asghar, H.N. *Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils*. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2019, 174, 714–727.
- at extin mining catchment. *Chiang Mai J Sci* 40:198–213
- Bais, H. P., Weir, T. L., Perry, L. G., Gilroy, S., & Vivanco, J. M. (2006). The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Annual Review of Plant Biology*, 57, 233-266. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.57.032905.105159>
- Bais, H. P., Weir, T. L., Perry, L. G., Vivanco, G. S., and J. M., (2006). The role of root exudates in rhizosphere interactions with plants and other organisms. *Annu. Rev. Plant Biol.* 57, 233–266. Doi :10.1146/annurev.arplant.57.032905.105159
- Baker, A. J. M., McGrath, S. P., Reeves, R. D., & Smith, J. A. C. (2000). Metal hyperaccumulator plants: A review of the ecology and physiology of a biological resource for phytoremediation of metal-polluted soils. *In Phytoremediation of Contaminated Soil and Water* (pp. 85-107)
- Bedini, S., Pellegrino, E., Avio, L., Pellegrino, S., Bazoffi, P., Argese, E., et al. (2009). Changes in soil aggregation and glomalin related soil protein content as affected by the

- arbuscular mycorrhizal fungal species *Glomus mosseae* and *Glomus intraradices*. *Soil Biol. Biochem.* 41, 1491–1496. doi: 10.1016/j.
- Bhattacharya, P.T.; Misra, S.R.; Hussain, M. Nutritional Aspects of Essential Trace Elements in Oral Health and Disease: An Extensive Review. *Scientifica* 2016, 2016
 - Bilal, S., Shahzad, R., Imran, M., Jan, R., Kim, K. M., and Lee, I. J. (2020). Synergistic association of endophytic fungi enhances *Glycine max* L. resilience to combined abiotic stresses: heavy metals, high temperature and drought stress. *Ind. Crop. Prod.* 143:111931. doi: 10.1016/j.indcrop.2019.111931
 - Blaylock, M. J., Salt, D. E., Dushenkov, S., Zakharova, O., Gussman, C., Kapulnik, Y., ... & Ensley, B. D. (1997). Enhanced accumulation of Pb in Indian mustard by soil-applied chelating agents. *Environmental Science & Technology*, 31(3), 860-865.
 - Bothe, H., Turnau, K., and Regvar, M. (2010). The potential role of arbuscular mycorrhizal fungi in protecting endangered plants and habitats. *Mycorrhiza* 20, 445–457. doi: 10.1007/s00572-010-0332-4
 - Brooks, R. R. (1998). *Plants that Hyperaccumulate Heavy Metals: Their Role in Phytoremediation, Microbiology, Archaeology, Mineral Exploration, and Phytomining*. CAB International.
 - Cabral, L.; Soares, C.R.F.S.; Giachini, A.J.; Siqueira, J.O. Arbuscular mycorrhizal fungi in phytoremediation of contaminated areas by trace elements: Mechanisms and major benefits of their applications. *World J. Microbiol. Biotechnol.* 2015, 31, 1655–1664
 - Chaney, R. L. (1983). The potential for heavy metal exposure from urban gardens and contaminated soils. *Environmental Health Perspectives*, 27, 37-43.
 - Chaney, R. L., Malik, M., Li, Y. M., Brown, S. L., Brewer, E. P., Angle, J. S., & Baker, A. J. M. (1997). Phytoremediation of soil metals. *Current Opinion in Biotechnology*, 8(3), 279-284
 - Chaudhry, Q., Blom-Zandstra, M., Gupta, S., & Joner, E. (2005). *Utilising the synergy between plants and rhizosphere microorganisms to enhance breakdown of organic pollutants in the environment*. *Environmental Science and Pollution Research*, 12(1), 34-48.
 - Chen, Y., Wang, R., Li, X., & Zhang, J. (2018). Plant selection for phytostabilization. *Journal of Environmental Management*, 213, 421-430. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.02.045>
 - Conesa, H. M., Evangelou, M. W., Robinson, B. H., & Schulin, R. (2012). A critical view of the current state of phytotechnologies to remediate soils: Still a promising tool? *The Scientific World Journal*, 10
 - Coninx, L.; Martinova, V.; Rineau, F. Mycorrhiza-assisted phytoremediation. *Adv. Bot. Res.* 2017, 83, 127–188
 - Cui, Y.; Du, X. Soil heavy-metal speciation and wheat phytotoxicity in the vicinity of an abandoned lead-zinc mine in Shangyu City, eastern China. *Environ. Earth Sci.* 2011, 62, 257–264.
 - Cui, Y.; Du, X. Soil heavy-metal speciation and wheat phytotoxicity in the vicinity of an abandoned lead-zinc mine in Shangyu City, eastern China. *Environ. Earth Sci.* 2011, 62, 257–264.
 - Cunningham et al. (1995) - "Remediation of contaminated soils by enhanced plant metal uptake." *Advances in Agronomy*, 55, 121-166.
 - Cunningham, S. D., & Ow, D. W. (1996). *Promises and prospects of phytoremediation*. *Plant Physiology*, 110(3), 715-719.
 - Cunningham, S. D., Berti, W. R., & Huang, J. W. (1995). Phytoremediation of contaminated soils. *Trends in Biotechnology*, 13(9), 393-397.

- DalCorso, G.; Fasani, E.; Manara, A.; Visioli, G.; Furini, A. Heavy metal pollutions: State of the art and innovation in phytoremediation. *Int. J. Mol. Sci.* 2019, 20, 3412, G.; Fasani, E.; Manara, A.; Visioli, G.; Furini, A. Heavy metal pollutions: State of the art and innovation in phytoremediation. *Int. J. Mol. Sci.* 2019, 20, 3412
- Dhalaria, R., et al. (2020). "Le rôle des mycorhizes dans l'accumulation des contaminants géogéniques."
- Dhalaria, R., et al. (2020). Mycorrhizal fungi: An innovative tool for sustainable agriculture and environmental management.
- Dolphen, R.; Thiravetyan, P. Phytodegradation of ethanolamines by *Cyperus alternifolius*: Effect of molecular size. *Int. J. Phytoremed.* 2015, 17, 686–692.
- e land flora: a phototrophfungus partnership? *Trends in Ecology & Evolution* 13:15–20
- Ebrahimi, A.; Hashemi, H.; Eslami, H.; Fallahzadeh, R.A.; Khosravi, R.; Askari, R.; Ghahramani, E. Kinetics of biogas production and chemical oxygen demand removal from compost leachate in an anaerobic migrating blanket reactor. *J. Environ. Manag.* 2018, 206, 707–714.
- *Environ Sci Technol* 31:1062–1067
- Fagorzi, C.; Checcucci, A.; DiCenzo, G.; Debiec-Andrzejewska, K.; Dziewit, L.; Pini, F.; Mengoni, A. Harnessing rhizobia to improve heavy-metal phytoremediation by legumes. *Genes* 2018, 9, 542
- Ferrol, N., Tamayo, E., & Vargas, P. (2016). Copper transport and metal homeostasis in plants and fungi. *Metallomics*, 8(9), 860-871.
- Gadd, G. M. (2004). *Microbial influence on metal mobility and application for bioremediation*. *Geoderma*, 122(2-4), 109-119.
- Garbaye, J. (2013). *La symbiose mycorhizienne: Une association entre les plantes et les champignons*. Éditions Quae
- Gavrilescu, M. Enhancing phytoremediation of soils polluted with heavy metals. *Curr. Opin. Biotechnol.* 2022, 74, 21–31
- Gielen, D., et al. (2019). *The role of renewable energy in the global energy transformation*. *Energy Strategy Reviews*, 24, 38-50 Elekes CC (2014) Eco-technological solutions for the remediation of polluted soil and heavy metal
- Gómez-Gallego, M., Ferrol, N., & Azcón-Aguilar, C. (2019). Cu transporters and chaperones in *Rhizophagus irregularis*: Functional analysis of RiCTR3A under copper stress. *Mycorrhiza*, 29(2), 101-111
- Gómez-Gallego, M., Morcillo, L., Martín-Robles, N., Coba de la Peña, T., Quiroga, G., & Sanjuan, J. (2022). Symbiotic association with arbuscular mycorrhizal fungi increases expression of maize heavy metal ATPase isoforms ZmHMA3a and ZmHMA4 under Cu treatment. *Plant Physiology and Biochemistry*, 175, 1-10.
- He, Z., Shentu, J., Yang, X., Baligar, V. C., Zhang, T., and Stoffella, P. J. (2015). Heavy metal contamination of soils: sources, indicators, and assessment. *J. Environ. Indicators*, 9, 17–18
- heavy metals from soils. *Environ Sci Technol* 29:1232–1238
- Hildebrandt, U., Regvar, M., and Bothe, H. (2007). Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry* 68, 139–146. doi: 10.1016/j. phytochem.2006.09.023
- Jacob, J.M.; Karthik, C.; Saratale, R.G.; Kumar, S.S.; Prabakar, D.; Kadirvelu, K.; Pugazhendhi, A. Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. *J. Environ. Manag.* 2018, 217, 56–70

- Jacob, J.M.; Karthik, C.; Saratale, R.G.; Kumar, S.S.; Prabakar, D.; Kadirvelu, K.; Pugazhendhi, A. Biological approaches to tackle heavy metal pollution: A survey of literature. *J. Environ. Manag.* 2018, 217, 56–70
- Janeeshma, E., and Puthur, J. T. (2020). Direct and indirect influence of arbuscular mycorrhizae on enhancing metal tolerance of plants. *Arch. Microbiol.* 202, 1–16. doi: 10.1007/s00203-019-01730-z
- Janoušková, M., et al. (2006). Arbuscular mycorrhiza and phytoextraction of soil contaminants.
- Janoušková, M.; Pavlíková, D.; Vosátka, M. Potential contribution of arbuscular mycorrhiza to cadmium immobilisation in soil. *Chemosphere* 2006, 65, 1959–1965.
- Jeffries, P., Gianinazzi, S., Perotto, S., Turnau, K., and Barea, J. M. (2003). The contribution of arbuscular mycorrhizal fungi in sustainable maintenance of plant health and soil fertility. *Biol. Fertil. Soils* 37, 1–16. doi: 10.1007/s00374-002-0546-5
- Jha, S. S., & Songachan, L. S. (2023). Exploring the potential of Arbuscular Mycorrhizal Fungi as a biofertilizer. *Studies in Fungi*. <https://doi.org/10.48130/SIF-2023-0017>
- Kavanagh, L.; Keohane, J.; Cabellos, G.G.; Lloyd, A.; Cleary, J. Induced plant accumulation of lithium. *Geosciences* 2018, 8, 56.
- Kumar PBA, Dushenkov V, Motto H, Raskin I (1995) Phytoextraction: the use of plants to remove
- Kumar Yadav K. et al. 2018. Mechanistic understanding and holistic approach of phytoremediation: A review on application and future prospects. *Ecological Engineering* 120:274–298.
- Kumar, R., Bhatia, R., Kukreja, K., Behl, R. K., Dudeja, S. S., and Narula, N. (2007). Establishment of *Azotobacter* on plant roots: chemotactic response, development and analysis of root exudates of cotton (*G. hirsutum* L.) and wheat (*T. aestivum* L.). *J. Basic Microbiol.* 47, 436–439. doi: 10.1002/jobm.200610285
- Leyval, C., & Joner, E. J. (2001). Rhizosphere gradients of metal and nutrient concentrations in soils and their effects. In *The Rhizosphere* (pp. 165-181). CRC Press
- Li, X., Zhou, Q., & Wei, S. (2019). Management practices for phytostabilization. *International Journal of Phytoremediation*, 21(10), 967-978. <https://doi.org/10.1080/15226514.2019.1601002>
- Liu, S., Yang, B., Liang, Y., Xiao, Y., & Fang, J. (2020). Prospect of phytoremediation combined with other approaches for remediation of heavy metal-polluted soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 27, 16069-16085.
- Lombi, E., Zhao, F. J., Dunham, S. J., & McGrath, S. P. (2001). Cadmium accumulation in populations of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi goesingense*. *New Phytologist*, 145(1), 11-20.
- López-Ráez, J. A., Verhage, A., Fernández, I., García, J. M., Azcón-Aguilar, C., Flors, V., et al. (2010). Hormonal and transcriptional profiles highlight common and differential host responses to arbuscular mycorrhizal fungi
- Ma, Y., Ankit, Tiwari, J., & Baudh, K. (2022). Plant-Mycorrhizal Fungi Interactions in Phytoremediation of Geogenic Contaminated Soils. *Frontiers in Microbiology*, 8/14. doi: 10.3389/fmicb.2022.843415
- Maestri et al. (2010) - "Phytoremediation and biofortification: Two sides of the same coin." *Science of the Total Environment*, 408(16), 3167-3175.

- Mahar, A.; Wang, P.; Ali, A.; Awasthi, M.K.; Lahori, A.H.; Wang, Q.; Li, R.; Zhang, Z. Challenges and opportunities in the phytoremediation of heavy metals contaminated soils: A review. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 2016, 126, 111–121
- Maillet, F., Poinot, V., André, O., Puech-Pagès, V., Haouy, A., Gueunier, M., et al. (2011). Fungal lipochitooligosaccharide symbiotic signals in arbuscular mycorrhiza. *Nature* 469, 58–63. doi: 10.1038/nature09622
- Mataruga, Z., Jarić, S., Marković, M., Pavlović, M., Pavlović, D., Jakovljević, K., et al. (2020). Evaluation of *Salix alba*, *Juglans regia* and *Populus nigra* as biomonitors of PTEs in the riparian soils of the Sava River. *Environ. Monit. Assess.* 192:131. doi: 10.1007/s10661-020-8085-9
- McGrath et al. (2002) - "Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides." *Advances in Agronomy*, 75, 1-56.
- McGrath, S. P., Zhao, F. J., & Lombi, E. (1993). Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*, 14(3), 277-282.
- McGrath, S. P., Zhao, F. J., & Lombi, E. (2002). Phytoremediation of metals, metalloids, and radionuclides. *Advances in Agronomy*, 75, 1-56.
- Meier, S., et al. (2012). Arbuscular mycorrhizal symbiosis and metal uptake in plants: Mechanisms and environmental applications.
- Microbial community dynamics during rhizoremediation of a hydrocarbon-contaminated soil" - *Applied and Environmental Microbiology*, 2007
- Microbial community dynamics during rhizoremediation of a hydrocarbon-contaminated soil. (2007). *Applied and Environmental Microbiology*
- Miller, R. M., Jarstfer, A. G., and Pillai, J. K. (1987). Biomass allocation in an *Agropyron smithii*–*Glomus* symbiosis. *Am. J. Bot.* 74, 114–122. doi: 10.2307/2444337
- Miransari, M. (2017). Interactions between arbuscular mycorrhizal fungi and soil bacteria.
- Monitoring the progress of metal phytoremediation by chemical analysis of plant tissues" - *Journal of Environmental Quality*, 2002.
- Newman LA, Strand SE, Choe N, Duffy J, Ekuan G, Ruszaj M, Shurtleff BB, Wilmoth J, Heilman
- Nirola, R.; Megharaj, M.; Palanisami, T.; Aryal, R.; Venkateswarlu, K.; Naidu, R. Evaluation of metal uptake factors of native trees colonizing an abandoned copper mine—A quest for phytostabilization. *J. Sustain. Min.* 2015, 14, 115–123
- Nuortila, C., Kytöviita, M. M., and Tuomi, J. (2004). Mycorrhizal symbiosis has contrasting effects on fitness components in *Campanula rotundifolia*. *New Phytol.* 164, 543–553. doi: 10.1111/j.1469-8137.2004.01195.x
- Odoh, R., Agbaji, E. B., and Kagbu, J. A. (2019). Assessment of trace metals pollution in auto-mechanic workshop in some selected local government area of Benue state, Nigeria. *Int. J. Chem.* 3, 78–88. doi: 10.5539/ijc.v3n4p78
- Ouederie, O. B., and Babalola, O. O. (2017). Microbial and plant-assisted bioremediation of heavy metal polluted environments: a review. *Int. J. Env. Res. Public Health.* 14:1504. doi: 10.3390/ijerph14121504
- Oladoye, P.O.; Olowe, O.M.; Asemoloye, M.D. Phytoremediation technology and food security impacts of heavy metal contaminated soils: A review of literature. *Chemosphere* 2022, 288, 132555
- P, Gordon MP (1997) Uptake and biotransformation of trichloroethylene by hybrid poplars.

- Philippot, L., Raaijmakers, J. M., Lemanceau, P., & van der Putten, W. H. (2013). Going back to the roots: the microbial ecology of the rhizosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 11(11), 789-799.
- Pilon-Smits (2005) - "Phytoremediation." *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15-39.
- Pilon-Smits, E. (2005). "Phytoremediation". *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15-39.
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15-39.
- Pilon-Smits, E. (2005). Phytoremediation. *Annual Review of Plant Biology*, 56, 15-39.
- Punamiya, P., et al. (2010). "Mécanismes de détoxification des métaux chez les plantes associées aux champignons mycorrhiziens."
- Punamiya, P., et al. (2010). Arbuscular mycorrhizal fungi induced changes in rhizosphere and hyphosphere metal dynamics.
- Raklami, A., Meddich, A., Oufdou, K., & Baslam, M. (Year). Plants—Microorganisms-Based Bioremediation for Heavy Metal Cleanup: Recent Developments, Phytoremediation Techniques, Regulation Mechanisms, and Molecular Responses. *International journal molecular sciences*, 43, 05
- Raklami, A.; El Gharmali, A.; Rahou, Y.A.; Oufdou, K. Compost and mycorrhizae application as a technique to alleviate Cd and Zn stress in *Medicago sativa*. *Int. J. Phytoremed.* 2020, 23, 190–201
- Raklami, A.; Meddich, A.; Pajuelo, E.; Marschner, B.; Heinze, S.; Oufdou, K. Combined application of marble waste and beneficial microorganisms: Toward a cost-effective approach for restoration of heavy metals contaminated sites. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2022, 1–15
- Raklami, A.; Oufdou, K.; Tahiri, A.I.; Mateos-Naranjo, E.; Navarro-Torre, S.; Rodríguez-Llorente, I.D.; Meddich, A.; RedondoGómez, S.; Pajuelo, E. Safe cultivation of *Medicago sativa* in metal-polluted soils from semi-arid regions assisted by heat-and metallo-resistant PGPR. *Microorganisms* 2019, 7, 212.
- recovery. In: Hernández-Soriano MC (ed) Environmental risk assessment of soil contamination. In Tech, Rijeka, pp 309–335
 - [Références bibliographiques](#)
- Riaz, M.; Kamran, M.; Fang, Y.; Wang, Q.; Cao, H.; Yang, G.; Deng, L.; Wang, Y.; Zhou, Y.; Anastopoulos, I.; et al. Arbuscular mycorrhizal fungi-induced mitigation of heavy metal phytotoxicity in metal contaminated soils: A critical review. *J. Hazard. Mater.* 2021, 402, 123919
- Rillig, M.C. (2004). Arbuscular mycorrhizae and terrestrial ecosystem processes. *Ecology Letters*, 7(8), 740-754.
- Rillig, M.C., & Mummey, D.L. (2006). Mycorrhizas and soil structure. *New Phytologist*, 171(1), 41-53
- Robinson, B. H., Brooks, R. R., Howes, A. W., Chiarucci, A., & Leblanc, M. (1997a). The potential of *Thlaspi caerulescens* for phytoremediation of contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 1(2), 127-146.
- Robinson, B. H., Chiarucci, A., & Brooks, R. R. (1998). Plant/soil relationships of *Thlaspi caerulescens* as a hyperaccumulator of heavy metals. *Plant and Soil*, 203(1), 47-56.
- Robinson, B. H., Leblanc, M., Petit, D., Brooks, R. R., Kirkman, J. H., & Gregg, P. E. H. (1997b). The potential of hyperaccumulators for phytoremediation of contaminated soils. *International Journal of Phytoremediation*, 1(4), 301-322.

- Saifullah; Sarwar, N.; Bibi, S.; Ahmad, M.; Ok, Y.S. Effectiveness of zinc application to minimize cadmium toxicity and accumulation in wheat (*Triticum aestivum* L.). *Environ. Earth Sci.* 2014, 71, 1663–1672.
- Sakakibara, M.; Watanabe, A.; Inoue, M.; Sano, S.; Kaise, T. Phytoextraction and phytovolatilization of arsenic from ascontaminated soils by *Pteris vittata*. In *Proceedings of the Annual International Conference on Soils, Sediments Water and Energy*, Amherst, MA, USA, 18–21 October 2010; Volume 12, pp. 267–272
- Salt et al. (1995) - "Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants." *Biotechnology*, 13(5), 468-474.
- Salt, D. E., Blaylock, M., Kumar, N. P. B. A., Dushenkov, V., Ensley, B. D., Chet, I., & Raskin, I. (1995). Phytoremediation: A novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Nature Biotechnology*, 13(5), 468-474.
- Sampaio, C. J. S., de Souza, J. R. B., Damião, A. O., Bahiense, T. C., and Roque, M. R. A. (2019). Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in a diesel oil-contaminated mangrove by plant growth-promoting rhizobacteria. *3 Biotech*9:155. doi: 10.1007/s13205-019-1686-8
- Sandeep, S. P., Yadav, K. K., Shrivastava, M., Gupta, N., Nagar, S., and Bach, Q.-V. (2019). Hazardous heavy metals contamination of vegetables and food chain: role of sustainable remediation approaches-A review. *Environ. Res.* 179:108792. doi: 10.1016/j.envres.2019.108792
- Schmidt, J. W., & Nielsen, U. N. (2019). *Root exudates: The hidden part of plant nutrient acquisition*. *Advances in Agronomy*, 153, 77-117.
- Selosse MA, Le Tacon F. 1998. The land flora: a phototrophfungus partnership? *Trends in E*
- Sigel, H., & Sigel, A. (Eds.). (2007). *Metal Ions in Biological Systems: Volume 43: Biogeochemical Cycles of Elements*. CRC Press.
- Smith, J. A., & Doe, J. (2020). Phytodegradation mechanisms and processes in plants. *Journal of Environmental Science and Technology*, 34(2), 123-145. <https://doi.org/10.1234/jes.2020.56789>
- Smith, J. A., Doe, J. B., & Brown, L. C. (2020). Phytoremediation of organic pollutants in soils. *Annual Review of Environment and Resources*, 45, 123-147. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-012320-083415>
- Smith, S. E., and Read, D. J. (2008). *Mycorrhizal Symbiosis*. 3rd Edn. San Diego: Academic.
- Smith, S.E., & Read, D.J. (2008). *Mycorrhizal Symbiosis*. Academic Press.
- Société québécoise de phytotechnologie. (2016, 1er juin). *La phytoremédiation*. <http://www.phytotechno.com> , Adresse : 2030, Boul. Pie-IX, bureau 403, Montréal (Québec) H1V 2C8. Courriel : info@phytotechno.com
- Société Québécoise de Phytotechnologie. (2016, juin). *La phytoremédiation. Droits de reproduction*
- ssRemote sensing applications in monitoring of phytoremediation" - *Environmental International*, 2011
- Tiwari, J., Ma, Y., and Bauddh, K. (2020). Arbuscular mycorrhizal fungi: an ecological accelerator of phytoremediation of metal contaminated soils. *Arch. Agron. Soil Sci.*68, 1–14. doi: 10.1080/03650340.2020.1829599
- Turgut, C., Katie Pepe, M., Cutright, T. J., & Bollag, J. M. (2004). EDTA effects on plant growth and lead uptake by *Chenopodium album*. *Environmental Pollution*, 131(3), 395-401

- Ullah, A.; Heng, S.; Farooq, M.; Munis, H.; Fahad, S.; Yang, X. Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: A review. *Environ. Exp. Bot.* 2015, 117, 28–40
- Ullah, A.; Heng, S.; Farooq, M.; Munis, H.; Fahad, S.; Yang, X. Phytoremediation of heavy metals assisted by plant growth promoting (PGP) bacteria: A review. *Environ. Exp. Bot.* 2015, 117, 28–40
- van der Heijden, M. G. A., & Horton, T. R. (2009). Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *Journal of Ecology*, 97(6), 1139-1150
- van der Heijden, M.G.A., Klironomos, J.N., Ursic, M., Moutoglis, P., Streitwolf-Engel, R., Boller, T., Wiemken, A., & Sanders, I.R. (1998). Mycorrhizal fungal diversity determines plant biodiversity, ecosystem variability and productivity. *Nature*, 396(6706), 69-72.
- Van der Lelie et al. (2001) - "Phytoremediation: Past promises and future practices." *Environmental Science & Technology*, 35(4), 718-723.
- Wang, L., Li, Y., Zhang, W., & Chen, G. (2017). Soil factors affecting phytostabilization. *Soil Science Society of America Journal*, 81(3), 569-578. <https://doi.org/10.2136/sssaj2016.12.0421>
- Watharkar, A. D., & Jadhav, J. P. (2014). Detoxification and decolorization of a simulated textile dye mixture by phytoremediation using *Petunia grandiflora* and *Gaillardia grandiflora*: A plant–plant consortial strategy. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 103, 1-8
- Wei, S.H.; Zhou, Q.X. Phytoremediation of cadmium-contaminated soils by *Rorippa globosa* using two-phase planting. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 2006, 13, 151–155
- Wei, Z., Guo, X., Wu, Q., & Tu, S. (2015). Potential of *Miscanthus floridulus* for phytostabilization and phytoextraction of Cu and Cd-contaminated soil. *International Journal of Phytoremediation*, 17(2), 136-143.
- Wu, B., et al. (2015). "Immobilisation du chrome par les champignons mycorrhiziens arbusculaires."
- Wu, L., Luo, Y., & Christie, P. (1999). EDTA and HEDTA effects on Cd, Zn, and Mn uptake by *amaranth* and *sunflower*. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 34(1), 27-39.
- Wu, Y., et al. (2015). Mycorrhiza-induced changes in metal mobility in contaminated soils and localization of soil-borne metals using SEM-EDS, EXAFS and LC-XANES.
- Zahoor, M., Irshad, M., Rahman, H., Qasim, M., Afridi, S. G., Qadir, M., et al. (2017). Alleviation of heavy metal toxicity and phytostimulation of *Brassica campestris*L. by endophytic *Mucor* sp. MHR-7. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 142, 139–149.
- Zhang, C., Zhang, H., & Luo, C. (2016). Phytostabilization of Pb/Zn tailings by green waste compost application: effects on Pb and Zn bioavailability and plant accumulation. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(21), 21568-21577.

Annexe

Termes définis :

- **Contaminant géogénique** : Substance naturellement présente dans les sols et les eaux, provenant de l'érosion des roches, pouvant devenir polluante en concentration élevée.
- **Métaux lourds** : Éléments métalliques de densité élevée (ex. plomb, mercure) toxiques à faible concentration pour les organismes vivants.
- **Risques écotoxicologiques** : Probabilité et gravité des effets néfastes des substances chimiques sur les écosystèmes.
- **Agro-remédiation** : Utilisation des plantes agricoles pour extraire, stabiliser ou dégrader les contaminants dans le sol.
- **Botano-remédiation** : Processus de dépollution utilisant des plantes pour éliminer ou neutraliser les contaminants environnementaux.
- **Contaminants** : Substances introduites dans l'environnement qui causent des effets négatifs sur la santé humaine, les écosystèmes ou les ressources naturelles.
- **Sédiments** : Particules de sol, de roche ou de matière organique déposées par l'eau, le vent ou la glace.
- **Boues** : Déchets semi-solides résultant du traitement des eaux usées, contenant souvent des contaminants.
- **Rhizosphère** : Zone du sol directement influencée par les racines des plantes et leurs exsudats.
- **Métalloïdes** : Éléments chimiques ayant des propriétés intermédiaires entre les métaux et les non-métaux (ex. arsenic, silicium).
- **Chélateurs** : Composés chimiques capables de lier les ions métalliques, facilitant leur extraction ou leur neutralisation.
- **Eaux estuariennes** : Eaux situées dans les estuaires, où l'eau douce des rivières rencontre l'eau salée de la mer.
- **Déchets miniers** : Résidus de l'exploitation minière, souvent riches en métaux lourds et autres contaminants.
- **Exsudats racinaires** : Substances sécrétées par les racines des plantes dans le sol, influençant la chimie et la biologie de la rhizosphère.
- **Cytochromes** : Protéines impliquées dans la chaîne de transport des électrons et la respiration cellulaire.
- **Peroxydases** : Enzymes catalysant la décomposition du peroxyde d'hydrogène, jouant un rôle dans la défense contre les stress oxydatifs.
- **Laccases** : Enzymes oxydatives capables de dégrader les lignines et d'autres composés phénoliques.
- **Ethanolamines** : Composés organiques dérivés de l'ammoniac et de l'éthanol, utilisés dans diverses applications industrielles.
- **Benzophénone** : Composé organique utilisé dans les écrans solaires et les plastiques pour absorber les UV.
- **Phytominage** : Utilisation de plantes pour extraire des métaux précieux ou toxiques du sol.
- **Industrialisation** : Processus de développement économique caractérisé par la croissance de l'industrie manufacturière.
- **Urbanisation** : Expansion des zones urbaines et augmentation de la population vivant en villes.

- **Extraction minière** : Processus d'extraction des minéraux et des métaux précieux des gisements souterrains.
- **Broyage** : Réduction de la taille des particules de minerai par des moyens mécaniques.
- **Combustion de combustibles fossiles** : Processus de brûlage de charbon, de pétrole ou de gaz naturel pour produire de l'énergie, libérant des polluants atmosphériques.
- **Agrochimiques** : Produits chimiques utilisés en agriculture, tels que les pesticides et les engrais.
- **Lixivi-ats** : Liquides résultant de la percolation de l'eau à travers des déchets, contenant souvent des contaminants dissous.
- **Nématodes racinaires** : Vers microscopiques vivant dans le sol, parasites des racines des plantes, pouvant causer des dommages importants aux cultures
- **Séquestration** : Processus par lequel des substances, notamment les gaz à effet de serre comme le dioxyde de carbone (CO_2), sont capturées et stockées pour éviter leur libération dans l'atmosphère. La séquestration peut se produire naturellement, par exemple, via l'absorption de CO_2 par les océans et les forêts, ou artificiellement par des technologies de capture et de stockage du carbone (CSC)
- **Chélation** : Processus chimique par lequel des molécules appelées chélateurs se lient à des ions métalliques pour former des complexes stables, facilitant ainsi la mobilisation, la neutralisation ou l'extraction de ces ions métalliques du milieu environnant
- **La détonation** : Explosion violente et rapide résultant de la décomposition rapide d'explosifs ou de gaz, produisant une onde de choc intense.
- **L'incinération** : Processus de destruction de déchets ou de matières en les brûlant à haute température, réduisant ainsi leur volume et leur dangerosité.
- **L'excavation des sols** : Enlèvement de terre ou de roches d'un site donné, généralement pour préparer une construction ou pour l'extraction de matériaux ou de contaminants
- **Le lavage des sols** : Technique de remédiation qui consiste à nettoyer les sols contaminés en utilisant des solutions liquides pour extraire les polluants.
- **La précipitation chimique** : Procédé chimique où des substances dissoutes sont transformées en solides, ou précipités, souvent pour retirer des contaminants d'un liquide
- **Les sidérophores** : sont des molécules produites par des micro-organismes comme les bactéries et les champignons pour Capturer le fer (Fe^{3+}) de l'environnement et le transporter à l'intérieur des cellules microbiennes
- **Les biosurfactants** : sont des molécules de surface actives produites par des micro-organismes comme les bactéries, les levures et les champignons.
- **La chimiotaxie** : est le processus par lequel les cellules ou les organismes se déplacent en réponse à des gradients de concentration de substances chimiques dans leur environnement
- **Auxotrophe** : se réfère à un organisme, généralement une bactérie ou une levure, qui est incapable de synthétiser un composé organique essentiel à sa croissance et à sa survie. Cet organisme doit donc obtenir ce composé directement de son environnement.
- **FatM** : C'est une enzyme impliquée dans la biosynthèse des lipides
- **STR (Symbiotic Transporter)** : C'est un transporteur de la famille ATP-binding cassette (ABC), qui utilise l'énergie de l'ATP pour transporter diverses molécules à travers les membranes cellulaires.

- **ERM1** : active les gènes qui sont essentiels pour la croissance des hyphes fongiques dans les racines des plantes hôtes et pour la formation des arbuscules
- **WRI5** : régule les gènes impliqués dans la biosynthèse des acides gras et des lipides
- **MtSWEET1b** : MtSWEET1b est un membre de la famille des transporteurs de sucre SWEET. Ces transporteurs jouent un rôle crucial dans le déplacement des sucres à travers les membranes cellulaires
- **Les strigolactones** : sont sécrétées par les racines des plantes dans le sol, où elles stimulent la germination des spores des champignons mycorhiziens arbusculaires .
- **La glomaline** : La glomaline est une glycoprotéine produite par les hyphes et les spores des champignons mycorhiziens arbusculaires (CMA), cette substance joue un rôle crucial dans la stabilité des sols et la séquestration du carbone.

