

REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche scientifique
Université Mouloud Mammeri de Tizi-Ouzou
Faculté des sciences biologiques et des sciences agronomiques

Mémoire

De fin de cycle

En vue de l'obtention du diplôme de Master

En Sciences Agronomiques

Spécialité : Protection des forêts

Thème

**Biotechnologie végétale et dépollution des sols, la
phytoremédiation**

Présenté par :

Mr IKKOUR JUGURTA

Mr HEROUI TARIK

Devant le jury:

Mr ALLILI N.	Maitre-assistant	Président	UMMTO
Mr SMAIL A.	Maitre conférence B	Promoteur	UMMTO
Mme MEDDOUR S.	Maitre conférence A	Examinatrice	UMMTO
Mme BERROUANE N.	Doctorante	Examinatrice	UMMTO

Sommaire

Liste des tableaux	
Liste des figures	
I- Introduction.....	1
Chapitre1: La pollution.....	2
1-La pollution du sol	3
2-Définition des éléments traces métalliques	3
3-Origine des métaux lourds	4
4-L'impact des métaux lourds sur l'environnement	4
4-1-Effet sur le sol	4
4-2-Effet sur la végétation.....	5
4-3-Effets sur les microorganismes	5
4-4-Impact sur la santé.....	6
Chapitre 2: La mycorhization.....	7
1-La symbiose mycorhizienne	8
2-Les différents types de mycorhizes.....	8
2-1 Les ectomycorhizes	8
2-2 Les endomycorhizes.....	9
2-3- Les ectendomycorhizes	11
3-Importance de la mycorhization en sylviculture	12
4-Intérêt agronomique.....	12
5-Ecologie des mycorhizes	13
5-1- Les facteurs climatiques	13
5-2 Les facteurs édaphiques	13
6-La double symbiose mycorhizienne.....	15
7-Dégradation des polluants organiques et métalliques.....	15

Chapitre 3: La phytoremédiation.....	17
1- La phytoremédiation	18
1-1-Le rôle des plantes	18

1-2-Les techniques de phytoremédiation	20
1-2-1-Rhizofiltration :.....	22
1-2-2-Phytostabilisation :	23
1-2-3-Phytoextraction	26
1-2-3-1- Les deux voies de la phytoextraction	28
1-2-4-Phytodégradation	31
1-2-5-Rhizodégradation :.....	32
1-2-6-Phytovolatilisation	34
1-3-Efficacité.....	35
1-4-Avantages.....	36
1-5-Limites.....	36
1-6-Coûts	37
1-7-Plantes, microorganismes et autres amendements	37
2-Utilisation de champignons mycorhizien à arbuscule en phytoremédiation	39
Discussion	43
Conclusion	48
Références bibliographiques.....	51

Liste des tableaux

Tableau 1: Classification périodique des éléments chimiques.....	4
Tableau 2: Vue d'ensemble des différentes technologies de phytoremédiation	21

Liste des figures

Figure 1: Structures d'interactions caractéristiques de l'ectomycorhize. Les différentes phases aboutissant à l'interaction entre le champignon ectomycorhizien et sa plante hôte passent par la différenciation de structures permettant cette interaction. Le réseau extramatriciel (A, détail de différenciation de structures permettant cette interaction. Le réseau extramatriciel (A, détail de l'hyphe en B) se propage dans le sol à la recherche d'un hôte végétal et de nutriments destinés à être transférés à la plante. Le réseau extramatriciel reste connecté au manteau fongique (C, vue longitudinale; D, vue transversale) qui entoure l'intégralité de la racine latérale courte. Le réseau de Hartig (D) se développe entre les cellules du cortex racinaire et constitue la surface d'échange de nutriments. Certains champignons ectomycorhiziens, tel que *Laccaria bicolor*, conservent néanmoins leurs capacités à croître en absence de l'hôte, les rendant cultivable en laboratoire 9

Figure 2: Mycorhizes d'orchidées en coupe : a, *Epipactis microphylla* révélant les hyphes intracellulaires en section, avec un détail de pelotons intracellulaires dans des cellules entières dilacérées; b, *Cephalanthera longifolia*10

Figure 3: Les mycorhizes arbusculaires (a) Représentation schématisée des mycorhizes arbusculaires (b) Photo du mycelium intracellulaire et des arbuscules (c) Photo d'un arbuscule 11

Figure 4: Schéma synthétisant les flux potentiels de polluants au sein de la plante et dans son environnement, ainsi que les flux de sèves brute et élaborée19

Figure 5: Processus de la rhizofiltration..... 22

Figure 6: Représentation de la phytostabilisation25

Figure 7: Phytostabilisation d'anciens résidus miniers à l'aide de céréales et d'herbacées. Après une décennie, un sol propre à la croissance des végétaux s'est formé, et le trèfle permet d'y fixer l'azote atmosphérique (dans les nodules sur les racines) 26

Figure 8: Phénomène de podzolisation, sous le couvert végétal, assurant une phytostabilisation avancée d'anciens résidus miniers impropres à la vie26

Figure 9: Processus de phytoextraction, absorption des contaminants présents dans le sol..

Figure 10: Les plantes hyperaccumulatrices réalisent le processus de phytoextraction	29
Figure 11: Projet pilote de phytoextraction à l'aide d'un mélange d'herbacées	30
Figure 12: Phytodégradation des contaminants organiques	31
Figure 13: Mécanisme de rhizodégradation	33
Figure 14: Schéma de la phytovolatilisation	34



Introduction

I- Introduction

Le proverbe du Cachemire selon lequel : <<Il est aisé de jeter quelque chose dans la rivière, mais malaisé de l'en retirer>> résume bien l'importance qui revêtent les mesures de prévention de la pollution. En effet, les actions correctives qui sont menées en vue de décontaminer les sites et les masses d'eau polluées sont souvent bien coûteuses que les mesures de prévention de la pollution.

Depuis le début du 19^{ème} siècle, l'activité industrielle de nos sociétés n'a cessé de croître et a permis à une partie de l'humanité d'améliorer considérablement ses conditions de vie. Mais, cette exploitation de la nature a eu aussi pour conséquence de dégrader l'environnement au point de devenir une menace pour notre santé. Une des principales préoccupations environnementales est la pollution des sols et des eaux par les métaux. En effet, les friches industrielles, les exploitations minières, les bases militaires abandonnés sont autant de sites pour le sol est imprégné de divers éléments métalliques (Zinc, plomb, cuivre, cadmium, nickel... etc.). Or, ces métaux, présents en quantité dépassant souvent celles rencontrés naturellement, peuvent s'accumuler dans la chaîne alimentaire via la flore et la faune et aboutir à l'homme à des niveaux de concentrations toxiques. (Franck Repellini, 2000)

La solution pour pallier à ce problème est de traiter les sols contaminés afin d'en retirer les éléments métalliques ou, au moins, de ramener leur concentrations à des niveaux acceptables pour la viabilité de l'écosystème. Une de ces méthodes de traitement, apparue au début des années 1990, consiste en l'utilisation des plantes capables de croître sur des sols à forte teneur en métaux et susceptible d'en mobiliser ou absorber une quantité appréciable. Cette technique appelée phytoremédiation, s'avère être prometteuse car elle est peu coûteuse et plus respectueuse de l'environnement contrairement à des méthodes faisant appel à des procédés physicochimiques (Franck Repellini, 2000).

Cette contribution bibliographique a donc pour objectif de faire une présentation de cette technique de dépollution qu'est la phytoremédiation par le biais de la mycorhization qui est un outil de biotechnologie végétale.

Chapitre 1



La pollution

1-La pollution du sol

La pollution est une modification défavorable du milieu naturel pouvant affecter l'homme directement ou à travers des ressources agricoles, hydrique ou d'ordre biologique (Ramade, 1978).

La notion de pollution du sol désigne toutes les formes de pollution touchant n'importe quel type de sol (agricole, forestier, urbain), elle peut être diffuse ou locale. Les polluants du sol les plus courants et les plus recherchés sont: les métaux lourds.

La contamination des sols par les métaux lourds (plomb, cadmium, zinc, cuivre...) est le plus souvent imputable à l'action de l'homme. Leur origine est multiple : dépôt de déchets, engrais, boues résiduaires, lisiers, retombées atmosphériques, produits phytosanitaires. Les activités industrielles urbaines ainsi que les transports peuvent localement être à l'origine de fortes concentrations. Ces pollutions agricoles peuvent avoir plusieurs impacts sur la santé humaine, en touchant des nappes phréatiques d'une part et en contaminant par bioaccumulation les plantes (Landa et *al.*, 2010).

2-Définition des éléments traces métalliques

Les éléments traces métalliques (ETM) sont les 80 éléments constituant de la croûte terrestre, dont la concentration est inférieure à 0,1%. On appelle métaux lourds tout élément métallique naturel dont la masse volumique dépasse 5g/cm^3 . En effet, ils s'accumulent dans les sols et peuvent être assimilés également par les plantes avec des effets toxiques au-delà des teneurs limites relativement basses (Suciu et *al.*, 2008)

Le tableau périodique des éléments compte 69 éléments répondant à l'appellation <<métaux lourds>> ou << ETM >> (Figure 1) La majorité des métaux lourds tels que le Zn, Cu, Mn, Co, Ni, Fe, Se sont essentiels à la vie sous forme d'oligoéléments mais peuvent s'avérer toxiques à de fortes concentrations D'autres métaux lourds tels que le Cd, Pb, Hg sont exclusivement toxiques car, même en faibles quantités, ils n'ont aucun rôle biologique connu sans intérêt pour les êtres vivants et souvent très toxique, comme le chrome et le cadmium (Ramade, 2005).

Tableau 1: Classification périodique des éléments chimiques (FOUREST E, 1993)

Bloc S		<div style="display: flex; align-items: center;"> <div style="width: 20px; height: 20px; background-color: #cccccc; margin-right: 5px;"></div> Métaux lourds de densité > 5 </div>										Bloc p								
H												B	C	N	O	F	He			
Li	Be	Bloc d										Al	Si	P	S	Cl	Ar			
Na	Mg	K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr	
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Te	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe			
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn			
Fr	Ra	Ac	Bloc f																	
Lanthanides			Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu				
Transuraniens			Th	Pa	U	Np	Pu	Am	Cm	Cf	Bk	Es	Fm	Md	No	Lr				

3-Origine des métaux lourds

Les métaux lourds qui polluent le sol proviennent généralement des gisements miniers lourds. Ils sont présents de façon naturelle dans les sols. Ils proviennent en grande partie de l'altération de la roche mère du milieu.

Toutefois, les concentrations les plus importantes de métaux lourds dans les sols sont liées à l'activité humaine: stockage de déchets industrielle et urbains (mines et fonderies de métaux non ferreux, décharges publiques), pollution dues à des retombées atmosphérique (essence ou plomb, poussière des industries métallurgique, incinération des ordures ménagère...).

4-L'impact des métaux lourds sur l'environnement

4-1-Effet sur le sol

L'industrie minière provoque des répercussions néfastes sur l'environnement. En effet, le sol aux alentours des sites miniers devient contaminé par un cocktail de métaux - le plus souvent, Cd, Cu, Zn et Pb - et les usages des sols sont en conséquence restreints (Stengel et Gelin, 1998).

L'impact dévastateur sur les terres voisines peut rendre les ressources inutilisables pendant des générations, puisque le sol se contamine durablement et la concentration en ETM augmente avec les années surtout que les ETM sont susceptibles d'être relargués quand l'environnement est modifié (acidification du sol sous l'effet des changements de température, d'humidité, etc.).

4-2-Effet sur la végétation

La principale source de métaux pour les plantes se situe au niveau du sol bien que leur assimilation suite à une déposition au niveau de feuillage puisse également se reproduire.

Dans le sol, l'absorption d'un métal par les plantes est grandement influencée par certains facteurs comme le pH, le régime hydrique, la composition en argile et en matière organique, la capacité d'échange cationique et la présence d'autres éléments traces (Bélanger, 2009).

Les mécanismes d'acquisition diffèrent selon les métaux et peuvent être passifs (Ni et Pb), mais préférentiellement actifs (Cu, Mo et Zn) ce qui procure à la plante un meilleur contrôle de son homéostasie (Bélanger, 2009).

Les symptômes de toxicité associés aux métaux lourds dépendent de leur mobilité à l'interface sol-plante et à l'intérieur de la plante, mobilité qui détermine la concentration endogène du métal (Aoun, 2008).

Les effets des métaux lourds sur les plantes les plus habituels consistent en une :

- Réduction de la croissance des différentes parties de la plante;
- Présence de chlorose due à une perte de chlorophylle, à une relative augmentation des caroténoïdes et à une déficience en fer;
- Apparition des taches nécrotiques;
- Abaissement de la photosynthèse;
- Inhibition ou stimulation de l'absorption des cations causant des changements significatifs au niveau du métabolisme cellulaire (Aoun 2008).

4-3-Effets sur les microorganismes

Le sol constitue le grand réservoir de la majorité des microorganismes, certains font partie de la microflore (bactéries, actinomycètes champignons et algues) d'autres de la microfaune (protozoaire.....).

Il est généralement admis que les microorganismes sont plus sensibles aux métaux lourds que les plantes ou les animaux vivant dans les sols pollués (Giller et *al.*, 1998) Les impacts des métaux lourds sur les communautés microbiennes peuvent être abordées de diverses façons : la densité, la taille, la structure des communautés (génétique et fonctionnelle) et également l'activité enzymatique, mais l'interaction bactéries-métaux lourds a été surtout étudiée dans les environnements extrêmes. La nature des interactions dépend du rôle biologique du métal dans la cellule. Certaines métaux lourds (Ni, CO, Zn, Fe) sont des cofacteurs indispensables de

certaines protéines pour leur stabilisation ou leur conformation mais deviennent toxiques à haute concentration (Monchy, 2007).

Des microorganismes sont capables de survivre dans des milieux contaminés par les métaux lourds à effet toxique, même à une forte exposition, (Mergeay et *al.*, 1985). Des mécanismes de résistance aux métaux lourds tels que la bio minéralisation, la séquestration ou la conversion enzymatique différent des véritables résistances aux métaux lourds qui sont ex liés à la présence des gènes portés par des éléments génétiques mobiles. Tels que les plasmides, ceux-ci portent déterminassent de résistance qui assurent l'extrusion des métaux (Monchy S, 2007).

4-4-Impact sur la santé

Les métaux lourds présents dans l'environnement peuvent s'accumuler dans la chaîne alimentaire et créer des problèmes de santé publique.

Les métaux lourds causent divers effets néfastes sur la santé humaine en atteignant toutes les fonctions biologiques bien qu'il n'y ait pas de symptômes spécifiques et détectables face à une intoxication métallique. Parmi les maladies les plus graves dues à une intoxication métallique, le saturnisme correspond à une intoxication au Pb comprenant une plombémie supérieure à 100 ug L⁻¹ de Pb dans le sang qui entraîne des effets graves et irréversibles sur l'organisme notamment des retards mentaux chez l'enfant.

Chapitre 2

La mycorhization

1- La symbiose mycorhizienne

Désignée sous le vocable de mycorhize dès 1885 par FRANK suite aux recherches effectuées au 19^{ème} siècle, la symbiose mycorhizienne est définie par la nomination d'association symbiotique entre les racines des plantes et certains champignons du sol.

La majorité des plantes (100% des angiospermes, 70% des ptéridophytes et la presque totalité des angiospermes à part quelques familles des *cruciféracées*, les *joncacées*, les *chénopodiacées*, les *cypéracées*, *urticacées* et *caryophyllacées*) sont capables de former des mycorhizes (GERDMANN, 1968 ; HASLEY et HARLEY, 1987 ; DURRIEU, 1993).

Les champignons impliqués dans cette symbiose peuvent s'associer avec des champignons supérieurs (ascomycètes, basidiomycètes) ou inférieurs (zygomycètes).

2- Les différents types de mycorhizes

En fonction des partenaires impliqués, l'association mycorhizienne s'effectue par divers types morphologiques, déterminés sous les noms: ectomycorhize, endomycorhize et d'ectendomycorhize.

2-1 Les ectomycorhizes

Les ectomycorhizes concernent un nombre relativement restreint, environ 5% du taxa végétal. Il s'agit pour la plupart des essences forestières qui constituent l'essentiel de la couverture ligneuse de la zone tempérée (abiétacées, fagacées, bétulacées) (STRULLU, 1995).

L'ectomycorhization est caractérisée par un manteau fongique qui engaine la racine, émanant de ce manteau, un mycélium extra matriciel qui se propage dans la rhizosphère. Les hyphes de la partie interne du manteau s'insinuent entre les cellules corticales racinaires et forment un réseau appelé (réseau de Hartig) figure 1.

Ces hyphes ne pénètrent jamais à l'intérieur des cellules corticales de l'hôte (BOULLARD, 1968). Le cylindre central n'est jamais colonisé (STRULLU, 1991).

Les champignons formant des ectomycorhizes appartiennent aux zygomycètes, ascomycètes et basidiomycètes. Les zygomycètes ont peu d'importance pour les ectomycorhizes mais deviennent le groupe majeur pour les endomycorhizes (STRULLU, 1994).

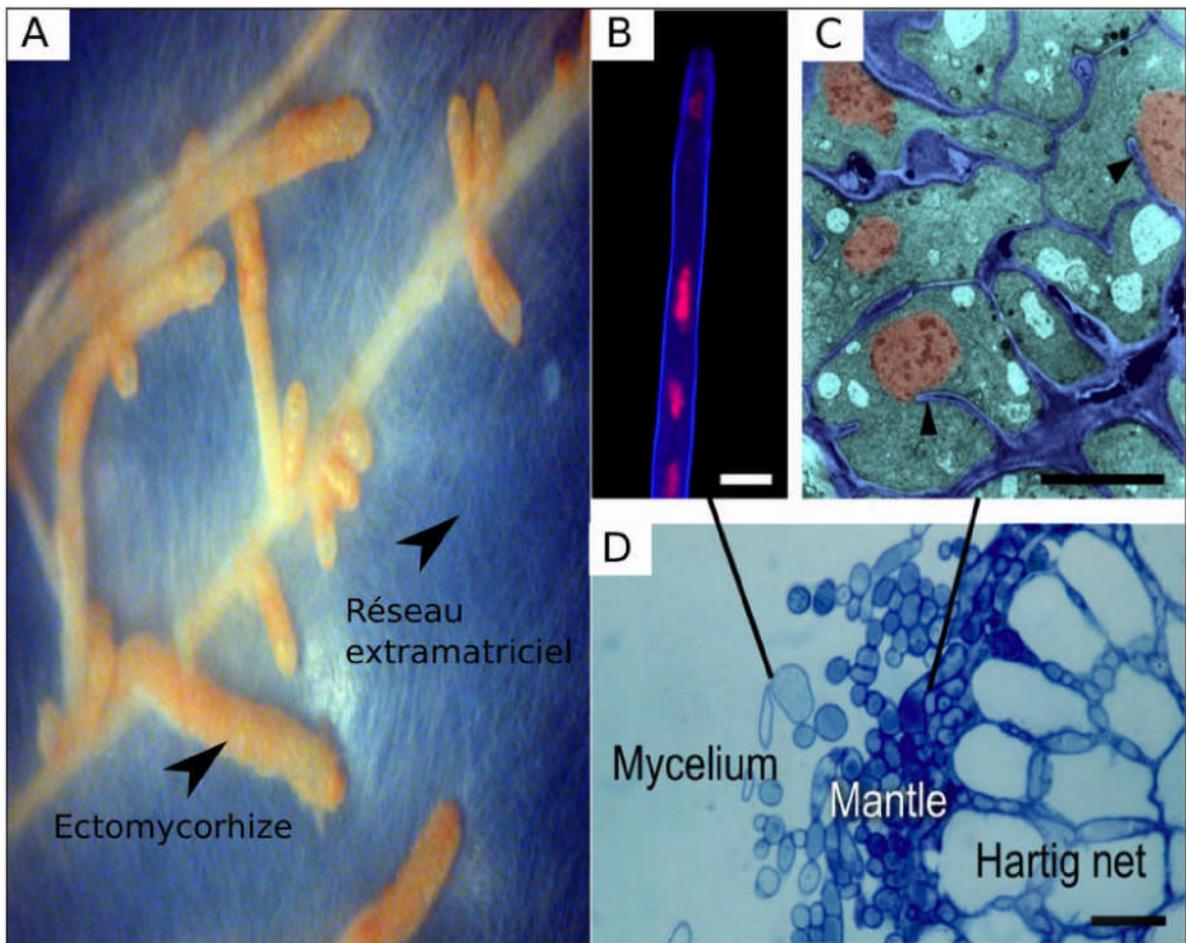


Figure 1 : Structures d'interactions caractéristiques de l'ectomycorhize. Les différentes phases aboutissant à l'interaction entre le champignon ectomycorhizien et sa plante hôte passent par la différenciation de structures permettant cette interaction. Le réseau extramatriciel (A, détail de différenciation de structures permettant cette interaction. Le réseau extramatriciel (A, détail de l'hyphe en B) se propage dans le sol à la recherche d'un hôte végétal et de nutriments destinés à être transférés à la plante. Le réseau extramatriciel reste connecté au manteau fongique (C, vue longitudinale; D, vue transversale) qui entoure l'intégralité de la racine latérale courte. Le réseau de Hartig (D) se développe entre les cellules du cortex racinaire et constitue la surface d'échange de nutriments. Certains champignons ectomycorhiziens, tel que *Laccaria bicolor*, conservent néanmoins leurs capacités à croître en absence de l'hôte, les rendant cultivable en laboratoire. Adapté de BONFANTE & Genre, 2010 ; mycor.nancy.inra.fr

2-2 Les endomycorhizes

Elles sont fréquentes et largement répandues et concernent environ 90% des espèces végétales. On les rencontre essentiellement chez les plantes herbacées et chez quelques espèces ligneuses.

Contrairement aux ectomycorhizes, les champignons endomycorhiziens ne forment pas de manteau fongique ni de réseau de Hartig mais seulement des hyphes intercellulaires envoyant

des suçoirs bien développés dans les cellules du parenchyme cortical de la racine. Les champignons endophytes ne pénètrent jamais dans l'endoderme des racines, encore moins dans le cylindre central. (BOULLARD, 1968). Ce type de symbiote est le plus fréquent, ils se rencontrent aussi bien chez les gymnospermes que chez les angiospermes (STRULLU, 1982 - 1985).

Les champignons qui forment des endomycorhizes sont essentiellement des zygomycètes, exception faite pour les orchidées (Figure 2) et les éricacées dont les champignons mycorhiziens sont respectivement des Basidiomycètes et Ascomycètes (GIANINAZZI, 1982; GIANINAZI & PEARSON, 1986). Le terme d'endomycorhizes représente des réalités très diverses tant en ce qui concerne les structures que le partenaire impliqué (MEXAL, 1980). Suivant l'hôte et la morphologie des hyphes fongiques, on distingue deux types d'associations endomycorhiziennes : les endomycorhizes à pelotons cloisonnés (les endomycorhizes des orchidées, les endomycorhizes des éricacées) et en enfin les endomycorhizes à vésicules et arbuscules (Figure 3). (GIANINAZZI, 1982 ; PLANCHETTE, 1982 ; STRULLU, 1982 -1985; (GIANINAZZI& PEARSON, 1986).

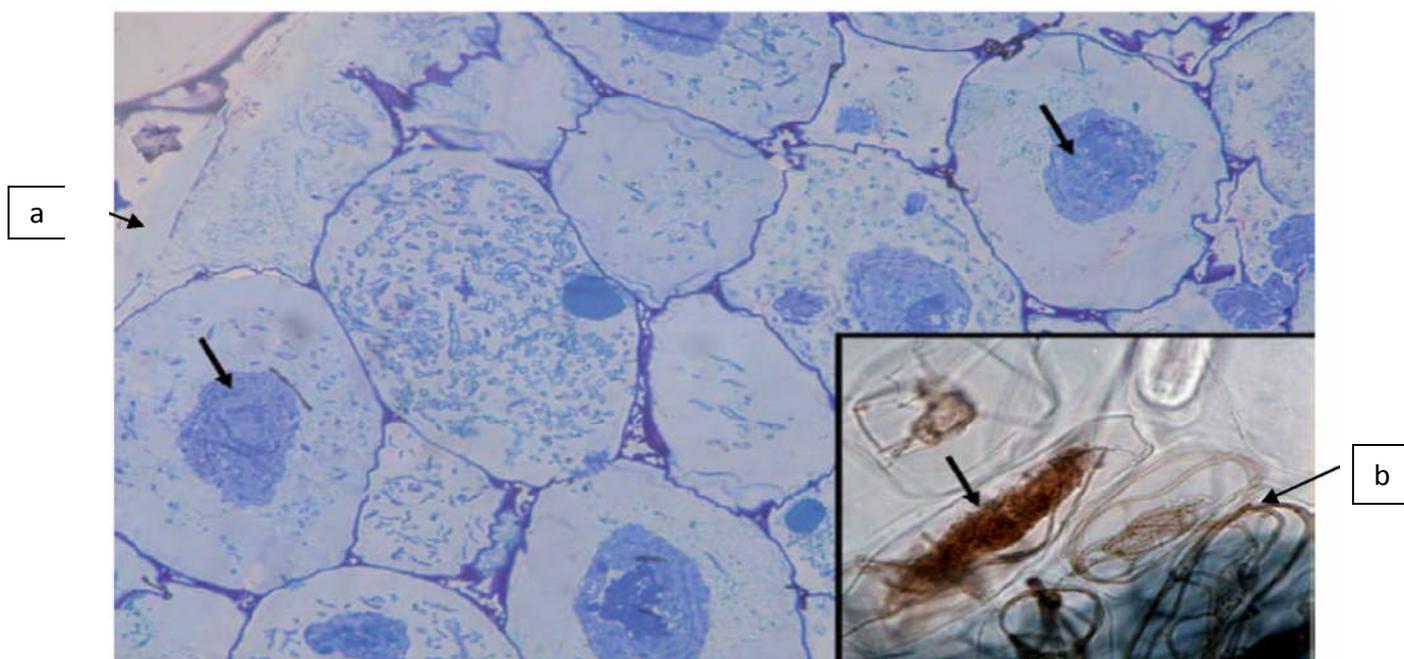


Figure 2: Mycorhizes d'orchidées en coupe: a, *Epipactis microphylla* (photo A. FACCIO & M. A. SELOSSE) révélant les hyphes intracellulaires en section, avec un détail de pelotons intracellulaires dans des cellules entières dilacérées ; b, *Cephalanthera longifolia* (photo U. PÜTTSEP). Noter les vieux pelotons en lyse dans la cellule hôte (flèches).

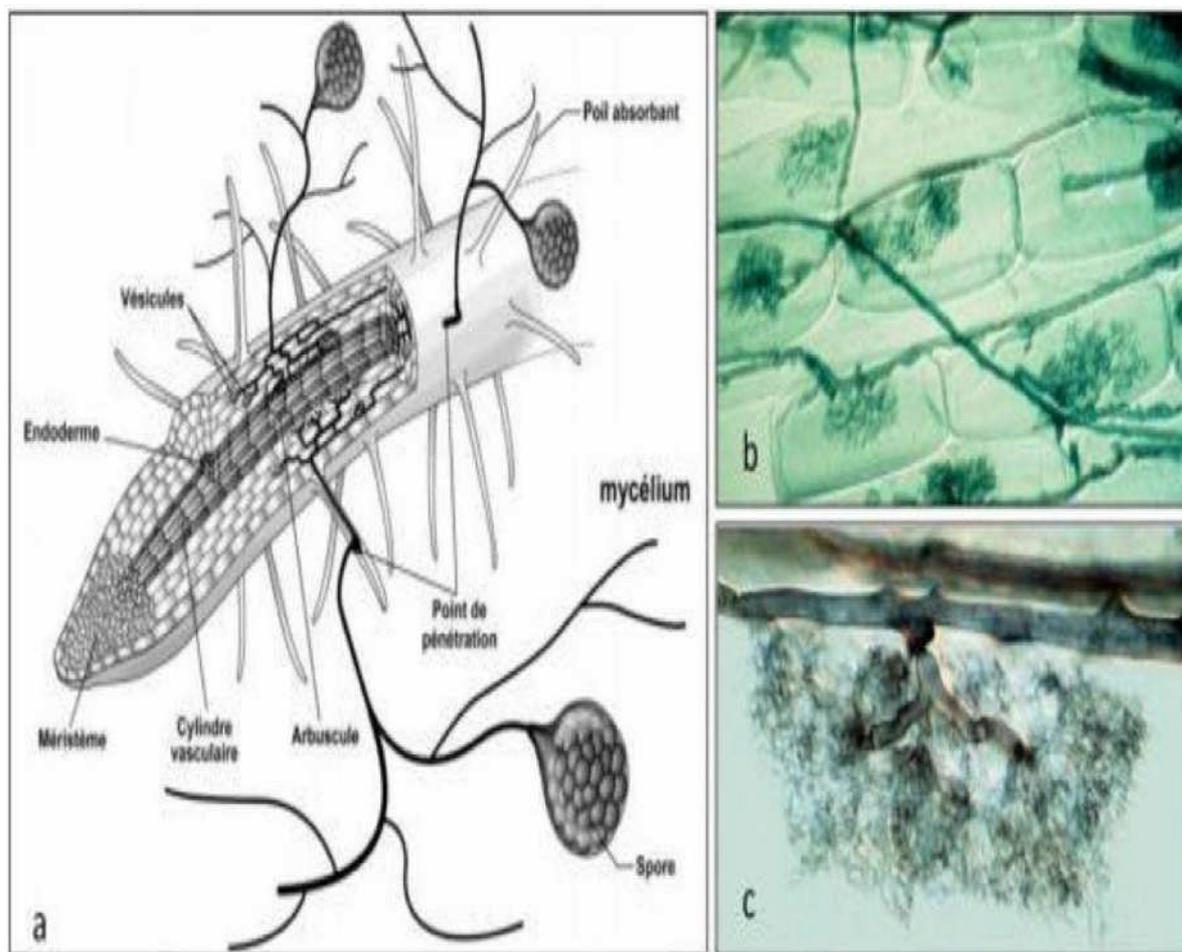


Figure 3: Les mycorhizes arbusculaires (a) Représentation schématique des mycorhizes arbusculaires (b) Photo du mycélium intracellulaire et des arbuscules (c) Photo d'un arbuscule (compilation d'après : FORTIN et autres, 2008).

2-3- Les ectendomycorhizes

Ce sont des formations anatomiquement intermédiaire entre les deux types mycorhiziens précédents. En effet, cette catégorie d'association se caractérise par la présence d'un manteau fongique, un réseau de Hartig (caractère d'ectomycorhize), et par une pénétration intracellulaire (caractère d'endomycorhize) (JAQUIOT, 1978 ; SCANNERINI & BONFANTE-FASOLO, 1982 ; STRULLU, 1991).

Les champignons impliqués dans ce type d'association sont essentiellement de Basidiomycètes (STRULLU, 1991).

Les ectendomycorhizes se rencontrent presque exclusivement chez les pinacées (genre: pinus et picea) et presque uniquement en pépinière (LETALCONE, 1982).

Généralement, ces symbiotes ne sont pas spécifiquement ectendomycorhiziens mais se sont

liées à des arbres pour former des ectomycorhizes (STRULLU, 1991).

3- Importance de la mycorhization en sylviculture

La sylviculture est la culture des arbres forestiers et la gestion des forêts, elle constitue le domaine d'application privilégié des symbioses mycorhiziennes qui contribuent à l'amélioration de la production végétale.

L'effet bénéfique de la mycorhization en sylviculture n'est plus à démontrer (STRULLU, 1985, 1991). Les travaux de plusieurs chercheurs ont démontré que la mycorhization sous toutes ses formes apporte d'énormes progrès pour le domaine de la sylviculture, la présence de ces associations symbiotiques favorise la régénération naturelle et améliore le taux de reprise ainsi que la croissance des plants (FOUCARD, 1994).

Il apparaît que trois familles seulement sont concernées par des techniques intensives de sylviculture sur de grandes surfaces et participent à l'essentiel de la production de bois dans le monde : les Pinacées, Fagacées et les Myrtacées à l'intérieur desquelles les genres très majoritairement représentés sont respectivement les pins, épicéa et douglas, les chênes et hêtres et les eucalyptus. Ces essences sont toutes à ectomycorhize, c'est pourquoi la quasi totalité des recherches mondiales sur les applications pratiques des mycorhizes en sylviculture portent sur ces six genres et sur les ectomycorhize.

Par contre, les essences dites disséminées c'est à dire qui ne sont représentées que par des arbres isolés en mélange avec les espèces précédentes sont toutes à endomycorhizes, c'est le cas des Cupressacées et des Rosacées, des Acéracées, Fraxinacées. . .etc. Ceux -là font l'objet d'une sylviculture intensive mais les surfaces restent limitées (GARBAYE, 1991).

4- Intérêt agronomique

La production végétale constitue l'essentiel de la nourriture humaine qu'elle soit consommée directement ou après transformation sous forme de protéines animales. Elle fournit aussi la matière première pour de nombreuses industries (textiles, parfums, huiles comestibles, cosmétiques...etc.). L'augmentation des populations, la révolution industrielle du 19^{ème} siècle et les progrès des sciences ont provoqué des bouleversements dans les méthodes de culture qui ont mené à l'agriculture moderne, caractérisée par un accroissement considérable de la productivité des agrosystèmes (PLANCHETTE, 1991).

5- Ecologie des mycorhizes

La mycorhization est sous la dépendance de nombreux facteurs climatiques et édaphiques, de la nature de la végétation et des interactions qui existent entre les champignons symbiotiques et la microflore libre du sol.

5-1 - Les facteurs climatiques

La lumière agit sur la symbiose mycorhizienne par sa durée et son intensité. Il a été démontré qu'une diminution de l'éclairement provoquait une diminution de l'infection mycorhizienne (FERGUSSON et MENGE, 1982; GRAHAM *et al.*, 1982; TESTER SONETAL, 1988 in PLENCHETTE, 1991).

Les champignons mycorhiziens ont des exigences de température du sol propres à leur assurer un bon développement. En général, les champignons poussent mieux aux environs de 20° C. L'infection endomycorhizienne et la production de spores sont stimulés par une élévation de la température, jusqu'au environs de 30° C (FUTAN et FORTIN, 1973).

Les spores peuvent résister à des températures extrêmes, mais la variation de températures n'est pas un facteur favorable à un développement maximum de la symbiose (PLENCHETTE, 1991).

Les mycorhizes ont deux périodes d'activité intense, au printemps et en automne (BOUDERGA, 1989). DUDDRIGE *et al.* (1980) signale que la mycorhization est plus importante en période humide.

5-2 Les facteurs édaphiques

Contrairement aux sols riches en humus, les sols calcaires sont en général peu favorables à la formation des mycorhizes (BOULLARD, 1968). Divers résultats permettent de penser que le rôle des champignons mycorhiziens est essentiel dans le mécanisme d'adaptation aux sols calcaires.

Les sables sont peu favorables aussi bien pour les ectomycorhizes que pour les endomycorhizes. Les mycorhizes ne sont nombreuses que si la teneur en colloïdes est assez élevée (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970).

La mycorhization ne s'effectue généralement que dans les sols bien aérés où la teneur en oxygène est d'environ 20%, c'est-à-dire voisine de celle de l'atmosphère aérienne.

Dans les profondeurs où la teneur en oxygène est basse, la mycorhization ne s'effectue pas. De

ce fait les champignons mycorhiziens se rencontrent surtout dans les horizons superficiels (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970).

Une certaine humidité favorise la mycorhization alors que les sols gorgés d'eaux où desséchés sont néfastes (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970).

Les ectomycorhizes sont favorisées par une pluviosité assez élevée et, sur certains sols à texture grossières, une sécheresse estivale prolongée peut entraîner leur mort. Il n'en reste pas moins que les mycorhizes ont été rencontrées dans des sols très secs. De plus, les agents des ectomycorhizes diffèrent, pour une même essence, suivant l'humidité du milieu; les champignons mycélium hyalin sont favorisés aux dépens des mycorhizes noirs à *Cenocuccum graniforme*. Le développement de celui-ci est stimulé par des phénomènes de dessiccation périodique. Mais, il peut aussi arriver que les mycorhizes noirs abondent dans un sol bien pourvu en eau.

La formation des endomycorhizes chez les céréales est favorisée par une humidité de 60, 80 voire même 100% de la capacité de rétention, suivant les espèces cultivées. Enfin, l'humidité pourrait influencer l'équilibre hôte symbiote et modifier leur relation.

La mycorhization est meilleure dans les sols légèrement acides, qui conviennent mieux aux champignons. L'optimum se situe entre pH4 et pH6 (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970). Les ectomycorhizes se rencontrent surtout dans les sols forestiers de pH inférieur à 6,0. In vitro, les ectomycorhizes se développent sur des milieux de pH 3 à pH 7,5. Mais c'est là une indication de tendance et non une règle générale: *Sesleria coerlea* et *Brachypodium pinnatum* sont infectés dans leur habitat naturel de pH élevé.

Les différentes valeurs de pH influent par contre sur la nature du champignon symbiotique et sur le type de mycorhize formé.

La matière organique constitue un des facteurs les plus importants pour la formation des mycorhizes. Aucun effet direct de la matière organique du sol n'a pu être démontré. Cependant, d'après MELIN (1954 cité par le Tacon, 1985), la matière organique du sol peut contenir des substances stimulant à la fois croissance du champignon et de la plante en facilitant l'établissement de la symbiose.

Les extraits de litière fraîche ont un effet stimulant sur la croissance des champignons mycorhiziens. Mais, à concentration assez élevée, ils deviennent plus ou moins inhibiteurs (MELIN, 1960 cité par DOMMERGUES et MANGENOT, 1970).

Les extraits d'humus sont également stimulants ou toxiques suivant leurs origines et leur

concentration. L'influence de la végétation apparaît aussi dans la détermination des types de champignons intervenant dans la formation des complexes mycorhiziens.

Ils sont différents en prairie et en forêt. Dans ce dernier cas, ils apparaissent aussi variés suivant les associations (DOMMERGUES et MANGENOT, 1970).

Les excès en éléments minéraux comme l'azote, le phosphore et le potassium dans les sols interrompent les symbioses mycorhizienne. Dans la pratique forestière, BJORKMANN (1942) montre que le développement des mycorhizes est directement en fonction du niveau de fertilité des sols. Cependant l'infection mycorhizienne peut se développer dans le sol riche en Phosphore qui a un pouvoir fixateur élevé (PLENCHETTE et FARDEAU, 1988).

6- La double symbiose mycorhizienne

La plupart des espèces végétales soit 95% présentent des ectomycorhizes ou des endomycorhizes. D'autres espèces peuvent contracter les deux types.

BRUNDRETT et al. (1996) rapportent qu'en Australie la majeure partie des espèces utilisées dans les plantations forestières présentent les deux types de mycorhizes. Ces espèces appartiennent aux genres: Casuarina, Allocasuarina, Eucalyptus, Melaleuca, Acacia, Vapaca (MOYEERSOEN & FITTER, 1999).

Les deux types mycorhizes ont été également rapportés chez Salix (DHILLION, 1994; VANDER HEIJDEN, 2000) chez certaines Pinaceae (VARDOVAKIS, 1992; CAZARES & TRAPPE, 1993) et chez Populus (TRUSZKA WSKA, 1953; LODGE, 1989; LODGE & WENTWORTH, 1990).

7- Dégradation des polluants organiques et métalliques

La phytoremédiation consiste à utiliser les propriétés des plantes pour la réhabilitation des sites pollués. Deux de ses principaux aspects sont la phytostabilisation des polluants métalliques et la phytodégradation des polluants organiques. Ces mécanismes s'appuient sur l'effet direct des racines sur les polluants ou indirecte en stimulant la croissance et l'activité des micro-organismes du sol.

Selon le type de polluants, il est possible d'optimiser l'efficacité de la phytoremédiation en fonction du choix des espèces de plantes, de l'apport en éléments nutritifs ou encore de l'ajout

de composés tels que les sulfatants ou des chélatants agissant sur la mobilité des polluants. L'inoculation des micro-organismes symbiotiques permet de favoriser la croissance des plantes et celle de microflore spécifique, l'augmentation de la dégradation des polluants organiques. Les mycorhizes à arbuscules en particulier ont un rôle essentiel dans le fonctionnement de la majorité de plantes et possèdent aussi des propriétés intéressantes pour la phytoremédiation. Dans le cas des polluants métalliques, ils constituent une barrière biologique. Leur action repose sur deux mécanismes principaux limitant le transfert des métaux à la plante : la biosorption sur les parois fongiques et la séquestration intracellulaire. Les hyphes extra racinaires se révèlent aussi plus efficaces par rapport aux autres micro-organismes.

Dans le cas des polluants organiques, les mycorhizes à arbuscules augmentent la tolérance de leur plante hôte vis à vis des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) permettant une meilleure revégétalisation des sites pollués. Sous certaines conditions, une augmentation de la dégradation des HAP a aussi été observée dans la rhizosphère de la plante mycorhizée. La capacité dégradante des mycorhizes à arbuscules étant très faible, la dégradation des HAP pourrait être due à une modification des communautés microbiennes observée en présence des mycorhizes (JONER & LEYVAL, 2000).

Chapitre 03

| La phytoremédiation

1- La phytoremédiation

La phytoremédiation est définie comme étant un groupe de technologies qui utilise les plantes pour réduire, enlever, dégrader, ou immobiliser les contaminants présents dans les sols, les boues, les sédiments, les eaux de surface, les eaux souterraines ainsi que les eaux usées. Ces techniques sont applicables à une variété de contaminants, incluant les hydrocarbures pétroliers, les solvants chlorés, les métaux, les radionucléides, les nutriments, le pentachlorophénol et les HAP (Vishnoi et Srivastava, 2008). Les plantes ont grandement été étudiées, et ce, dans le but de comprendre les mécanismes qui régissent leur capacité à décontaminer les milieux pollués et le rôle qu'elles y jouent.

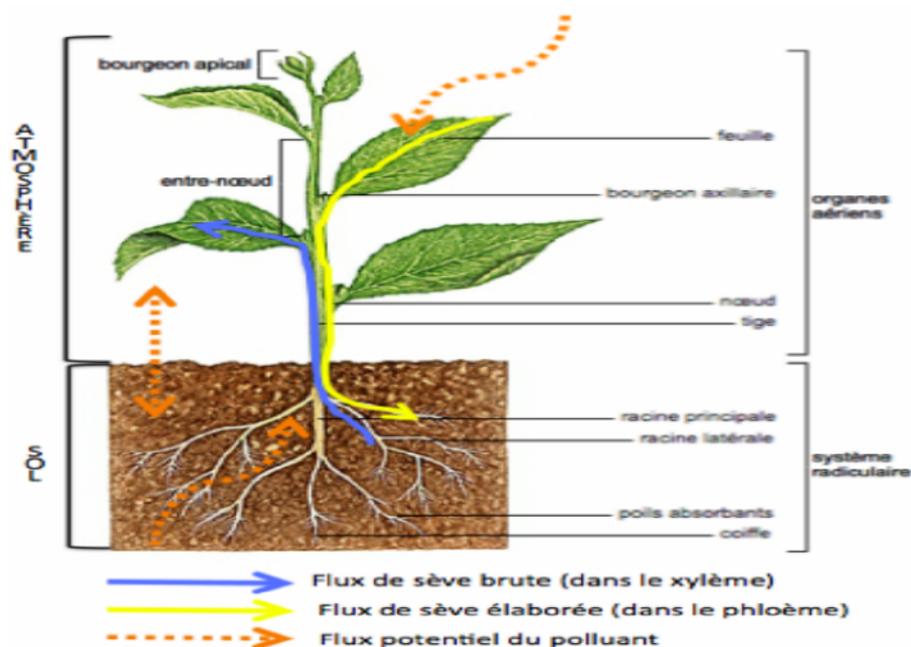
1-1-Le rôle des plantes

Les plantes sont des organismes dits autotrophes puisqu'ils fabriquent de la matière organique à partir de matière inorganique. Ce processus de conversion, appelé photosynthèse, consiste en la transformation de l'énergie solaire en énergie chimique afin de fixer le carbone sous forme de composés organiques. Voici une représentation abrégée de la photosynthèse: $3\text{CO}_2 + 6\text{H}_2\text{O} + \text{Lumière} \rightarrow \text{C}_3\text{H}_6\text{O}_3 + 3\text{O}_2 + 3\text{H}_2\text{O}$ (Raven et autres, 2007). Le dioxyde de carbone que les plantes prélèvent par les stomates provient de l'atmosphère tandis que l'eau et les minéraux nécessaires à leur développement sont captés au niveau des racines dans le sol. Dans les sols contaminés, on retrouve une multitude de contaminants pouvant être absorbés par les plantes sous différentes formes. Ainsi, les polluants présents en excès dans les sols peuvent être dégradés par plusieurs mécanismes biologiques, soit par la plante elle-même ou dans la rhizosphère par les microorganismes.

Il existe des interactions spécifiques et non spécifiques entre les plantes et les microorganismes présents dans le sol (Sicillano et Germida, 1998). Ces associations permettent entre autres aux bactéries et champignons d'avoir accès à une source importante de carbone. Cette grande disponibilité d'énergie fait en sorte que d'importantes populations de microorganismes dans la rhizosphère se développent à proximité des racines. Or, plusieurs avantages sont observés grâce à ces associations. Notamment, elles procurent une forme de protection au niveau des racines face aux

agents pathogènes présents dans le sol, cette barrière a pour fonction de les détruire (ITRC, 2009). De plus, les microorganismes peuvent rendre disponibles certains nutriments nécessaires à la croissance des plantes et du même coup faciliter leur absorption par les racines. Sans oublier que certaines bactéries ont la capacité de réduire la toxicité des contaminants afin que les plantes puissent croître sans effet négatif (Sicillano et Germida, 1998). L'utilisation d'organismes vivants afin de décontaminer les sols est une avenue qui permet de réduire les coûts associés aux techniques de décontamination traditionnelles, et les plantes en font partie. Elles sont utilisées afin de décontaminer les sols. Leur système racinaire permet d'explorer un large volume de sol et d'absorber les polluants qui y sont présents.

La figure 4 schématise l'entrée des polluants dans les plantes, elle peut se faire par les racines qui sont en contact avec la solution du sol ou simultanément par les feuilles qui sont en contact avec l'atmosphère (INERIS, 2002). Leur absorption s'effectue entre autres en fonction de la biodisponibilité des contaminants et des mécanismes qui opèrent



l'entrée vers la plante.

Figure 4: Schéma synthétisant les flux potentiels de polluants au sein de la plante et dans son environnement, ainsi que les flux de sèves brute et élaborée (Larouse, 2013)

Certaines plantes ont d'ailleurs développé des mécanismes de résistance contre certains polluants, que ce soit par la capacité de stocker des contaminants dans des zones non vitales de la plante ou par la capacité de les rendre moins nocifs pour l'environnement (San Miguel, 2011). C'est d'ailleurs le cas pour les plantes dites hyper accumulatrices qui peuvent emmagasiner dans leurs tissus des quantités de contaminants normalement toxiques pour la majorité des végétaux. La moutarde indienne (*Brassica juncea*) fait partie de cette catégorie de plantes puisqu'elle peut accumuler des quantités significatives de plomb et de cuivre (Labrecque et Lefebvre, 2006). De plus, d'autres types de végétaux que l'on nomme plantes à croissance rapide, comme les saules et les peupliers peuvent aussi être utilisés afin de réhabiliter les sites contaminés.

De nombreuses qualités sont associées à ces plantes ligneuses, dont les principales sont les suivantes : leur grand pouvoir d'évapotranspiration, leur rapidité de croissance, l'étendue de leur système racinaire ainsi que leur facilité de propagation végétative (Kuzovkina et Volk, 2009). Or, ces qualités procurent aux plantes à croissance rapide un avantage unique quant à leur efficacité de décontamination. D'ailleurs, les espèces faisant partie de la famille des Salicacées sont reconnues pour avoir un système racinaire très étendue, qui leur permet de capter beaucoup plus d'eau et de nutriments (Fortier, 2008). Des études menées par l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) ont démontré que certaines espèces de saules et de peupliers possédaient la capacité d'absorber de grandes quantités de métaux (Labrecque et Lefebvre, 2006). C'est pourquoi leur utilisation en phytoremédiation est de plus en plus fréquente, sans oublier que ces végétaux peuvent du même coup résoudre plusieurs autres problèmes environnementaux.

1-2-Les techniques de phytoremédiation

Les différents types de phytoremédiation ne sont pas exclusifs, c'est-à-dire qu'ils peuvent s'opérer simultanément. Le tableau 02 fait état des différents mécanismes qui peuvent s'opérer lors de la décontamination par phytoremédiation. Dans les prochaines sections, les différentes technologies seront décrites plus en détail afin de faire ressortir certains éléments comme leur efficacité, les avantages et inconvénients, les limites et

les coûts que le choix de cette phytotechnologie en question engendre.

Tableau 2: Vue d'ensemble des différentes technologies de phytoremédiation (EPA, 2000)

Mécanisme	But du processus	Milieu	Contaminants	Plantes
Rhizofiltration	Extraction et capture du contaminant	Eau souterraine et de surface	Métaux et radionucléides	Tournesol, moutarde indienne, jacinthe d'eau
Phytostabilisation	Contenir le contaminant	Sol, sédiments et boues	Arsenic, cadmium, chrome, cuivre, plomb et zinc	Moutarde indienne, peupliers hybrides, graminées
Phytoextraction	Extraction et capture du contaminant	Sol, sédiments et boues	Métaux: argent, cadmium, cobalt, chrome, cuivre, manganèse, mercure, molybdène, nickel, plomb et zinc Radionucléides : Strontium 90, Césium 137, Plutonium 129, Uranium 234 et 238	Moutarde indienne, Thlaspi, Alyssum, tournesol, peupliers hybrides
Phytodégradation	Détruire le contaminant	Sol, sédiments, boues, eau souterraine et de surface	Composés organiques, solvants chlorés, phénols, herbicides et munitions	Peupliers et herbes
Rhizodégradation	Détruire le contaminant	Sol, sédiments, boues et eau souterraine	Composés organiques (HAP, pesticides, solvants chlorés et BPC)	Peupliers hybrides, peuplier deltoïde, saules
Phytovolatilisation	Extraction du contaminant et relâchement dans l'atmosphère	Eau de surface, sol, sédiments et boues	Solvants chlorés et quelques composés inorganiques (arsenic, mercure et sélénium)	Peupliers

1 -2-1-Rhizofiltration

La rhizofiltration consiste en l'adsorption ou la précipitation sur les racines de la plante (ou l'absorption dans les racines) des contaminants présents dans l'eau souterraine, l'eau de surface ainsi que les eaux usées (UNEP, 2002; EPA, 2000). Cette technique est généralement utilisée afin de traiter les sites contaminés aux métaux et radionucléides comme le plomb, le cuivre, le zinc, le nickel, l'uranium, le césium et le strontium (EPA, 2000). La figure 5 nous montre le processus de rhizofiltration de l'arsenic avec des fougères.



Figure 5: Processus de Rhizofiltration de l'arsenic avec des fougères (Elles et *al.*, 2005)

Les plantes utilisées afin de décontaminer les eaux peuvent être de type terrestre ou aquatique (Ghosh et Singh, 2005). Afin que les plantes sélectionnées pour ce type de technique puissent effectuer une décontamination efficace du milieu, elles doivent préférentiellement posséder une grande surface de contact au niveau de leurs racines. Ces plantes, que l'on utilise pour effectuer la rhizofiltration, sont d'abord cultivées dans des serres et leurs racines sont dans l'eau avant d'être transplantées dans le milieu contaminé (EPA, 1999).

Or, lorsque les racines des plantes sont saturées en contaminant, les plantes sont récoltées et de nouvelles plantes vont être plantées afin de continuer le travail de décontamination (Gouvernement du Canada, 2008). Afin de recycler les contaminants qui se sont accumulés dans les racines des plantes, les plantes sont incinérées ou compostées (EPA, 1999).

Plusieurs types de plantes autant aquatiques que terrestres peuvent être utilisés afin de procéder à la décontamination des milieux humides. Leur utilisation se justifie par leur grande efficacité à filtrer les contaminants par leurs racines. De façon générale, les plantes aquatiques sont plus petites et possèdent un système racinaire à croissance lente comparativement aux plantes terrestres qui ont une plus grande biomasse et dont la croissance du système racinaire est plus rapide (EPA, 1999). Les plantes terrestres sont alors favorisées pour ce type de phytoremédiation puisqu'elles sont capables d'absorber une grande quantité de contaminants dans leurs racines (Eapen et autres, 2007). D'ailleurs, des études ont démontré que le tournesol (*Helianthus annuus L.*), en raison de ses racines, pouvait réduire la concentration de plusieurs contaminants. En effet, un étang près du désastre nucléaire survenu le 26 avril 1986 à Tchernobyl en Ukraine a été le lieu d'une décontamination par rhizofiltration. En deux semaines, une réduction de 90% du Strontium-90 fut observée, et le mérite est octroyé à *Helianthus annuus* (University of Hawaii, 2001). Malheureusement, plusieurs désavantages techniques sont associés à cette phytotechnologie dont le besoin d'ajuster constamment le pH afin d'obtenir une absorption optimale des métaux présents dans le milieu et celui de devoir d'abord faire croître les plantes en serre (Henry, 2000). Enfin, la rhizofiltration peut engendrer des coûts qui sont estimés entre deux et six dollars par 1000 gallons d'eaux traitées (EPA, 2000).

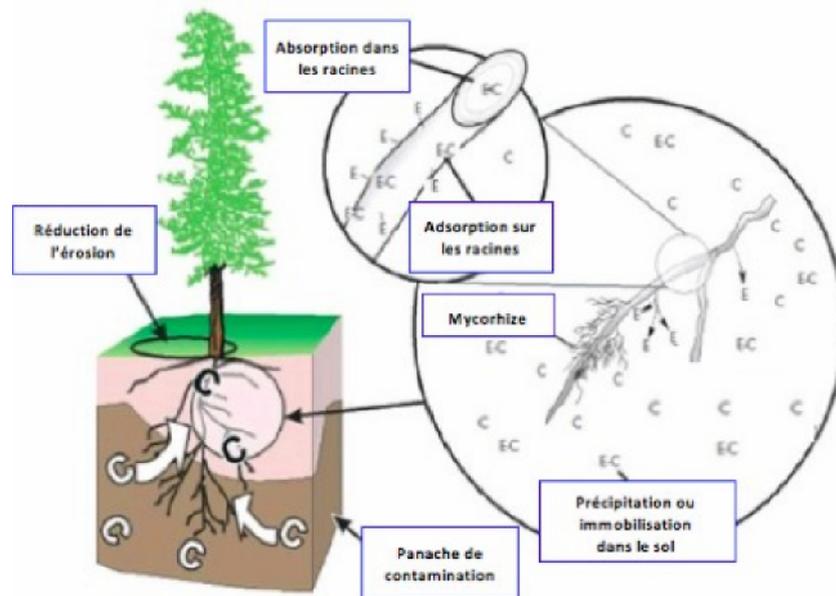
1-2-2-Phytostabilisation

La phytostabilisation est une technique de décontamination qui consiste à l'utilisation de plantes afin de contenir ou d'immobiliser les polluants (ADEME, 2013b). De ce fait, la mobilité des polluants est réduite ce qui prévient la migration du panache de contamination vers les eaux souterraines ou dans l'atmosphère (EPA, 1999).

La figure 6 illustre le principe qu'est la phytostabilisation. Cette technique est principalement utilisée afin de traiter les sols, les sédiments et les boues (EPA, 2000). Sans oublier qu'elle est très efficace dans les cas où l'on désire agir rapidement afin d'immobiliser les contaminants dans le but de préserver la nappe phréatique (ITRC, 1997). Les mécanismes biologiques impliqués durant la phytostabilisation sont l'absorption et l'accumulation des contaminants par les racines, l'adsorption sur les racines ou la précipitation dans la rhizosphère. La quantité d'eau qui s'infiltré dans le sol peut entraîner la formation de lixiviat contaminé. Ainsi, la présence des plantes réduit la quantité d'eau qui s'infiltré dans le sol et du même coup prévient l'érosion et le transfert de métaux toxiques vers d'autres compartiments comme la nappe phréatique et l'atmosphère (Ghosh et Singh, 2005). D'ailleurs, pour les métaux, qui ne peuvent évidemment pas être dégradés, la phytostabilisation est une avenue intéressante puisqu'elle prévient leur distribution dans l'eau de surface ou souterraine (Gouvernement du Canada, 2008). En effet, si l'on retrouvait des concentrations nocives de contaminants cela pourrait avoir un impact significatif sur les êtres vivants et l'environnement. Le choix des plantes est une étape qui ne doit pas être négligée lorsque l'on opte pour une technique de phytostabilisation. Ainsi, les plantes les mieux adaptées à la phytostabilisation sont des plantes qui doivent présenter de faibles niveaux d'accumulation des métaux dans leurs parties aériennes (Evans, 1997). La phytostabilisation peut nécessiter l'utilisation d'amendements fertilisants ou de stabilisants. C'est-à-dire qu'avant d'introduire les plantes sélectionnées pour la phytostabilisation, des agents alcalins, des phosphates, de la matière organique, des bio-solides et des oxydes minéraux sont ajoutés au sol. Cela a pour effet d'inactiver les contaminants, de prévenir le lessivage ainsi que de minimiser l'accumulation des contaminants dans les plantes (Huang et Chen, 2003). Enfin, plusieurs désavantages sont associés à ce type de phytoremédiation, dont celui qui se démarque le plus des autres par le fait que les contaminants restent en place.

De plus, un suivi constant et à long terme doit être effectué afin de prévenir le relâchement des contaminants dans l'environnement (EPA, 1999).

Un essai de phytostabilisation a été réalisé au parc minier Opémiska à Chapais au Canada.



Légende : C = Contaminant ; E = Exsudats (enzymes, alcools, phénols, hydrates de carbone et acides)

Figure 6: Représentation de la phytostabilisation (ITRC, 2001,)

Une variété d'avoine adaptée au climat nordique a été semée la première année. Des mycorhizes et de l'urée ont aussi été ajoutées. L'année suivante, cet engrais vert a été incorporé au sol. Ensuite, à l'abri d'un autre ensemencement d'avoine, un consortium de plantes (trèfle blanc, lotier et phléole des prés ou mil) a été établi (Figure 7). Après 11 ans, les plantes ont accéléré le phénomène de podzolisation (Figure 8). Comparé au podzol naturel situé à proximité (âgé d'environ 800 ans), le podzol recréé semble relativement stable. Il y a eu formation d'une croûte indurée à 15-20 cm de profondeur bloquant le passage de l'air et de l'eau. Dans cet horizon, il y a aussi eu déposition des métaux (Mn, Zn, Bo), et une diminution de leur infiltration vers la nappe phréatique. Entre 70 et 90 % de l'eau de pluie ruisselle maintenant à la surface du sol. On a ainsi réduit la lixiviation vers la nappe phréatique. Le niveau de cette nappe phréatique, auparavant élevé, s'est abaissé, minimisant le contact entre les résidus miniers et l'eau souterraine. Grâce aux légumineuses, aucun apport d'azote n'est nécessaire sur le site. Les plantes échantillonnées présentaient aussi un fort niveau de mycorhization. La technique adaptée au milieu nordique peut être utilisée sur d'autres sites miniers. (Anctil, 2013)



Figure 7: Phytostabilisation d'anciens résidus miniers à l'aide de centre et d'herbacées. Après une décennie, un sol propre à la croissance des végétaux s'est formé, et le trèfle permet d'y fixer l'azote atmosphérique (dans les nodules sur les racines). (BORDELEAU, 2016)



Figure 8: Phénomène de podzolisation, sous le couvert végétal, assurant une phytostabilisation avancée d'anciens résidus miniers impropres à la vie. (BORDELEAU, 2016)

1 -2-3-Phytoextraction

La phytoextraction est la méthode de phytoremédiation la plus utilisée compte tenu du fait qu'il y a isolation des polluants, sans altérer la structure et l'activité biologique des sols (Ghosh et Singh, 2005). Aussi appelée phyto-accumulation, la phytoextraction réfère à l'absorption des contaminants présents dans le sol par les racines de la plante.

Par la suite, ces contaminants sont transférés (ou transloqués) et accumulés dans les parties aériennes de la plante, comme les tiges et les feuilles, qui sont ensuite récoltées (EPA, 1999). La figure 9 illustre le principe de phytoextraction au niveau d'un sol contaminé. Certaines plantes sont appelées « hyper accumulatrices », puisqu'elles possèdent la capacité d'absorber une grande quantité de métaux comparativement aux autres plantes (UNEP, 2002). Ces plantes hyper accumulatrices doivent être capables d'accumuler au moins 1 000 mg d'un métal spécifique par kilogramme (kg) de matière sèche, sans qu'il y ait de dommage apparent sur leur physiologie (ITRC, 2009).

Selon une étude menée par Barbaroux et autres (2011), on apprend que les plantes du genre *Alyssum* peuvent concentrer dans leurs tissus jusqu'à 16,9 grammes (g) de nickel par kilogramme de matière sèche. Cette phytotechnologie est applicable autant au niveau des sols que des eaux polluées, il suffit de faire appel à des plantes aquatiques ayant la capacité d'accumuler de grandes quantités de polluants (Dabouineau et autres, 2005). Cependant, elle n'est efficace que sur les terrains possédant un niveau de contamination variant de faible à modéré afin que les plantes soient en mesure de croître convenablement (Padmavathiamma et Li, 2007).

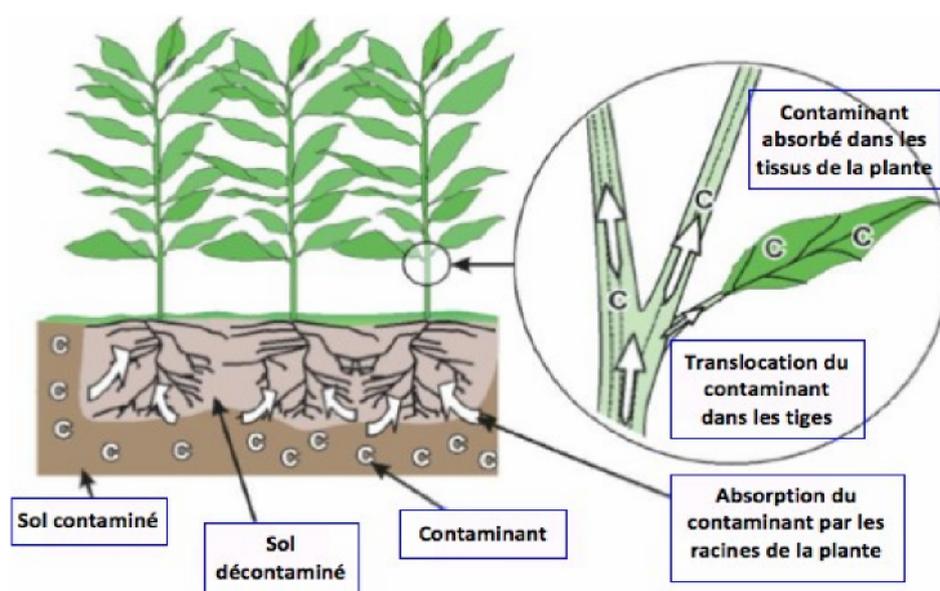


Figure 9 : Processus de phytoextraction, absorption des contaminants présents dans le sol (ITRC, 2001)

On distingue deux types de phytoextraction : induite et continue (Salt et autres, 1998). La phytoextraction induite nécessite l'ajout de chélateurs dans le sol afin d'augmenter la mobilité et l'absorption des contaminants dans la plante (Ghosh et Singh, 2005). Par exemple, l'ajout d'acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA) dans les sols, peut rendre le plomb bio disponible afin que celui-ci puisse être absorbé par la plante (Prasad, 2011).

Des complexes chélateurs/ions métalliques seront ainsi formés afin d'être absorbés par les racines (Dabouineau et autres, 2005).

Tandis que la phytoextraction continue dépend plutôt des capacités génétiques et physiologiques des plantes, c'est-à-dire que les plantes doivent être en mesure d'accumuler des quantités particulièrement élevées de contaminants durant leur vie (Peer et autres, 2006).

1-2-3-1- Les deux voies de la phytoextraction

Il existe deux voies principales pour la phytoextraction:

- la voie qui utilise des plantes accumulatrices à forte production de biomasse, comme par exemple *Brassica juncea* (ou moutarde indienne), dont la taille compense le faible pourcentage d'accumulation;
- la voie qui utilise des plantes de biomasse parfois plus faible, mais qui sont capables d'hyperaccumuler les éléments en traces. Découvertes dans les années 1930, ces plantes étaient considérées comme des curiosités botaniques jusqu'aux années 1990. Depuis, plus de quatre cents espèces ont été identifiées, capables d'extraire le nickel (*Alyssum murale*), l'arsenic (*Pteris vittata*, une fougère), le cadmium ou encore le zinc (*Arabidospis halleri* ou arabette de Haller, *Noccaea caerulea* ou tabouret calaminaire) (Figure 10). Ce sont des plantes extraordinaires, capables d'absorber des quantités d'éléments inhabituelles chez les végétaux dont les concentrations peuvent atteindre le même ordre de grandeur que les éléments majeurs comme l'azote, le phosphore et le potassium. Parfois même, on trouve davantage de nickel dans la plante que d'azote.

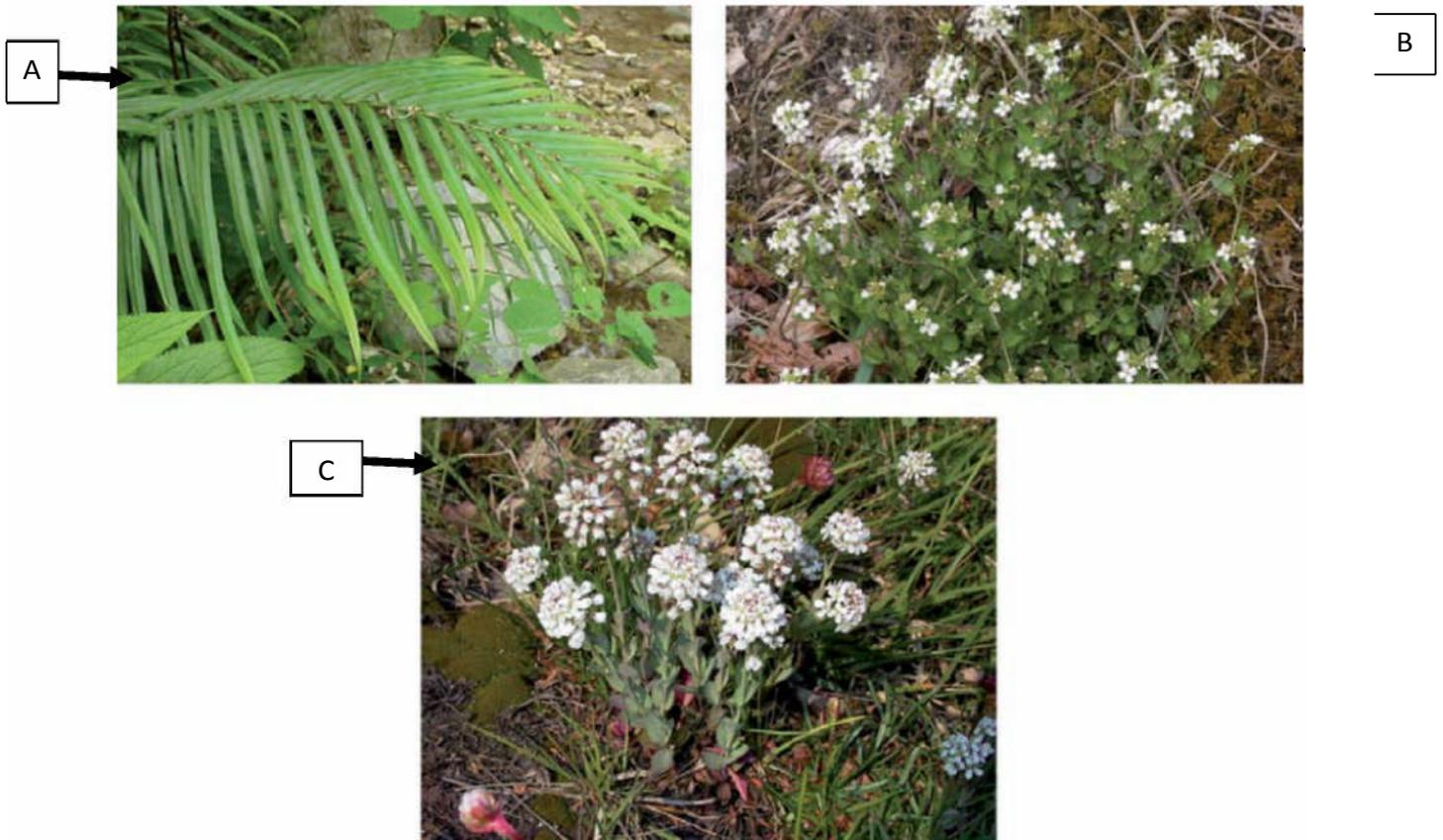


Figure 10: Les plantes hyperaccumulatrices réalisent le processus de phytoextraction. Fougère (A), arabettes de Haller (B), tabouret calaminaire (C)... ces plantes sont capables d'absorber d'impressionnantes quantités de métaux comme le nickel, l'arsenic et le cadmium. Reeves R., 2001.

Une fonderie en opération depuis plus de 40 ans dans la région de Montréal a entraîné la contamination de vastes étendues de terres par le zinc et le cadmium (>10 ha). Après un labour, 384 m² de terre ont étéensemencés avec un mélange d'herbacées (25 % agropyre à crête, 20 % féтуque rouge traçante Salsa, 20 % féтуque élevée Typton, 15 % raygrass vivace Vail, 11 % féтуque durette Slalon, 5 % lotier corniculé, et 4 % trèfle blanc). Trois souches de champignons mycorrhiziens ont été utilisées durant les essais (*Glomus intraradices*, *G. mossae* et *G. etunicatum*) (figure 8). Pendant l'été, de la verge d'or, de la vesce jargeau et du phragmite ont spontanément colonisé le terrain, jusqu'à représenter 10% de la biomasse. Après une saison de croissance, la végétation a produit environ 1,4 tonnes/ha de biomasse (humide; Figure 11). Le Zn, initialement très concentré dans le sol (>6200 mg/kg) a été fortement accumulé dans la biomasse végétale (1800 mg/kg). Le Cd (concentration dans le sol 32 mg/kg) a aussi été accumulé dans la biomasse (21 mg/kg). (Giasson et al ;2004)



Figure 11: Projet pilote de phytoextraction à l'aide d'un mélange d'herbacées

1 -2-4-Phytodégradation

La phytodégradation est couramment utilisée afin de dégrader les polluants organiques, comme les solvants chlorés, les herbicides, les insecticides et les hydrocarbures (Vishnoi et Srivastava, 2008). D'ailleurs, la figure 12 illustre le mécanisme qu'est la phytodégradation des contaminants organiques.

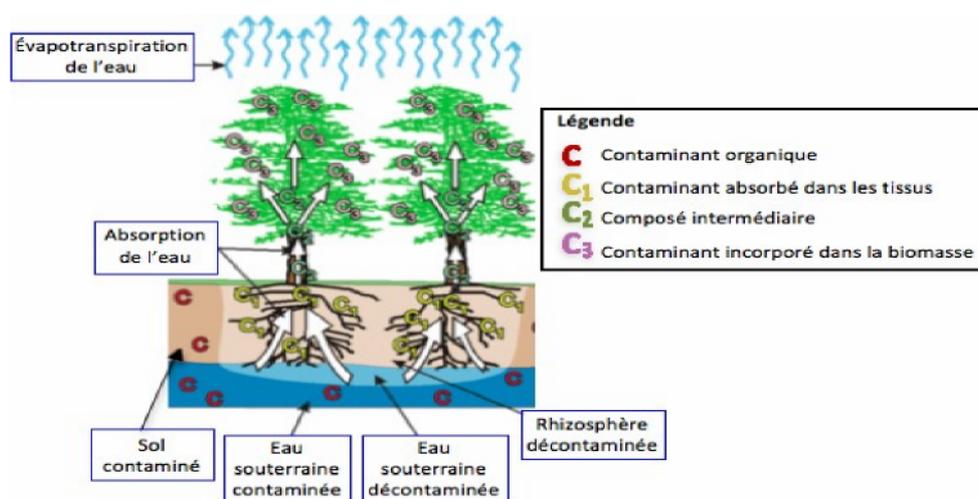


Figure 12: Phytodégradation des contaminants organiques (ITRC, 2001)

Cette technique de phytoremédiation, aussi appelée phytotransformation, consiste à la dégradation des polluants organiques en des molécules moins toxiques et plus simples (ADIT, 2006). Ces mécanismes de dégradation qui opèrent se font soit directement par le relâchement d'enzymes produites par la plante dans la rhizosphère ou sont le résultat de l'activité métabolique dans les tissus de la plante (Greipsson, 2011). Les enzymes impliquées dans la dégradation externe à la plante sont habituellement les déhalogénases, les oxygénases et les réductases (Black, 1995). Une fois dégradés, les contaminants vont être absorbés par la plante, incorporés aux tissus et utilisés comme nutriments afin de contribuer à la croissance de la plante (EPA, 1999).

La phytodégradation peut être utilisée autant pour la décontamination des sols que des eaux. Cependant, elle n'est pas une technique que l'on peut utiliser afin de décontaminer

les sols présentant des métaux lourds puisque ceux-ci ne se dégradent pas. Il est important de ne pas confondre phytodégradation avec rhizodégradation puisque ce sont deux techniques semblables, mais tout de même distinctes (voir plus bas). En d'autres mots, tout ce qui implique l'activité microbienne dans la rhizosphère ou la dégradation des contaminants par d'autres microorganismes comme les champignons est considéré comme étant de la rhizodégradation.

Les peupliers (*Populus* spp.) sont les végétaux les plus communément utilisés en phytoremédiation et plus particulièrement pour la phytodégradation. Ces arbres sont efficaces dans la décontamination puisqu'ils possèdent entre autres un haut taux de transpiration, ils tolèrent des concentrations élevées de contaminants organiques et s'établissent rapidement sur un site (Chang et autres, 2005). Bien que l'utilisation de végétaux qui ont la capacité de dégrader des composants organiques soit considérée comme une avenue plus environnementale comparativement aux techniques conventionnelles, certains désavantages y sont tout de même associés. Entre autres, la dégradation des contaminants peut produire des intermédiaires toxiques qui dans certains cas vont présenter des risques pour l'environnement (EPA, 2000).

1-2-5-Rhizodégradation

La rhizodégradation, aussi nommée phytostimulation, consiste en la dégradation des contaminants présents dans la rhizosphère par l'activité microbienne qui est favorisée par la présence des plantes (UNEP, 2002). La figure 13 illustre le mécanisme qu'est la rhizodégradation. Les plantes peuvent modifier les propriétés physico-chimiques et biologiques de la rhizosphère par la sécrétion d'exsudats par les racines et à la pénétration des racines dans le sol. Ces composés (sucres, acides aminés, acides gras, nucléotides, enzymes, etc.) qui varient selon les espèces vont avoir une influence positive sur les populations de microorganismes (Shimp et autres, 1993). Ainsi, lorsqu'un site est végétalisé, on pourrait retrouver une plus grande variété, une quantité plus élevée et une activité plus importante des microorganismes, ce qui entraîne une augmentation de la biodégradation des contaminants dans le sol (EPA, 2000). Notamment, certains microorganismes (levures, champignons ou bactéries) ont la capacité de dégrader des contaminants organiques comme les solvants et les hydrocarbures afin de les utiliser

comme source de nutrition et d'énergie (UNEP, 2002).

Dans la rhizosphère, on peut retrouver des associations plantes/microorganismes. Ces associations vont s'autosuffire, c'est-à-dire que les plantes vont fournir les nutriments nécessaires aux microorganismes tandis que ceux-ci vont s'assurer que les plantes sont en mesure de croître dans un sol approprié (ITRC, 2009). Récemment, des recherches ont démontré que lorsque le peuplier vivait en symbiose avec la bactérie *Methyl bacterium*

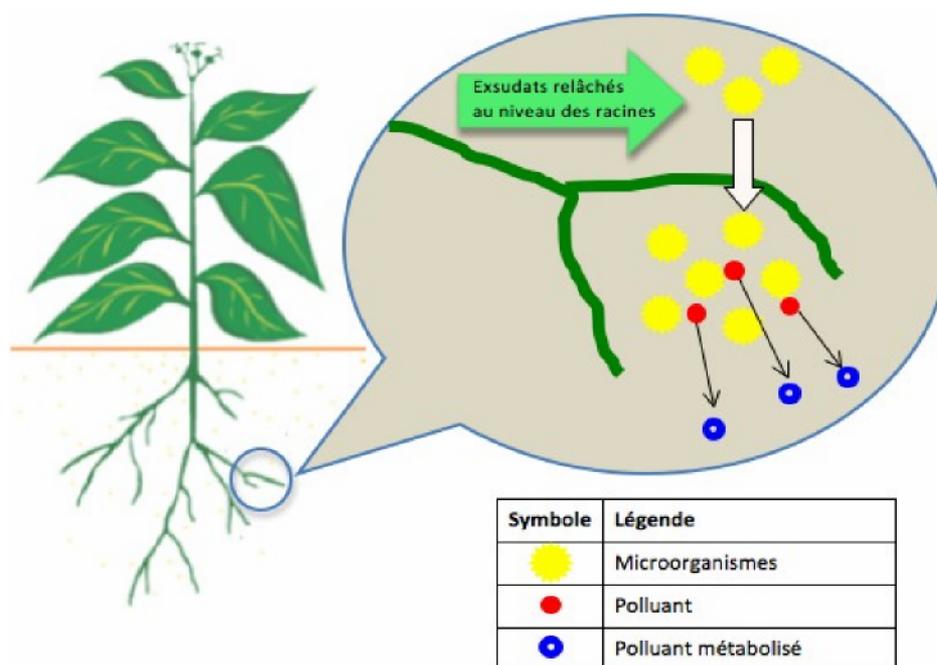


Figure 13: Mécanisme de rhizodégradation (Vila, 2006)

populum, il y avait minéralisation de certains explosifs, par exemple le 1,3,5-trinitroperhydro-1,3,5-triazine, mieux connus sous le nom de RDX (Van Aken, 2009). De plus, le mûrier (*Morus rubra*) qui produit des composés phénoliques peut être utilisé afin de décontaminer les sols par rhizodégradation. Ces composés stimulent la dégradation des BPC et des HAP par les bactéries (Olson et autres, 2003). De façon générale, cette technique de phytoremédiation est préférentiellement utilisée sur des sites qui présentent une contamination en surface ou peu profonde étant donné que la dégradation des polluants s'effectue dans la rhizosphère qui s'étend à seulement 1 millimètre (mm) des racines de la plante (EPA, 2000).

1 -2-6-Phytovolatilisation

La phytovolatilisation est définie comme suit : la plante va absorber les contaminants solubles par ces racines et les relâcher sous forme modifiée ou non par transpiration dans l'atmosphère au niveau de ces stomates (UNEP, 2002). Les contaminants pris en charge par cette technique de phytoremédiation sont généralement de type organique comme le trichloréthylène (TCE). Cependant, plusieurs études ont conclu que les contaminants inorganiques pouvaient aussi être dispersés sous forme volatile dans l'atmosphère par phytovolatilisation.

La figure 14 illustre la technique de phytovolatilisation, tant bien pour les polluants organiques que pour les éléments métalliques. Par exemple, le sélénium peut être volatilisé sous forme de diméthylsélénite par *Astragalus racemosus*, qui est une plante hyperaccumulatrice (Abdelly, 2006). De plus, certaines plantes peuvent être modifiées génétiquement afin d'être en mesure d'absorber une grande quantité d'un contaminant spécifique. C'est le cas des plantes de tabac (*Nicotiana tabacum*) qui ont été modifiées et qui suite à ces modifications peuvent absorber une grande quantité de méthylmercure, modifier chimiquement le polluant et volatiliser le substitut dans l'atmosphère à des concentrations relativement moins toxiques (ITRC,2009).

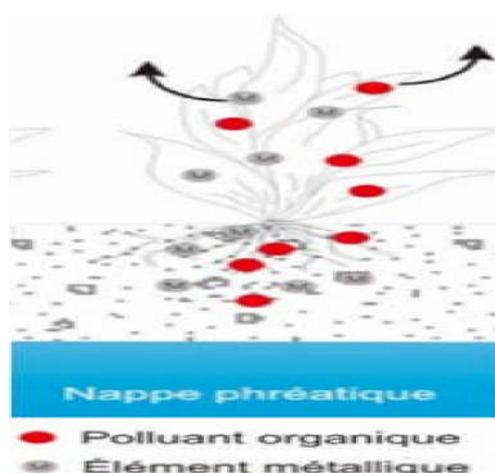


Figure 14: Schéma de la phytovolatilisation (COLOMBANO et autres, 2010)

D'ailleurs, le tulipier de Virginie (*Liriodendron tulipifera*) s'est vu insérer des gènes modifiés d'*Escherichia coli* afin d'améliorer sa capacité à volatiliser le méthylmercure présent dans les sols contaminés (Greipsson, 2011). Le peuplier est l'espèce de plante la plus utilisée afin de phytovolatiliser les composés organiques volatils (COV) (Pilon --- Smits, 2005). En effet, dû au haut taux de transpiration qu'ils possèdent, les peupliers sont en mesure de décontaminer les eaux souterraines, les sols, les sédiments et les boues (EPA, 2000). Une étude a démontré que des peupliers hybrides ont pu enlever près de 97 % des 50 parties par million (ppm) de TCE présent dans des eaux polluées, et ce, en deux ans (Newman et autres, 1997).

Bien que cette technique de phytoremédiation soit considérée comme une mesure verte en comparaison aux techniques conventionnelles, il est tout de même nécessaire de considérer les risques qui sont associés au transfert des contaminants dans l'atmosphère. On parle ici des risques pour la santé humaine et l'environnement (Vishnoi et Srivastava, 2008).

1-3-Efficacité

Lorsque l'on opte pour une technique de phytoremédiation afin de décontaminer les sols, on fait le choix d'inscrire un projet qui répond aux objectifs du développement durable. La phytoremédiation est efficace là où la contamination est considérée comme faible à moyenne étant donné que les végétaux doivent être en mesure de croître convenablement. Bien que la phytoremédiation puisse prendre plusieurs années à décontaminer un site, la durée du traitement va dépendre de plusieurs facteurs. Par exemple, la concentration des contaminants présents sur le site, la zone de contamination, le type de plante sélectionnée ainsi que la durée de la saison de croissance (EPA, 2012). Des projets pilotes ont cours au Québec et les résultats sont prometteurs quant à l'efficacité de cette phytotechnologie (Pitre et *al.*, 2010; Guidi et *al.*, 2012).

1-4-Avantages

La phytoremédiation est de plus en plus utilisée de nos jours puisqu'elle contribue au

maintien de la structure des sols étant donné qu'elle ne nécessite aucune excavation (EPA, 2012). En plus d'être reconnue comme un choix économique comparativement aux techniques de décontamination conventionnelles, la phytoremédiation est largement acceptée par le grand public puisque peu d'impacts y sont associés. Plusieurs autres avantages sont attribués à cette technique de décontamination, dont la quantité de résidus générés par la phytoremédiation. Cela dit, lorsque l'on a recours à des technologies classiques, le volume de matière à enfouir ou à incinérer est plus élevé que si l'on utilise la phytoremédiation (réduction de plus de 95 %) (Forget, 2004; Ghosh et Singh, 2005).

1-5-Limites

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

niveau de décontamination acceptable.

Finalement, bien que certaines plantes soient reconnues pour accumuler des quantités élevées de contaminants, le choix des plantes en phytoremédiation doit être réfléchi. Cela dit, il est préférable de ne pas opter pour des plantes qui ne sont pas natives au site où la décontamination *in situ* a lieu et d'éviter celles qui sont envahissantes. Ces précautions vont contribuer au maintien de la biodiversité déjà en place (Ghosh et Singh, 2005).

1-6-Coûts

De nombreux avantages sont associés à la phytoremédiation, dont le faible coût de décontamination qui peut être jusqu'à dix fois moins élevé que les techniques conventionnelles (Peer et autres, 2006). À titre de comparaison, les coûts associés aux techniques conventionnelles de décontamination, comme l'excavation sont estimés entre 400 000 \$ et 1 700 000 \$ US pour un site d'une acre contaminé au plomb à une profondeur de 50 centimètres (cm) tandis que seulement 60 000 à 100 000 \$ US seraient nécessaires afin de décontaminer ce même site selon une technique de phytoremédiation (Khan et autres, 2004). Sans oublier que ces coûts qui sont relativement faibles comparativement à l'excavation peuvent être amortis sur plusieurs années (Forget, 2004).

1-7-Plantes, microorganismes et autres amendements

Il existe plus de 800 espèces végétales qui potentiellement peuvent être utilisées pour la phytoremédiation (ADIT, 2006). D'ailleurs, les plantes hyper accumulatrices sont celles que l'on privilégie lorsqu'il est question de décontaminer un site selon les techniques de phytoextraction. Ces plantes sont préférées aux autres puisqu'elles ont la capacité d'accumuler de grandes quantités de contaminants sans effet notable sur leur morphologie. La moutarde indienne (*Brassicajuncea*) en est un exemple puisqu'elle est souvent utilisée pour la phytoextraction du plomb et du cuivre (Labrecque et Lefebvre, 2006). On s'intéresse aussi de plus en plus aux plantes à croissance rapide comme le

saule et le peuplier de par leur grande capacité de croissance aérienne et racinaire, ce qui

leur permet d'accumuler de grandes quantités de contaminants dans leur biomasse (*Ibid*).

La présence des bactéries peut aussi influencer la phytoremédiation puisque ces microorganismes peuvent avoir un impact positif sur le développement et la croissance des plantes en place sur un site contaminé (Glick, 2003). Les bactéries vont entre autres améliorer la capacité des plantes à absorber les métaux présents dans les sols par trois mécanismes distincts: (1) augmenter la surface racinaire et la production de racines, (2) augmenter la biodisponibilité des polluants, ou (3) faciliter le transfert des éléments solubles de la rhizosphère vers la plante (Weyens et autres, 2009). Certaines associations plantes/bactéries vont procurer un avantage aux plantes en y affectant l'expression des gènes dans celles-ci. Lors d'une étude réalisée par Kuffner et al., (2008), il a été observé que l'absorption du zinc et du cadmium est augmentée lorsque l'espèce de saule (*Salix caprea* L.) est inoculée avec la bactérie *Streptomyces* AR17.

Une autre option peut être envisagée afin de décontaminer les sols, allier champignons et plantes. Les champignons endomycorhiziens à arbuscules sont utilisés afin de renforcer les plantes et d'accroître leur capacité à diminuer la concentration des contaminants présents dans le sol (ADIT, 2006). Ces champignons endomycorhiziens à arbuscules agissent comme une extension du système racinaire des plantes en formant un mycélium autour des racines, ce qui permet aux plantes d'avoir accès à un plus grand volume de sol (Gamalero et al., 2009; Meier et al., 2012). Ces effets sur la croissance des plantes ne sont pas les seuls avantages que procurent les associations champignons endomycorhiziens à arbuscules et les plantes. D'ailleurs, l'utilisation de champignons en phytoremédiation est une avenue qui peut offrir une amélioration de l'absorption des nutriments (phosphore et azote) et des polluants ainsi qu'une meilleure croissance des plantes (Rosendahl, 2008; Fillion et autres, 2011).

En milieux naturels, des régions polaires aux régions tropicales, 80 % à 90 % des plantes sont colonisées par des champignons mycorhiziens (Rosendahl, 2008; Gamalero et al.,

2009). Une étude menée par Ultra et al., (2007) a démontré que le tournesol (*Helianthus annuus* L.) inoculé d'un champignon endomycorhizien à arbuscule, soit le *Glomus*

aggregatum, réduisait les symptômes dus à la toxicité de l'arsenic présent dans les sols contaminés au Japon. De plus, plusieurs recherches sont en cours et ont pour but de démystifier ce que l'on appelle la bioremédiation, qui est une technologie qui combine plantes, champignons et bactéries. Cette biotechnologie est bien entendu une avenue possible pour la décontamination des sols dans le monde.

Les techniques de phytoremédiation sont souvent limitées par la biodisponibilité des contaminants présents dans les sols. C'est pourquoi dans certains cas des amendements sont ajoutés au sol à décontaminer afin d'augmenter la biodisponibilité des contaminants et du même coup de faciliter leur absorption par les plantes (Pilon-----Smits, 2005).

Le choix du type d'amendement est important, cet agent doit réduire le potentiel de migration des polluants toxiques tout en facilitant leur absorption par les plantes (Malaviya et Singh, 2012). D'après une étude menée par Shahandeh et Hossner (2002) on constate que l'ajout d'acide citrique permet d'augmenter le taux d'absorption de certaines plantes (*Brassica juncea*) visant à extraire l'uranium d'un sol contaminé. De plus, l'agent chélateur EDTA peut être ajouté dans les sols afin d'améliorer l'extraction des métaux dans les sols contaminés, cependant puisqu'il est que très peu biodégradable, il peut persister très longtemps dans le sol (Abbas et Abdelhafez, 2013).

2-Utilisation de champignons mycorhiziens à arbuscule en phytoremédiation

Une limitation importante de la phytoextraction est la longue durée du procédé. Quelques solutions ont été suggérées pour accélérer l'extraction des métaux du sol, entre autres par l'exploitation d'une symbiose avec des champignons mycorhiziens à arbuscule. Ainsi, un nombre élevé d'études tentent de mesurer le potentiel des champignons mycorhiziens à arbuscule en phytoremédiation (Audet et Charest 2007; Hildebrandt et al. 2007).

Des résultats apparemment contradictoires ont été rapportés par les diverses études.

Dans certains cas, la présence de champignons mycorhiziens à arbuscule résulte en une augmentation des concentrations des métaux dans les tissus aériens des végétaux (Davies et al. 2001; Diaz et al. 1996; Guo et al. 1996; Joner et Leyval 2001; Leung et al. 2006; Liao et al. 2003; Liu et al. 2005). Dans d'autres cas, des réductions des concentrations des métaux dans les tissus aériens des plantes associées à des champignons mycorhiziens à arbuscule ont été mesurées (Heggo et al. 1990; Vogel-Mikus et al. 2006). En effet, les champignons mycorhiziens à arbuscule peuvent limiter la translocation des métaux en liant les métaux à leur paroi cellulaire, composée de chitine et de mélanine, ou en séquestrant les métaux sous formes complexés dans des vacuoles (Gonzalez-Chavez et al. 2002; Joner et Leyval 2001). Ainsi, dans ce cas, l'association aux champignons mycorhiziens à arbuscule pourrait plutôt favoriser la tolérance des plantes aux métaux (Hildebrandt et al. 2007). Ces conclusions différentes pourraient être dues aux variations des caractéristiques des sols, des plantes hôtes, des différents métaux, ou de la densité des racines (Joner et Leyval 2001). Après une comparaison exhaustive des études publiées à ce sujet, Audet et Charest (2007) concluent que les champignons mycorhiziens à arbuscule augmenteraient la capacité d'extraction de plantes sur des sites faiblement contaminés, alors que sur des sites hautement contaminés les champignons mycorhiziens à arbuscule diminueraient la biodisponibilité des métaux et ainsi réduiraient la capacité des plantes à extraire ceux-ci. Conséquemment, les champignons mycorhiziens à arbuscule ne seraient un avantage en phytoextraction que sur des sites faiblement contaminés aux métaux lourds.

Plusieurs études ont vérifié l'effet de l'association des champignons mycorhiziens à arbuscule avec des plantes hyperaccumulatrices (par exemple: Diaz et al. 1996; Heggo et al. 1990; Leung et al. 2006; Malcova et al. 2003). De plus, comme les saules et les peupliers forment des ectomycorhizes, ce type de symbiose a été étudié à quelques reprises en phytoremédiation. Baum (2006) ont trouvé que l'association ectomycorhiziens entre le *Paxillus involutus* et le *S. x dacyclados* augmente sa production de biomasse ainsi que l'accumulation du cadmium, du zinc et du cuivre dans ses tissus aériens par rapport aux plantes témoins. Ainsi, ces chercheurs suggèrent l'utilisation de cette ectomycorhize pour accroître la capacité d'accumulation de métaux des saules. Également, Sell et al. (2005) ont vérifié l'effet de trois champignons ectomycorhiziens avec le *S. viminalis* et le *P. canadensis* sur des sols faiblement contaminés. Ils ont mesuré une augmentation de 100 % des concentrations du cadmium dans les *P. canadensis* infectés avec le *Paxillus involutus*, alors qu'aucun effet n'a été mesuré chez les *S. viminalis*.

Cependant, les effets de l'association de champignons mycorhizes à arbuscules aux saules et aux peupliers en phytoremédiation est un sujet très peu abordé dans la littérature. À notre connaissance, une seule étude portant sur les effets de champignons mycorhizes à arbuscules associés à des clones de *Populus* a été publiée. Lingua et al. (2008) ont analysé deux clones, Villa franca (*Populus. alba*) et Jean Poutet (*Populus. nigra*) inoculés ou non avec les champignons mycorhizes à arbuscules *Glomus. mosseae* ou *Glomus. intraradices* et plantés dans un sol artificiellement contaminé au zinc. Ils ont mesuré une faible colonisation des racines par les champignons mycorhizes à arbuscules, soit en dessous de 20%. La production de biomasse des plantes inoculées avec du *Glomus. mosseae* a été supérieure, alors que la biomasse n'a pas été modifiée chez les plantes inoculées avec du *Glomus. intraradices* comparativement aux plantes témoins, non inoculées. Tous les clones inoculés avec du *Glomus. mosseae* ont montré des concentrations plus faibles de zinc dans leurs tissus aériens ainsi qu'un transfert sol-feuilles restreint. Chez les clones Villa franca associés au *Glomus. intraradices*, les concentrations de zinc ont été limitées comparativement aux plantes témoins, alors que les clones Jean Poutet en symbiose avec cette même espèce mycorhize à arbuscule ont accumulé des concentrations de zinc similaires aux plantes témoins. Ainsi, cette étude démontre que les réponses des plantes sont différentes dépendamment de l'espèce végétale hôte ainsi que de l'espèce de champignons mycorhizes à arbuscules associée.

Chapitre 4



Discussion

Discussion

L'exploitation de la nature par les activités industrielles a eu pour conséquence de dégrader l'environnement. L'une des principales préoccupations environnementales est la pollution atmosphérique et la pollution des sols par les métaux.

La notion de pollution du sol désigne toutes les formes de pollution touchant n'importe quel type de sol (agricole, forestier, urbain), elle peut être diffuse ou locale. Les polluants du sol les plus courants et les plus recherchés sont : les métaux lourds.

Dans le sol, l'absorption d'un métal par les plantes est grandement influencée par certains facteurs comme le pH, le régime hydrique, la composition en argile et en matière organique, la capacité d'échange cationique et la présence d'autres éléments traces (Bélangier, 2009). Le rôle de certains de ces éléments dans la vie des plantes est important car ils interviennent dans plusieurs réactions cellulaires. Ce sont des oligo-éléments bénéfiques à des faibles concentrations. Les symptômes de toxicité associés aux métaux lourds dépendent de leur mobilité à l'interface sol-plante et à l'intérieur de la plante, mobilité qui détermine la concentration endogène du métal (Aoun, 2008). Les effets des métaux lourds sur les plantes les plus habituels consistent en une réduction de la croissance, perte de chlorophylle, apparition de taches nécrotique, perturbation du métabolisme... etc.

Il est généralement admis que les microorganismes sont plus sensibles aux métaux lourds que les plantes ou les animaux vivant dans les sols pollués (Giller et al., 1998), mais toutes fois cela dépend de la concentration de ces derniers dans le sol pollué; à une faible concentration ils sont bénéfiques tel que le cobalt, le fer, le nickel et le zinc sont indispensables à plusieurs processus biologiques, mais ils deviennent toxiques à des concentrations très élevées (Monchy, 2007).

La décontamination des sites pollués est, aujourd'hui, devenue une nécessité croissante. Les zones contaminées sont vouées à être requalifiées. De plus, la diversité des polluants et donc leurs propriétés physico-chimiques accentuent la difficulté de cette décontamination, Plusieurs voies d'élimination des métaux lourds polluants le sol sont étudiées (Gaudu, 2014).

L'étape de conception et de mise en place dépend principalement des contaminants, selon l'organigramme visant à identifier la phytotechnologie appropriée pour la décontamination des sols pollués par les métaux lourds (ADEME, 2012), on distingue deux approches.

En premier lieu, pour la maîtrise des ETM il existe une méthode de phytoremédiation qui est la phytostabilisation qui consiste à l'utilisation de plantes afin de contenir ou d'immobiliser les polluants (ADEME, 2013b). De ce fait, la mobilité des polluants est réduite ce qui prévient la migration du panache de contamination vers les eaux souterraines ou dans l'atmosphère (EPA, 1999). Cette technique est principalement utilisée afin de traiter les sols, les sédiments et les boues (EPA, 2000). Sans oublier qu'elle est très efficace dans les cas où l'on désire agir rapidement afin d'immobiliser les contaminants dans le but de préserver la nappe phréatique (ITRC, 1997). Pour les métaux, qui ne peuvent évidemment pas être dégradés, la phytostabilisation est une avenue intéressante puisqu'elle prévient leur distribution dans l'eau de surface ou souterraine (Gouvernement du Canada, 2008). Parmi les espèces les plus efficaces dans cette technique de phytoremédiation, on cite les peupliers hybrides qui ont la capacité de croître très rapidement sur tous les types de sols.

En second lieu, pour la maîtrise et la réduction des ETM il existe deux méthodes efficaces qui sont: la rhizofiltration qui est spécifiquement utilisée dans la décontamination des eaux souterraines et de surface. En forêt, nous constatons que la méthode la plus adaptée et efficace pour la réhabilitation des sols pollués par les ETMs est sans doute la phytoextraction qui est la plus utilisée compte tenu du fait qu'il y a isolation des polluants, sans altérer la structure et l'activité biologique des sols (Ghosh et Singh, 2005). Aussi appelée phytoaccumulation, la phytoextraction réfère à l'absorption des contaminants présents dans le sol par les racines de la plante. Par la suite, ces contaminants sont transférés (ou transloqués) et accumulés dans les parties aériennes de la plante, comme les tiges et les feuilles, qui sont ensuite récoltées (EPA, 1999). Selon Salt et al., (1998) la phytoextraction peut être appliquée de deux manières différentes; induite qui consiste à l'ajout de chélateurs dans le sol tel que l'acide éthylène diamine tétra acétique (EDTA) pour l'augmentation de la mobilité et l'absorption des contaminants par la plante (Ghosh et Singh, 2005). Tandis que la phytoextraction continue dépend plutôt des capacités génétiques et physiologiques des plantes, c'est pour cela que certaines espèces sont modifiées génétiquement pour augmenter leur biomasse et ainsi en faire des hyper accumulatrices.

La phytoremédiation contribue au maintien de la structure des sols étant donné qu'elle ne nécessite aucune excavation (EPA, 2012). Elle est très appréciée par le grand public du fait à

son moindre coût et son faible impact sur l'environnement. Plusieurs autres avantages sont attribués à cette technique dont la faible quantité de résidus générés par rapport aux autres méthodes (réduction de plus de 95%) (Forget, 2004; Ghosh et Singh, 2005), elle est applicable à une grande variété de sites contaminés (sol et eaux souterraines) et l'embellissement de ces derniers.

L'efficacité de cette technique afin de décontaminer un site dépend de plusieurs facteurs comme la concentration présente dans la zone et le type de plante sélectionnée ainsi que la durée de la saison de croissance (EPA, 2012).

La phytoremédiation nécessite beaucoup moins de travail et ne perturbe aucunement l'environnement naturel du site contaminé. La phytoremédiation est un processus lent, mais c'est une excellente utilisation des ressources naturelles existantes. Le développement de cette technique à grande échelle est encore limité en raison de l'indisponibilité de plantes avec les caractéristiques souhaitées.

Pour optimiser cette technique l'association avec des champignons mycorhiziens pourrait permettre d'augmenter l'assimilation des métaux lourds par la plante. L'impact de la colonisation mycorhizienne appliquée à la phytoremédiation des sols contaminés avec des métaux lourds a donné des résultats intéressants. Des expériences en serre ont montré que l'extraction de métaux (Zn, Cd, As, et Se) est généralement plus élevée dans les plantes colonisées par *Glomus* que dans les plantes sans symbioses mycorhiziennes (Giasson et al. 2005).

Plusieurs études ont montré l'effet de l'association des champignons mycorhiziens arbusculaire avec des plantes hyperaccumulatrices (par exemple: Diaz et al. 1996; Heggo et al. 1990; Leung et al. 2006; Malcova et al. 2003). De plus, comme les saules et les peupliers forment des ectomycorhizes, ce type de symbiose a été étudié à quelques reprises en phytoremédiation. Baum (2006) ont trouvé que l'association ectomycorhizienne entre le *Paxillus involutus* et le *Salix. x dacyclados* augmente sa production de biomasse ainsi que l'accumulation du cadmium, du zinc et du cuivre dans ses tissus aériens par rapport aux plantes témoins. Ainsi, ces chercheurs suggèrent l'utilisation de cette ectomycorhize pour accroître la capacité d'accumulation de métaux des saules. Également, Sell et al. (2005) ont vérifié l'effet de trois champignons ectomycorhiziens avec le *Salix. viminalis* et le

Populus.canadensis sur des sols faiblement contaminés. Ils ont mesuré une augmentation de

100 % des concentrations du cadmium dans les *Populus. canadensis* infectés avec le *Paxillus involutus*, alors qu'aucun effet n'a été mesuré chez les *Salix. viminalis*.

Des recherches menées par Lingua et al. (2008) ont démontré que la production de la biomasse a été supérieure lorsque le *Populus. alba* et le *Populus. nigra* ont été associés avec le champignon mycorhizien à arbuscule *Glomus. mosseae*, la concentration du Zn au niveau de leurs tissus aériens sont faibles, par contre il n'y a pas eu de modification au niveau de la biomasse entre les clones *Populus* et le champignon mycorhizien à arbuscule *Glomus. intraradice*, aussi les concentrations de zinc ont été limitées comparativement aux plantes témoins, alors que les clones *Populus. nigra* en symbiose avec cette même espèce mycorhizienne à arbuscule ont accumulé des concentrations de zinc similaires aux plantes témoins. Ainsi, cette étude démontre que les réponses des plantes sont différentes dépendamment de l'espèce végétale hôte ainsi que de l'espèce de champignons mycorhiziens à arbuscule associée.



Conclusion générale

Conclusion

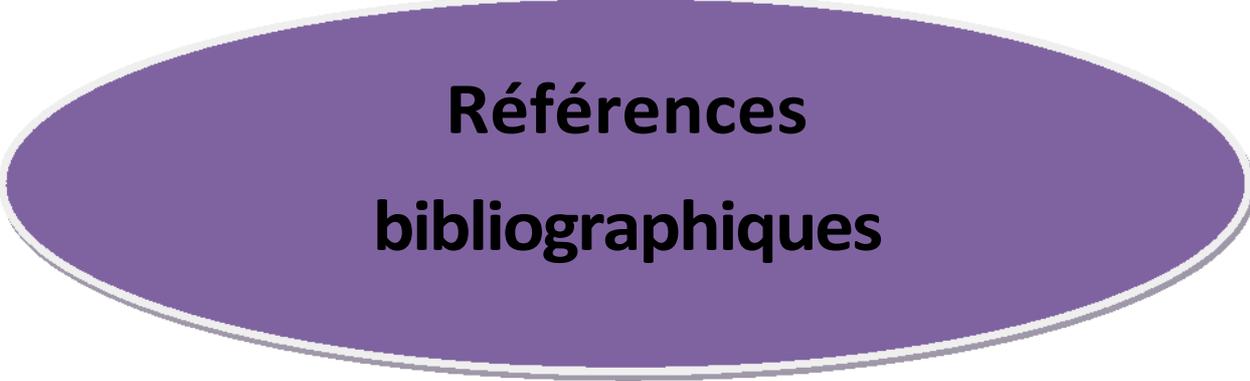
Les polluants qui perturbent l'environnement sont très nombreux, parmi eux, les métaux lourds qui sont considérés comme polluants à haut risque, leurs effets sur les écosystèmes et leurs mécanismes de transfert du sol vers la végétation sont sujets de plusieurs études à travers le monde. Ces derniers peuvent s'accumuler dans les plantes, on les retrouve naturellement dans la croûte terrestre à des concentrations inférieures à 0,1 % sans qu'ils aient d'effet négatif sur l'environnement (Baize, 2013). Mais, ils peuvent aussi provenir de diverses activités humaines, telles les activités minières, industrielles et agricoles. Bien que certains ÉTM soient essentiels au développement des plantes (bore, cuivre, fer, manganèse, molybdène, nickel et zinc) si leur concentration est trop élevée, ils peuvent devenir nocifs (Giroux et autres, 2008). Dans des situations de contamination anthropiques des sols, une réhabilitation des lieux doit être envisagée. Cependant, chaque cas est différent et c'est pourquoi il est important de caractériser les lieux, d'évaluer les méthodes de réhabilitation possibles sur le site à décontaminer et de voir à sa faisabilité autant technique qu'économique. Le tout dans un but commun de protéger la santé humaine et l'environnement (Chevrier ;20 13).

Bien que la phytoremédiation ne soit pas applicable dans toutes les situations, elle reste tout de même une option intéressante dans les conditions où sa mise en place est possible. Elle constitue un choix responsable envers la société et la planète et peut aussi être économique lorsque les conditions de terrain le permettent. De plus, combinée à la bioremédiation, les champignons symbiotiques des plantes, en particulier les champignons mycorhiziens à arbuscules (MA), jouent un rôle important dans les sols puisqu'ils colonisent la grande majorité des plantes et qu'ils sont impliqués dans le prélèvement et le transfert des éléments essentiels et non essentiels vers la plante. Ayant coévolué avec les plantes depuis des millions d'années, les champignons MA ont établi une étroite collaboration avec leur plante hôte. Ils contribuent à la nutrition végétale en prélevant des nutriments peu disponibles pour la plante et améliorent ainsi sa croissance. Le champignon échange alors ces éléments essentiels contre des molécules carbonées (sucres), issues de la photosynthèse, indispensables à son propre développement. De plus, la colonisation mycorhizienne favorise la croissance des plantes en conditions de stress (biotiques ou abiotiques), en particulier en présence de concentrations en ETM élevées

dans le sol. Par ces différentes actions dans la rhizosphère, la contribution des champignons MA au transfert des ETM aux plantes peut ainsi être importante (REDON; 2009).

Nous pourrions conclure que la phytoremédiation, comme technique de réhabilitation et décontamination des sols contaminés, est une avenue tout à fait possible qui peut s'appliquer dans notre pays. Il est temps de prendre en main cette technologie émergente et de l'amener à un notre stade. En d'autres mots, rendre la phytoremédiation compétitive par rapport aux techniques conventionnelles de réhabilitation comme l'excavation et l'enfouissement et que les avantages de la phytoremédiation soient mises en avant, afin de former un avantage notable pour les acteurs qui décideront de la technologie de réhabilitation des sols. En parle ici de la réutilisation des métaux extraits des végétaux qui possèdent une valeur commerciale, des coûts minimales associées à cette technologie, des effets bénéfiques sur la santé humaine et l'environnement.

La phytoremédiation ouvre la perspective d'une reconquête des terres dégradées par la pollution, de la production de biomasse valorisable et de la récupération de métaux utiles, le tout a un coût modéré en énergie fossile, puisque le procédé repose sur la photosynthèse. Pour atteindre ce but, un effort de recherche est cependant encore nécessaire sur la chimie des polluants dans le sol et pour la sélection de cultivars spécifiques à la phytoremédiation (Stengel. P et *al.*, 2009).



**Références
bibliographiques**

Références bibliographiques

A

Aoun, M. 2008. Action du cadmium sur les plants de moutarde indienne [*Brassica juncea* (L.) Czern] néoformés à partir de couches cellulaires minces et issus de semis. Analyses physiologiques et rôle des polyamines. Thèse de doctorat de l'université de Bretagne occidentale- Brest, France, 135p.

Allen, M.F., Boosalis, M.G. 1983. Effect of two species of mycorrhizal fungi on drought tolerance of winter wheat. *New phytol.* **93**: 67-76.

Auge, R.M., Schekel, K.A., Wample, R.L. 1986. Osmotic adjustment in leaves of VA mycorrhizal and non mycorrhizal rose plants in response to drought stress. *Plant Physiol.* **82**: 765-770.

Agence pour la diffusion de l'information technologique (ADIT) 2006. Traitement biologique des sols pollués : recherche et innovation. In ADEME. *Publications ADEME: Sites pollués et sol*, 92p.

Abdelly, C. 2006. Bioremédiation / Phytoremédiation. Université de Tunis – Institut supérieur de l'éducation et de la formation continue, Département des sciences naturelles, 32 p. SN232.

Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) 2013a. Techniques de traitements : Phytostabilisation. In ADEME. *Sites pollués et sols*, 68p.

Anctil, A., Ed. Chapais, Québec, Canada, 2013. Ville de Chapais, Communiqué de Presse: Dévoilement d'un succès scientifique régional permettant la réhabilitation des sites miniers par les cendres forestières. Ed. Chapais, 28p.

Abbas, M.H.H. and Abdelhafez, A.A. 2013. Role of EDTA in arsenic mobilization and its uptake by maize grown on an As--polluted soil. *Chemosphere*, vol. 90, 588--594.

Audet, P. and Charest, C. 2007. Dynamics of arbuscular mycorrhizal symbiosis in heavy metal phytoremediation: Meta-analytical and conceptual perspectives. *Environ. Pollut.* **147**,609-614.

B

- Belanger, David. 2009.** Utilisation de la faune macrobenthique comme bioindicateur en biologie incluant un cheminement de type cours en écologie internationale. Canada, 67p.
- Boullard B., 1968.** Les Mycorhizes. 1 volume, Masson Cie Edition Pris p. 135p.
- Bernard, N. 1909.** L'évolution dans la symbiose. *Ann. Sci. Nat. Bot.* **9**: 1-96.
- Bouderga, K. 1989.** Etude des mycorhizes de l'*Eucalyptus camaldulensis*. Application à la mycorhization de vitroplants. Thèse de l'Université de Nancy, France, 89p.
- Brundrett, M., Bougher, N., Dell, B., Grove, T., Malajczuk, N. 1996.** Working with mycorrhizas in forestry and agriculture. *ACIAR Monograph 32*. Pirie printers, Canberra, Australia.
- Bordeleau, L.,:** Les microorganismes à la rescousse du Nord: La vie dans le sol avant la vie sur le sol. *Agro-Nouvelles (Blogue de l'Ordre des Agronomes du Québec)* 2016, 5 p.
- Barbaroux, R., Mercier, G., Blais, J.F., Morel, J.L. and Simonnot, M.O. 2011.** A new method for obtaining nickel metal from the hyperaccumulator plant *Alyssum murale*. *Separation and Purification Technology*, vol. 83, p. 57--65.
- Black, H. 1995.** Absorbing Possibilities: Phytoremediation. *Environmental Health Perspectives*, vol. 103, n° 12, p. 1106--1108.
- Baum, C., Hryniewicz, K., Leinweber, P. and Meibner, R. 2006.** Heavy-metal mobilization and uptake by mycorrhizal and nonmycorrhizal willows 1. *Plant. Nutr. Soil Sc.* 169, 5 16-522.
- Baize, D. 2013.** Les éléments traces métalliques (ÉTM) dans les sols. In Anonyme. Association française d'étude des sols.

C

- Chilvers G.A., 1968.** Some distinctive types of eucalypt mycorrhizas. *Aust. J. Bot.* 16: 49-70.
- Cazares, E., Trappe, J. 1993.** Vesicular endophytes in roots of the *Pinaceae*. *Mycorrhiza*. **2**: 152-156.
- Chaney, R.L., Brown, S.L., YinOMing, L., Angle, J.S., Stuczynski, T.I., Daniels, W.L., Henry, C.L., Siebielec, G., Malik, M., Ryan, J.A. and Crompton, H. 2000.** Progress in Risk Assessment for Soil Metals, and In Situ Remediation and Phytoextraction of Metals from Hazardous Contaminated Soils. In USOEPA's Conference Phytoremediation: State of the Science Conference, Boston, MA, May 1-2 2000.

Chang, S.W., Lee, S.J. and Je, C.H. 2005. Phytoremediation of Altrazine by Poplar Trees; Toxicity, Uptake, and Transformation. *Journal of Environmental Science and Health Part B*, vol. 40, p. 801--811.

Chevrier, E. 2013. La phytoremédiation, une solution d'avenir pour le Québec, 91p.

D

Dommergues Y. et Mangenot F., 1970. *Ecologie microbienne du sol*. Mason et Cie (ed s)., Paris, 796 p.

Dillion, S.S. 1994. Ectomycorrhizae, Arbuscular mycorrhizae, and *Rhizoctonia sp* of Alpine and Boreal Salix sp. In *Norway Artic Alp. Res.* **26**: 304-307.

Dabouineau, L., Lamy, Y. et Collas, P. 2005. Phytoremédiation et phytorestauration ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées. *Le Rôle d'eau*, vol. 124, p. 8---15.

Davies, J. F. T., Puryear, J. D., Newton, R. J., Egilla, J. N. and Saraiva Grossi, J. A. 2001. Mycorrhizal fungi enhance accumulation and tolerance of chromium in sunflower (*Helianthus annuus*). *J. Plant Physiol.* 158, 777-786.

Diaz G, Azc6n-Aguilar C and Honrubia M 1996. Influence of arbuscular mycorrhizae on heavy metal (Zn and Pb) uptake and growth of *Lygeum spartum* and *Anthyllis cytisoides*. *Plant Soil* 180,241-249.

E

Evans, M. 1997. **Status of in situ phytoremediation technology** In Environmental Protection Agency (EPA), *Recent Developments for In Situ Treatment of Metal Contaminated Soils* (p. 23--32). Washington, D.C., EPA, 23-32.

Eapen, S., Singh S. and D'Souza, S.F. 2007. Phytoremediation of Metals and Radionuclides. In Singh, S.N and R.D. Tripathi, *Environmental Bioremediation Technologies* p. 188-209). Berlin, Springer, 188-209.

Etats-Unis. United States Environmental Protection Agency (EPA) 2000. *Introduction to Phyteremediation*. Cincinnati, OH, 104p. (EPA/600/RO99/107).

Etats-Unis. United States Environmental Protection Agency (EPA) 2012. *A Citizen's Guide to Phytoremediation*. 2 p. (EPA 542-F-12-016).

F

- Foucard J. C., 1994.** Les mycorhizes. Dans: filière pépinière (de la production à la plantation). Ed. LAVOISIER. 116-1 18p.
- Franck, A. B. 1887.** Ueber neue Mycorhiza-Formen. *Ber. D. Deut. Bot. Ges.* **5**: 395-422.
- Frioni, L., Hugo, M., Volfiviez, R. 1999.** Arbuscular mycorrhizae and ectomycorrhizae in native tree legumes in Uruguay. *Forest Ecology and Management.* **115**: 41-47.
- Forget, D. 2004.** Réhabilitation des sols. In ETS. École de technologie supérieure (ETS).
- Fillion, M., Brisson, J., Guidi, W. and Labrecque, M. 2011.** Increasing phosphorus removal in willow and poplar vegetation filters using arbuscular mycorrhizal fungi. *Ecological Engineering*, vol. 37, p. 199--205.
- Franck, R. 2000.** La phytoremédiation des sols pollués par les métaux. p. 11.

G

- Giller K. E., McGrath S. P. 1998.** Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial process in agricultural soils. A review. *Soil Biology & Biochemistry*: 33. pp 13 89-1414.
- Gianinazzi – Pearson V., 1982.** Importance des Mycorhizes dans la nutrition et la physiologie des plantes. In: **S. Gianinazzi V. Gianinazzi – Pearson et A. Gianinazzi V.**
- Gianinazzi – Pearson et A. Trouvelot (eds).** Les mycorhizes, partie intégrante de la plante: biologie et perspectives d'utilisation. I.N.R.A., Publ., Paris 13 :273-285.
- Garbaye J., 1991.** Utilisation des mycorhizes en sylviculture. In les mycorhizes des arbres et des plantes cultivées. Technique et documentation. Ed LAVOISIER, 1991, Paris p 197-241.
- Gradmann, J.W 1975.** Vesicular-arbuscular mycorrhiza. In: The development and function of roots. TORREY, G.J., CLARKSON, D.T academic Press, New York and London. 575-579.
- Gibelli, G. 1883.** In: The physical basis of mycotrophy in *Pinus* HATCH, A.B. The Black Rock Forest. Bul. **6**. 1937.
- Gallaud , I. 1904.** Etude sur les mycorhizes endotrophes. Thèse, Paris. *Rev. Gén. Bot.*
- Garbaye, J. 1986.** Les plantations forestières tropicales. Un champ d'application privilégié pour la mycorhization contrôlée. In : Bois et forêt des tropiques. **216** : 23-34.
- Greipsson, S. 2011.** Phytoremediation. *Nature Education Knowledge*, vol. 3, n° 10, p. 7.

Guidi, W., Kadri, H. and Labrecque, M. 2012. Establishment techniques to using willow for phytoremediation on a former oil refinery in southern Quebec: achievements and constraints. *Chemistry and Ecology*, vol. 28, n° 1, p. 49-64.

Giasson, P.; Jaouich, A.; Charbonneau, H.; Massicotte, L.: Phytorestauration des sites contaminés: Méthodes de disposition des plantes récoltées. *Vecteur Environnement* 2004, 37, (5), 42-46.

Glick, B.R. 2003. Phytoremediation: synergistic use of plants and bacteria to clean up the environment. *Biotechnology Advances*, vol. 21, p. 383--393.

Gamalero, E., Lingua, G., Berta, G., Glick and B.R. 2009. Beneficial role of plant growth promoting bacteria and arbuscular mycorrhizal fungi on plant responses to heavy metal stress. *Canadian Journal of Microbiology*, vol. 55, p. 501--514.

Guo, Y., George, E. and Marschner, H. 1996. Contribution of an arbuscular mycorrhizal fungus to the uptake of cadmium and nickel in bean and maize plants. *Plant Soil* 184, 195-205.

Gonzalez-Chavez, C., D'Haen, J., Vangronsveld, J. and Dodd, J. C. 2002. Copper sorption and accumulation by the extraradical mycelium of different *Glomus* spp. (arbuscular mycorrhizal fungi) isolated from the same polluted soil. *Plant Soil* 240, 287-297.

Giroux, M., Deschênes, L. et Chassé, R. 2008. Les éléments traces métalliques (ÉTM): Leur accumulation dans les sols agricoles du Québec. *In Institut de recherche et de développement en agroenvironnement.*

H

Harley J.L. et Foster., 1987. A check-list of mycorrhizae in the British flora. *New phytol* 105: 1-102p.

Harley, J. L., Harley, E. L. 1987. A check-list of mycorrhizae in the British flour. *New Phytol.* 105: 1-102.

Henry, J.R. 2000. An Overview of the Phytoremediation of Lead and Mercury. Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, 55 p.

Huang, J.W. and J. Chen 2003. Role of pH in Phytoremediation of Contaminated Soils. In Rengel, Z., *Handbook of Soil Acidity* (p. 449--472). New York, Marcel Dekker.

Hildebrandt, U., Regvar, M. and Bothe, H. 2007. Arbuscular mycorrhiza and heavy metal tolerance. *Phytochemistry* 68, 139-146.

Heggo, A., Angle, J., Sand Chaney, R. L. 1990. Effects of vesicular-arbuscular mycorrhizal fungi on heavy metal uptake by soybeans. *Soil Biol. Biochem.* 22, 865-869.

I

Interstate Technology & Regulatory Cooperation Work Group (ITRC) 2009. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance and Decision Trees, Revised. Washington, D.C., ITRC and Phytotechnologies Teams, 187p. PHYTO-3.

Interstate Technology & Regulatory Cooperation Work Group (ITRC) 1997. Emerging technologies for the remediation of metals in soils. Washington, D.C., ITRC and Phytotechnologies Teams, 15 p.

Interstate Technology & Regulatory Cooperation Work Group (ITRC) 2001. Phytotechnology Technical and Regulatory Guidance Document. Washington, D.C., ITRC and Phytotechnologies Teams, 124p. PHYTO--2.

J

Joner E. J et Leyval C., 2000. Phytoremédiation avec des plantes mycorhizés: un nouvel aspect des interactions rhizosphériques. CNRS-LIMOS Laboratoire des Interactions Micro-organismes-Minéraux-Matière Organique dans les sols. 17, rue notre Dame des Pauvres, B. P5, 54 501 Vandoeuvre lés Nancy. 5, 54 501.

Joner, E. and Leyval, C. 2001. Time-course of heavy metal uptake in maize and clover as affected by root density and different mycorrhizal inoculation regimes. *Biol. Fertil. Soils* 33, 35 1-357.

K

Kamiensky, F. 1881. Die Vegetations organender *Monotropa hypopitys* L. *Bot. Ztg*, 39: 458-461.

Khan, F.I., Hasain, T. and Hejazi, R. 2004. An overview and analysis of site remediation technologies. *Journal of Environmental Management*, vol. 71, p. 95--122.

Kuffner, M., Puschenreiter, M., Wieshammer, G., Gorfer, M. and Sessitsch, A. 2008. Rhizosphere bacteria affect growth and metal uptake of heavy metal accumulating willows. *Plant and Soil*, vol. 304, n° 1--2, p. 35--44.

L

Landa Edward R, Feller., Christian(EDS). 2010. soil and culture. 524p.

Letacon F., 1985. Les mycorhizes: une coopération entre les plantes et les champignons. *La recherche* n° 166. Mai 1985, 624-632p.

Letacon., 1982. Les perspectives de la maîtrise de la mycorhization en sylviculture. In: S.

Letacon F., Garbaye J. et Lainez J., 1983. Survie, croissance et mycorhization après plantation de plants de hêtre produits sur tourbe fertilisée. RFF, vol.35, p 27-34.

Lecompte, H. 1987. Note sur la mycorhiza. *Bull. de la Soc. Bot. De France.* **34** : 3 8-39.

Lapeyrie, F. 1987. Les mycorhizes de l'Eucalyptus en condition d'ecce de carbone de calcium: approche écologique et physiologique des associées ectomycorhiziens. Thèse de Doctorat d'Etat en science. Université Claude Bernard. Lyon. 175p.

Lapeyrie, F., Duclos. J. L., Bruchet. G. 1982. Influence du calcaire sur la croissance mycélienne de quelques champignons ectomycorhiziens et endomycorhiziens des Ericacées. 381-390.

Leung, H. M., Ye, Z. H. and Wong, M. H. 2006. Interactions of mycorrhizal fungi with *Pteris vittata* (As hyperaccumulator) in As-contaminated soils. *Environ. Pollut.* 139, 1-8.

Liao, J. P., Lin, X. O., Cao, Z. H., Shi, Y. Q. and Wong, M. H. 2003. Interactions between arbuscular mycorrhizae and heavy metals under sand culture experiment. *Chemosphere* 50, 847-853.

Liu Y, Zhu Y O, Chen B D, Christie, P. and Li, X. L. 2005. Influence of the arbuscular mycorrhizal fungus *Glomus mosseae* on uptake of arsenate by the As hyperaccumulator fem *Pteris vittata* L. *Mycorrhiza* 15, 187-192.

Lingua, G., Franchin, C., Todeschini, V., Castiglione, S., Biondi, S., Burlando, B., Parravicini, V., Torrigiani, P and Berta, G. 2008. Arbuscular mycorrhizal fungi differentially affect the response to high zinc concentrations of two registered poplar clones. *Environ. Pollut.* 153, 137-147.

M

Mergeay, M., D. Nies. 1985. "Alcaligenes eutrophus CH34 is a facultative chemolithotroph with plasmid-bound resistance to heavy metals." *J Bacteriol.* 6. 328-334.

Monchy, S. 2007. Organisation et expression des gènes de résistances aux métaux lourds chez *Cupriavidus metallidurans* CH 34. Thèse de doctorat : 20.pp13.33.

Melin E., et Nilson H., 1957. Transport of C¹⁴ labelled photosynthase to the fingo associate of pine mycorrhizae. *Svensk bot. Tidskr.*, 51 p 166-186.

Mayersoen, B., Fitter , A.H. 1999. Presence of arbuscular mycorrhizae in typically ectomycorrhizal host species from Cameroun and New Zealand. *Mycorrhiza.* **8**: 247-253.

Meier, S., Borie, F., Bolan, N. and Cornejo, P. 2012. Phytoremediation of Metal--Polluted Soils by Arbuscular Mycorrhizal Fungi. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 7, p. 741--775.

Malaviya, P. and Singh, A. 2012. Phytoremediation Strategies for Remediation of Uranium--Contaminated Environments: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 42, n° 24, p. 2575--2647.

Malcova, R., Vosatka, M. and Gryndler, M. 2003. Effects of inoculation with *Glomus intraradices* on lead uptake by *Zea mays* L. and *Agrostis capillaris* L. *Appl. Soil Ecol.* 23, 55-67.

N

Newmann, L.A., Strand, S.E., Choe, N., Duffy, J., Ekuan, G., Ruszaj, M., Shurtleff, B.B., Wilmoth, J., Heilman, P. and Gordon, M.P. 1997. Uptake and Biotransformation of Trichloroethylene by Hybrid Poplars. *Environmental Science & Technology*, vol. 31, n° 4, p. 1062-1067.

O

Olson, P.E., Reardon, K.F. and Pilon-Smits, E.A.H. 2003. Ecology of Rhizosphere Bioremediation. In McCutcheon, S.C. et Schnoor, J.L., *Phytoremediation : Transformation and Control of Contaminants* (p. 3 17-354). Hoboken, NJ, Wiley-Intersciences, Inc.

P

Plenchette C., 1991. Utilisation des mycorhizes en agriculture et horticulture. In :*Les mycorhizes des arbres et des plantes cultivées. Techniques et documentation-LAVOISIER*, PP, 131-179.

Pilon-Smits, E. 2005. Phytoremediation. *Annual review of plant biology*, vol. 56, p. 15-39.

Pitre, F.E., Teodorescu, T.I. and Labrecque, M. 2010. Brownfield phytoremediation of heavy metals using *Bras sica* and *Salix* supplemented with EDTA: Results of the first growing season. *Environmental Science and Engineering*, vol. 4, n° 49, p. 5 1-59.

Padmavathiamma, P.K. and L.Y. Li 2007. *Phytoremediation Technology : Hyperaccumulation Metals in Plants.* *Water Air Soil Pollution*, vol. 184, p. 1 05--1 26.

Prasad, M.N.V. 2011. *Bioremediation, its Applications to Contaminated Sites in India.* New Delhi, Ministry of Environment & Forest-Government of India, 63 p.

Peer, W.A., Baxter, I.R., Richards, E.L., Freeman, J.L. and Murphy, A.S. 2006. Phytoremediation and hyperaccumulator plants. *Topics in Current Genetics*, vol. 14, p. 299--340.

Redon Paul- Olivier 2009. Rôle des champignons mycorhiziens à arbuscules dans les transferts du cadmium (Cd) du sol à la luzerne (*Medicago truncatula*).

R

Ramade, F. 1993-2003. Dictionnaire d'écologie, écologie appliquée. 6ème édition, Duodi, Paris.

Rosendahl, S. 2008. Communities, populations and individuals of arbuscular mycorrhizal fungi. *New Phytologist*, vol. 178, p. 253--266.

S

Shimp, J.F., Tracy, J.C., Davis, L.C., Lee, E., Huang, W., Erickson, L.E. and Schnoor, J.L. 1993. Beneficial effects of plants in the remediation of soil and groundwater contaminated with organic materials. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, vol. 23, p. 41-77.

Salt, D.E., Smith, R.D. and Raskin, I. 1998. Phytoremediation. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, vol. 49, p. 643--668.

Schuber, A., Schwarzott, D. and Walker, C. 2001. A new fungal phylum, the Glomeromycota: phylogeny and evolution. *Mycological Research*, vol. 105, n° 12, p. 1413--1421.

Shahandeh, H. and Hossner, L.R. 2002. Enhancement of uranium phytoaccumulation from contaminated soils. *Soil Science*, vol. 167, n° 4, p. 269--280.

Sell, J., Kayser, A., Schulin, R. and Brunner, I. 2005. Contribution of ectomycorrhizal fungi to cadmium uptake of poplars and willows from a heavily polluted soil. *Plant Soil* 277, 245-253.

Stengel, P., Bruckler, L. et Balesdent, J. 2009. Le sol 183, p 134. Editions Quae.

T

Tobar R.M., Azcon, R., Barea, J.M. 1994. Improved nitrogen uptake and transport from N15. labelled nitrate by external hyphae of arbuscular mycorrhiza under water stressed conditions. *New phytol.* **126**: 119-122.

Truszkowska, W. 1953. Mycotrophy of *Abieta* in the Bialowieza National Park and in Domaszynnear Wroclow. In: LODGE, D.J. (1989) The influence of soil moisture and

flooding on formation of VA endo and ectomycorrhizae in *Populus* and *Salix*. *Plant Soil*. **117**: 243-253.

U

United Nations Environment Program (UNEP) 2002. Phytoremediation : An Environmentally sound technology for pollution prevention, control and remediation. *In* UNEP. *UNEP*. <http://www.unep.or.jp/ietc/Publications/Freshwater/FMS2/1.asp>

University of Hawaii 2001. Bioremediation technologies. *In* University of Hawaii. **University of Hawaii.**

Ultra, V.U., Tanaka, S., Sakurai, K. and Iwasaki, K. 2007. Effects of arbuscular mycorrhizal and phosphorus application on arsenic toxicity in sunflower (*Helianthus annuus* L.) and on the transformation of arsenic in the rhizosphere. *Plant Soil*, vol. 290, p. 29--41.

V

Van Aken, B. 2009. Transgenic plants for enhanced phytoremediation of toxic explosives. *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 20, p. 231 -236.

Vander Heijden, L. 2000. Mycorrhizal symbioses of *Salix repens*. Diversity and functional significance. Thesis van Doctor. Van Wageningen Universiteit Dutch.

Vila, M. 2006. Utilisation de plantes agronomiques et lacustres dans la dépollution des sols contaminés par le RDS et le TNT : approches en laboratoire. Docteur, Institut national polytechnique de Toulouse, Toulouse.

Vogel, Mikus, K., Pongrac, P., Kump, P., Necemer, M. and Regvar, M. 2006. Colonisation of a Zn, Cd and Pb hyperaccumulator *Thlaspi praecox* Wulfen with indigenous arbuscular mycorrhizal fungal mixture induces changes in heavy metal and nutrient uptake. *Environ. Pollut.* 139, 362-371.

W

Weyens, N., van der Lelie, D., Taghavi, S. and Vangronsveld, J. 2009. Phytoremediation: plant--endophyte partnerships take the challenge. *Current Opinion in Biotechnology*, vol. 20, p. 248--254.

Résumé :

Les métaux lourds sont des polluants qui touchent tout les milieux et plus spécifiquement les sols, ils posent un problème majeur parce que ils sont bio persistants, perturbent les écosystèmes, les eaux de surfaces et nappes, les forêts et les cultures et s'accumulent dans la chaîne alimentaire. Contrairement aux polluants organiques, qui peuvent être métabolisés par les micro-organismes du sol ou les racines des plantes, les métaux lourds ne peuvent être dégradés. Les mycorhizes constituent la symbiose végétale la plus répandue à l'échelle planétaire. Aux avantages bien connus des mycorhizes sur la croissance végétale, s'ajoutent plusieurs bénéfiques, comme la décontamination des sites pollués. La phytoremédiation consiste plus spécifiquement à utiliser des plantes pour décontaminer les sols, et les eaux. Le but de ce travail est la présentation de quelques stratégies de décontamination des sols pollués par phytoremédiation en utilisant la symbiose mycorhizienne comme outil biotechnologique.

Mots clés : Métaux lourds, Mycorhizes, Outil biotechnologique, Phytoremédiation

Summary :

Heavy metals are pollutants that affect all environments and more specifically soils, they pose a major problem because they are bio-persistent, disrupt ecosystems, surface water and groundwater, forests and crops and accumulate in the food chain. Unlike organic pollutants, which can be metabolized by soil microorganisms or plant roots, heavy metals cannot be broken down. Mycorrhizae are the most widely used plant symbiosis on a planetary scale. In addition to the well-known benefits of mycorrhizae on plant growth, there are several benefits, such as the decontamination of polluted sites. Phytoremediation more specifically consists of using plants to decontaminate soil and water. The aim of this work is the presentation of some strategies for decontamination of polluted soils by phytoremediation using mycorrhizal symbiosis as a biotechnological tool.

Keywords: Heavy metals, Mycorrhizae, Biotechnological tool, Phytoremediation

ملخص :

معادن الثقيلة هي ملوثات تؤثر على جميع البيئات وعلى وجه التحديد التربة ، فهي تشكل مشكلة كبيرة لأنها مقاومة بيولوجية وتعطل النظم البيئية والمياه السطحية والمياه الجوفية والغابات والمحاصيل وتتراكم في السلسلة الغذائية. على عكس الملوثات العضوية ، التي يمكن استقلابها بواسطة الكائنات الدقيقة في التربة أو جذور النباتات ، لا يمكن تكسير المعادن الثقيلة. هي أكثر أنواع التعايش النباتي استخدامًا على نطاق الكوكب. بالإضافة إلى الفوائد المعروفة للميكورايزا على الميكورايزا نمو النبات ، هناك العديد من الفوائد ، مثل إزالة التلوث من المواقع الملوثة. تتكون المعالجة النباتية بشكل أكثر تحديدًا من استخدام النباتات لتطهير التربة والمياه. الهدف من هذا العمل هو تقديم بعض الاستراتيجيات لإزالة التلوث من التربة الملوثة عن طريق المعالجة النباتية باستخدام التكافل الفطري كأداة للتكنولوجيا الحيوية

الكلمات المفتاحية: المعادن الثقيلة ، الفطريات الفطرية ، أداة التقانة الحيوية ، المعالجة النباتية