

République Algérienne Démocratique Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique

جامعة 8 ماي 1945 قالمة

Université 8 Mai 1945 Guelma

Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie et Sciences de la Terre et de l'Univers



Mémoire de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Microbiologie Appliquée

Département de Ecologie et Génie de l'Environnement

THÈME :

**LES AGENTS RESPONSABLE DE LA BIOREMÉDIATION DE
L'ENVIRONNEMENT**

Présenté par :

- ABDURRAMANE RAHMATA CÁSSIMO
- LABIOD IDRIS
- OUARZEDINE RANDA
- MELIANI KARIMA

• **Devant le jury composée de :**

Président :	Mr. MOKHTARI Abdelhamid	MCB	Université de Guelma
Examineur :	Mr. ROUABHIA Kamel	MAA	Université de Guelma
Encadreur :	Mr. MERZOUG Abdelghani	MCB	Université de Guelma

Juin 2022

Remerciements

Au terme de ce travail, on tient à remercier DIEU le tout puissant de nous avoir donné la santé, la force, le courage, et la volonté pour achever ce travail.

Nous tenons à remercier les membres de jury :

*Monsieur **MOKHTARI Abdelhamid** Maître de conférences dans notre Faculté, pour nous avoir fait l'honneur d'accepter la présidence du jury.*

*Monsieur **ROUABHIA Kamel** Maître assistant dans notre Faculté, pour avoir voulu examiner notre travail.*

*Nous exprimons aussi nos profonds remerciements à notre fiertés, notre exemplaires, notre encadreur **Dr. MERZOUG Abdelghani** pour avoir proposé et dirigé ce travail, ses conseils, ses orientation et qui a été la source généreuse de l'aide tous en long de ce travail.*

Enfin, notre remerciement va également à l'encontre de toutes personnes qui ont participé de près ou de loin, directement ou indirectement à la réalisation de ce travail.

Merci...

Listes des Abréviations

- **ADEME** : Agence de l'Environnement et de la Maitrise de l'Energie
- **AS** : Aérobie Strictes
- **BAAF** : Bactéries Aérobie-Anaérobies Facultatifs
- **BRGM** : Bureau de Recherches Géologiques et Minières
- **BTEX** : Benzène, Toluène, Éthylbenzène et Xylène
- **CO₂** : Dioxyde de carbone
- **COV** : Composés Organiques Volatils
- **EPA** : Américaine de Protection de l'Environnement
- **HPAs**: Hydrocarbures Polycycliques Aromatiques (HPAs)
- **MO** : Matière Organique
- **PCB** : Polychlorobiphényles
- **QSP** : Société québécoise de phytotechnologie.
- **USEPA** : United States Environmental Protection Agency L'Agence

Liste des figures

Figure 1: Schéma d'une station industrielle	5
Figure 2: Cycle de la pollution urbaine	6
Figure 3: Schéma de Principe général de techniques de traitement <i>in situ</i>	16
Figure 4: Schéma de principe général de techniques de traitement <i>sur site ou hors site</i>	16
Figure 5: Concept de biodisponibilité	19
Figure 6: Schéma de principe du bioventing et du biosparging	22
Figure 7: Pompage-traitement (BRGM 2010)	25
Figure 8: Oxydation chimique in situ (BRGM 2010)	29
Figure 9: Schéma de principe de la vitrification thermique in situ (BRGM 2010).....	30
Figure 10: Chromatogrammes d'un extrait de feuilles de maïs	34
Figure 11 : Chromatogrammes d'un extrait de feuilles de maïs après 1 mois de culture en solution hydroponique en présence de phénanthrène marqué au deutérium	38
Figure 12: Schéma général définissant la disponibilité Dynamique des HAP dans le sol.....	43
Figure 13: Mécanismes d'interaction des contaminants organiques avec le sol	44
Figure 14: Représentation d'une algue verte <i>Selanastum capricornutum</i>	45
Figure 15: Étapes initiales de l'oxydation des hydrocarbures polycycliques aromatiques	46
Figure 16: Dégradation d'un hydrocarbure en milieu aérobie	48
Figure 17: Dégradation d'un hydrocarbure en milieu anaérobie	49
Figure 18: Représentation schématique de l'espèce que appartenant à zygomycetes	51
Figure 19: Principaux processus dans la rhizosphère.....	53
Figure 20: Schéma représentatif des espèces végétal utilise dans la phytovolatilisation.....	55
Figure 21: Processus de la rizhodegration.....	57
Figure 22 : Exemples d'espèces utilisées dans la Rhizodégradation	58
Figure 23: Exemples d'espèces de la famille <i>Brassicaceae</i> utilisées dans la phytoextraction	59
Figure 24: Mécanisme processus de phytoextraction.....	60
Figure 25: Illustration des espèces utilisées dans le processus de phytovolatilisation.....	61

Figure 26: Représentation du processus de la phytovolatilisation	62
Figure 27: Processus de détoxification des xénobiotique dans la cellule végétale	63
Figure 28: Formule chimique de l'acide éllagique.....	64
Figure 29: Processus de la phytodégradation	64

Liste des Tableaux

Tableaux	Titre	Pages
1	Techniques les plus courantes actuellement retenues	11
2	Les différentes méthodes de bioremédiation pour la traitabilité du sol	19
3	Rôle, nature et type de couches utilisées dans le recouvrement de surface	27
4	Répartition de la radioactivité dans les différents compartiments du système au cours de la croissance des plantules de maïs en présence de phénanthrène marqué au (Carbone -14) Résultats exprimés en % de la radioactivité introduite	32
5	Teneur en produits radioactifs dans les différentes parties des plantules de maïs ayant poussé en présence de phénanthrène marqué au (Carbone-14) dans la solution nutritive (n=4). Résultats exprimés en /J.g équivalent phénanthrène g-l MS	33
6	Répartition de la radioactivité dans les différents compartiments du système au cours de la croissance des plantules de maïs en présence de phénanthrène marqué au (Carbone-14) Résultats exprimés en % de la radioactivité introduite	36
7	Teneur en produits radioactifs dans les différentes parties des plantules de maïs ayant poussé en présence de phénanthrène marqué au (Carbone-14) dans la solution nutritive (n=4).	37
8	Formule chimique et masse moléculaire des 16 HAP sélectionnés par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (EPA) comme polluants prioritaires pour leur étude et leur élimination de l'environnement	42
9	Principaux genre bactériens dégradantes isolées à partir des sols	46
10	Exemples des bactéries responsables de la bioremédiation du sol	47
11	exemple des champignons ligninolitiques la classe des (basidiomycètes) de la voie des enzymes ligninolitiques.	50
12	Procédés de phytoremédiation et principaux polluants pour lesquels Ils ont été employés ou testés.	53
13	Estimations des coûts de procédés de remédiations physico-chimiques et de phytoremédiation de sols en France et aux États-Unis	56
14	Exemples d'études sur la rhizodégradation d'HAP ou d'hydrocarbures de sols contaminés	57

Table des matières

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste des abréviations

	Introduction	1
Chapitre I.	Généralité sur la pollution et techniques de dépollutions	3
1.	Généralité	3
2.	Définition	3
3.	Classification et type de pollution	4
3.1.	Pollution physique	4
3.2.	Pollution Chimique	4
3.3.	Pollution Biologique	4
4.	Origine et source de pollution	4
4.1	Pollution Industrielle	4
4.2.	Pollution Urbaine	5
4.3.	Pollution Biologique	6
4.4	Pollution Agricole	6
4.5	Pollution par déchets solide	7
5.	Milieux pollués	7
5.1.	Air	7
5.2.	Sol et sous-sols	7
5.3.	Eau	8
6.	Caracterisques des polluants	8
6.1.	Les micro- polluants	8
6.2.	Les macros -polluants	9
7.	Dépollution	9
7.1.	Technique de dépollution	01
7.2.	Classification de différentes techniques	10
7.3.	Dépollution des eaux contaminées	01
7.3.1.	Procédés biologiques	01
7.3.2.	Procédés physico-chimiques	14
7.3.3.	Procédés physique	14
Chapitre II.	Traitement biologique du sol	15
1.	Définition	05
2.	Technique de traitement	05
2.1.	Technique <i>in situ</i>	05
2.2.	Technique <i>sur site et hors site</i>	15
2.3.	Technique de séparation	17
2.3.1	Les principes de procédés physiques et chimiques	17
2.3.2	Paramètre principaux	07
3.	Méthode biologique	18

3.1.	Bioremediation : principes et processus	18
3.1.1.	Le métabolisme	08
3.1.2.	Le co-métabolisme	08
3.2.	Les différentes méthodes de bioremediation	09
3.3	Les principaux facteurs influençant la biodégradabilité	21
4.	Bioremediation in situ : le bioventing	10
4.1.	Variant de traitement par bioventing	11
4.2.	Caractéristique de la zone à traiter	23
4.3	Perméabilité de gaz dans le sol	11
4.4.	Rayon d'influence de l'aération à partir du puits d'injection	14
4.5.	Vitesse de consommation d'oxygène	14
4.6.	Vitesse de dégradation	14
5.	Méthode physique	15
5.1.	Evacuation du polluant	15
5.2.	Piégeage de la pollution	16
6.	Méthode chimique	28
7.	Méthode thermique	19
8.	Remediation de sol par la plante le maïs (Zea mays)	30
8.1.	Methodologie	11
8.1.1.	Transfert de HAPs	31
8.1.2	Transfert de phénanthrène	31
8.2.	Résultats	31
8.2.1.	Analyse de la radioactivité présente dans les différents compartiments végétaux	11
8.2.2.	Quantités de phénanthrène transférées	33
8.2.3.	Transfert de phénanthrène marqué au deutérium	13
8.3.	Discussions	35
8.3.1.	Transfert de HAPs à partir de solutions nutritives vers les parties aériennes de plants de maïs	35
8.3.1.1.	Transfert de phénanthrène	35
8.3.2.	Analyse de la radioactivité présente dans les différents compartiments végétaux	35
8.3.3.	Quantités de phénanthrène transférées	37
8.3.4.	Transfert de phénanthrène marqué au deutérium	37
8.4.	Conclusions	39
Chapitre III	Bioremediation du sol : cas des HAPs	40
1.	Introduction générale	40
2.	Définition et origine des Hydrocarbures Aromatique Polycycliques (HAPs)	40
3.	Propriétés physico-chimiques	41
4.	Toxicité des HAPs	41
5.	Dynamique des HAPs dans le sol	43
5.1.	Principaux mécanismes réactionnels	43
6.	Facteurs influençant la biodégradation des HAPs	44
7.	Bioremediation du sol	45

7.1.	La dégradation des HAPs par les algues et les cyanobactéries	45
7.1.1.	Diversité et dynamique des populations dégradantes	46
7.1.2.	Voies de dégradation selon le milieu	48
7.2.	Dégradation des HAPs par les champignons	49
7.2.1.	Voies métabolique des HPAs chez les champignons.	49
7.2.2.	La voie des enzymes ligninolitiques	49
7.2.3.	La voie des monooxygénase à cytochrome P450	50
8.	La phytoremediation	51
8.1.	Définition	51
8.1.1.	Principes de la phytoremédiation	51
9.	Phytostabilisation	53
9.1	Domaine d'application	53
9.1.1.	Amendements apportés au sol	54
9.1.2.	Types de végétation	55
9.1.2.1.	Les espèces utilisées en phytostabilisation sont diverses	55
10.	Rhizodégradation	56
10.1.	Domaine d'application	56
10.1.1	Végétaux utilisés	56
11.	Phytoextraction	58
11.1.	Domaine d'application	58
11.1.1.	Principe de la phytoextraction	59
11.1.2	Végétaux utilisés	59
12.	Phytovolatilisation	60
12.1.	Principe	60
12.1.1.	Domaine d'application	60
12.1.2.	Végétaux utilisé	61
13.	Phytodégradation	62
14.	Avantages et limites de la phytoremédiation	64
14.1	Avantages	64
14.1.1.	Limites	65
	Conclusion	
	Références bibliographique	

Résumé

Summary

المخلص

INTRODUCTION

Introduction

Depuis toujours l'homme agit plus ou moins directement sur l'environnement. Cette action a pris plus d'ampleur au cours des siècles derniers avec l'apogée de l'industrie et les progrès dans les sciences et techniques qu'elles soient industrielles, agricoles ou domestiques. **(Marie-Paule, 2007).**

Ainsi, pendant de nombreuses années, les activités humaines ont contribué à dégrader les écosystèmes en rejetant des quantités croissantes de substances polluantes ou de déchets. La diversité des produits d'origine industrielle conduit à une augmentation considérable du nombre de substances totalement étrangères au monde vivant, dites xénobiotiques que sont très persistante dans l'environnement et s'accumulent inévitablement. Ils peuvent migrer vers les eaux de surface ou souterraines ou pénétrer la chaîne alimentaire via les végétaux pour se retrouver dans les animaux et éventuellement dans l'homme.

Cette pollution active ou inactive présente des risques pour la santé humaine par l'exposition directe avec les polluants ou indirecte via l'eau, l'air, les sédiments et le sol. La prise de conscience de ces risques conduit à la nécessité d'établir des diagnostics de la pollution et de mettre en œuvre des moyens pour y remédier. De nombreux sols contaminés présentent une contamination multiple, à la fois organique et métallique, ce qui rend plus complexe encore le diagnostic et le traitement de la contamination.

Toutefois les contraintes d'utilisation de la rhizodégradation (c'est une technique de remediation des sols contaminées) soulèvent alors des questions sur les interactions entre les plantes et les HAPs dans le sol : à quel niveau la plante peut-elle accumuler les HAPs ? Comment la plante réagi-t-elle en présence de ce polluant?. Comment se passe le mécanisme de détoxifications des HAPs dans la cellule végétale ?...etc. Des questions, que nous avons essayés de les résoudre dans ce document en se basant sur des travaux d'autres chercheurs dans le monde.

L'objective de notre étude est d'envisager la nécessité de dépolluer les sites contaminés par des nouvelles technologies pour détruire les composés xénobiotiques plutôt que de les accumuler dans les décharges. La bioremédiation est une option qui offre la possibilité de détruire ou de rendre moins toxiques les polluant, en utilisant des activités biologiques naturelles.

A cet effet, ce mémoire est structuré comme suit :

Le premier chapitre décrit d'une façon générale la pollution et la technique de dépollution de l'environnement. Les techniques de dépollution sont nombreuses et variées mais peuvent être catégorisées en méthodes *ex situ* ou *in situ*.

Le chapitre II, propose une synthèse des informations disponibles ainsi qu'une vue d'ensemble des recherches et modèles d'analyse du traitement biologique, thermique et physique. En décrit les principaux de même que les méthodes d'évaluation et d'intervention utilisables. Et présente aussi les matériels et méthode d'expérimental de transfert de phénanthrène et benzo[a]pyrène marqué d'une solution nutritive vers les plants de maïs, l'identification et quantification de phénanthrène marqué au deutérium dans la partie aérienne du maïs.

Le chapitre III, a pour but (i) décrire les paramètres physico-chimiques des HAPs, (ii) la façon dont les HAPs interagissent avec la matrice solide du sol (on parle alors de la disponibilité) et (iii) la biodégradation.

De manière précise, détailler l'intervention des agents responsables de la bioremédiation de l'environnement afin d'avoir un environnement sain, on utilisant des techniques de phytoremédiation que sont utiles dans ces circonstances, à cause des plantes que ont la capacité d'accumuler des composé organiques ou minéraux dans la partie aérienne que sont ensuite récolté pour l'enlèvement ou bien usage industrielle. Et en fin décrit les avantages et les limites de la phytoremédiation.

CHAPITRE I

GÉNÉRALITÉ DE LA POLLUTION ET DEPOLUTION

Chapitre I : Généralité sur la pollution et techniques de dépollution**1. Généralité**

La pollution est la dégradation d'un écosystème par l'introduction, généralement humaine, de substances ou de radiations altérant de manière plus ou moins importante le fonctionnement de cet écosystème (OCDE, 1974). Elle correspond également à une contamination plus ou moins durable (selon le type de polluant, dégradable, biodégradable ou non biodégradable) des compartiments des écosystèmes que sont l'air, l'eau, le sol ou le réseau trophique ou de l'être humain. Elle se quantifie souvent par rapport à un seuil ou à une norme, développe des impacts négatifs sur tout ou partie d'un écosystème ou de l'environnement en général. La pollution a des effets cruciaux sur la santé et la biosphère, comme en témoigne l'exposition aux polluants et le réchauffement climatique qui transforme le climat de la terre et son écosystème, entraînant l'apparition de maladies inconnues jusqu'alors dans certaines zones géographiques, des migrations de certaines espèces, voire leur extinction si elles ne peuvent s'adapter à leur nouvel environnement biophysique.

Le polluant est défini comme un altéragène biologique, physique ou chimique. Il existe plusieurs sortes de pollutions, les plus importantes sont : la pollution de l'air, la pollution de l'eau et la pollution du sol.

2. Définition

On appelle pollution toute modification anthropogénique d'un écosystème par diffusion directe ou indirecte de substances chimiques, physiques ou biologiques altérant en conséquence la composition des constituants naturels de l'environnement et qui sont potentiellement toxiques pour les organismes vivants. L'introduction de telles substances dans la biosphère ou encore d'espèces exotiques dans une biocénose naturelle, perturbe le flux de l'énergie, l'intensité des rayonnements, la circulation de la matière, susceptibles de porter atteinte à la santé humaine, la qualité des écosystèmes aquatiques et des écosystèmes terrestres. La pollution atteint notre environnement à plusieurs niveaux en général, c'est le sous-produit à part entière, de l'activité humaine.

3. Classification et type de pollutions

Les pollutions sont dressées à partir de nombreux critères : selon la nature de l'agent polluant, l'aspect écologique (compartiment affecté : l'air, l'eau et le sol) et toxicologique.

3.1. Pollutions physiques

Elle correspond aux rayonnements ionisants, réchauffement artificiel du milieu ambiant dû à une source de chaleur technologique, à l'exposition excessive, ou chronique, d'êtres vivants, ou d'appareils, à des champs électromagnétiques soupçonnés d'affecter leur santé.

3.2. Pollutions chimiques

Elle est caractérisée par la présence dans l'environnement de substances chimiques (minérales, organiques abiotiques ou encore de nature biochimique) qui, normalement, sont absentes ou s'y trouvent en très faible quantité.

3.3. Pollutions biologique

L'existence des microorganismes pathogènes accentuée par l'apport artificiel de plus en plus par l'homme d'espèces exogènes ou d'organismes génétiquement modifiés dans un milieu, ainsi que les modifications environnementales qui aboutissent à une modification des peuplements.

4. Origines et sources de pollution

Tous les secteurs d'activité humaine sont susceptibles d'émettre des polluants de différents origines (industrielle, urbaine, biologique, agricole et pollution par les déchets solides).

4.1. Pollution industrielle

Ce sont les petites et les grandes usines qui sont le plus à l'origine des déchets industriels déversés dans la nature, engendrant divers types de pollution. On distingue [4] :

- **Les fumées** rejetées par les usines contiennent des gaz acides toxiques (SO_2) qui retombent avec la pluie. On parle alors de pluies acides qui sont néfastes pour la végétation et les êtres vivants. À cela s'ajoutent les émissions de CO_2 et de CO très toxique.

- **L'air** doit être filtré avant d'être rejeté à l'extérieur, tout comme celui des gaines de ventilation ou de conditionnement sous haute température car les usines utilisent très fréquemment des systèmes d'aspiration de poussières dans leur processus de fabrication.
- **L'eau** utilisée, puis rejetée doit être équipée d'une station d'épuration (STEP). Un traitement primaire élimine les matières en suspension (résidus de lavage, corps gras, huile), puis un traitement secondaire élimine les matières en solution (produits chimiques, métaux lourds). En réalité, seulement 65% des eaux usées passent en station d'épuration et le traitement secondaire n'est généralement pas mis en application bien souvent pour des raisons de coût.
- **Les déchets** contenant des éléments nocifs doivent être récupérés et traités par des sociétés spécialisées (huiles, solvants, acides, piles, composants électroniques, tubes néon, e t c ...). Une usine doit aussi trier ses déchets et favoriser le recyclage.

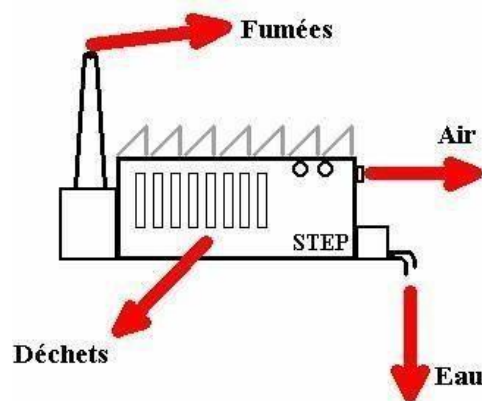


Figure 1. Schéma d'une station industrielle [1]

4.2. Pollution urbaine

Quatre types de pollutions peuvent être distingués [5]:

- **Les gaz d'échappement** contiennent des éléments toxiques : oxydes de carbone CO et CO₂, oxydes d'azote (NO, NO₂). Ce sont des gaz à effet de serre. L'utilisation de pots catalytiques permet de réduire ces émissions.
- **Les eaux usées** transportent des corps en suspension et des corps en solution (produits ménagers). Les phosphates sont à l'origine de déséquilibres des écosystèmes en favorisant par excès le développement de certains végétaux indésirables. Ces végétaux provoquent le phénomène d'eutrophisation (Vass *et al.*, 1996).

- **Les infiltrations** qui ont pour origine essentiellement le ruissellement des eaux de pluie, entraînent vers les nappes phréatiques tous les produits tombés ou jetés sur le sol
: huiles de vidange, acides de batteries, métaux lourds (piles, échappements) et autres produits chimiques.
- **Les déchets solides** sont en quantité croissante et les centres d'enfouissement sont de plus en plus saturés. Certains déchets sont dangereux (piles, solvants...) et pas toujours réutilisables par recyclage.

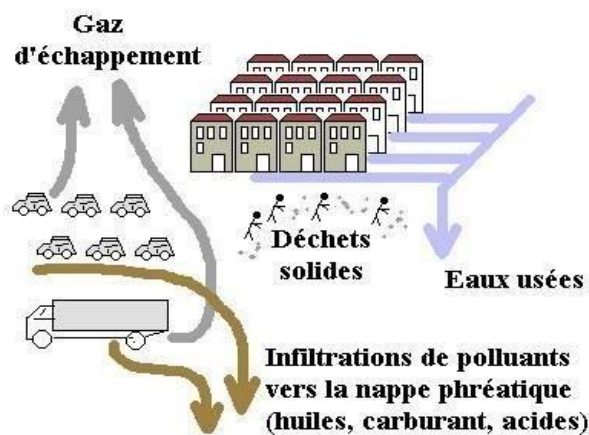


Figure 2. : Cycle de la pollution urbaine [2]

4.3. Pollution biologique

Par définition, une pollution biologique est issue du milieu lui-même. C'est par le surdéveloppement de micro-organismes ou de végétaux micro ou macroscopiques qu'un déséquilibre du milieu environnant peut entraîner une mortalité élevée chez les autres organismes présents. Ce surdéveloppement est généralement la conséquence d'une action humaine. Cela peut se produire suite à des rejets excessifs de composés azotés ou phosphorés (Smith 2003 ; Carey et Migliaccio, 2009).

4.4. Pollution agricole

L'agriculture est une activité complexe dans laquelle la croissance des cultures et du bétail doit être parfaitement équilibrée. Le processus de pollution agricole découle des nombreuses étapes de sa croissance [6] :

- Les engrais apportent aux végétaux cultivés les nutriments nécessaires à leur croissance. Les trois principaux sont : l'azote, le phosphore et le potassium (Houot *et al.*, 2016)

- Les pesticides sont des produits chimiques destinés à détruire les champignons (fongicides), les mauvaises herbes (herbicides), les vers de terre (nématocides) et insectes (insecticides) qui parasitent les cultures (**Cruz, 2015**)
- Le ruissellement des eaux de pluie ou d'arrosage drainent le sol et transportent vers les cours d'eau les produits de traitement des cultures (engrais et pesticides) (**Barriuso et al., 1996**) ;
- Les infiltrations d'eau, de pluie ou d'arrosage, entraînent vers les nappes phréatiques les mêmes produits de traitement des cultures (engrais et pesticides) (**Lennartz et al., 1997 ; Louchard et al., 2001**).

4.5. Pollution par les déchets solides

Les déchets solides sont divers dans leur type que dans leur origine parmi eux, ceux liés à la consommation domestique : papier, carton, plastique, pneus, verre (**Kalloum, 2012**).

5. Milieux pollués

5.1. Air

L'air que nous respirons peut être contaminé par différents types de polluants (gaz, particules, produits chimiques...) (**Koller, 2009**).

Les gaz d'échappement libérés par les véhicules, les fumées noires des cheminées sortant des usines industrielles ou encore le smog, sont des polluants dits atmosphériques sont souvent diffus et sont plus délicats à régler efficacement (**Brunekreef et Holgate, 2002 ; Kunzli et al., 2000**).

La présence de ces impuretés dans l'air peut provoquer une gêne notable pour les personnes et un dommage aux biens. La pollution atmosphérique est donc fortement influencée par le climat et tout particulièrement par le vent, la température, l'humidité et la pression atmosphérique (**Fortin, 2001**).

5.2. Sols et sous-sols

Les sols sont indispensables au développement de la vie et à la production de nourriture. Ils transforment et stockent tout ce qui s'y infiltre, ils sont donc très sensibles à la pollution. La pollution du sol peut être diffuse ou locale, d'origine industrielle (comme des

métaux lourds (provenant de déchets d'usine), agricole (suite à l'utilisation massive d'engrais ou de pesticides) et urbaine. Les résidus s'infiltrent dans le sol et le sous-sol, atteignant les nappes d'eau souterraine qui est employée pour l'usage domestique. [3].

5.3. Eau

L'eau est le meilleur allié du corps humain, composant 60% de sa masse. Comme l'eau est essentielle à la vie, il est important qu'elle soit la plus propre possible.

On appelle pollution de l'eau toute dégradation physique, chimique, biologique ou bactériologique de ses qualités naturelles, qui rend son utilisation dangereuse et (ou) perturbe les conditions de vie de la flore et de la faune aquatiques. **(Bliefert et Perraud, 2001)**

Elle compromet les utilisations de l'eau et l'équilibre du milieu naturel. Elle peut concerner les eaux superficielles (rivières, plans d'eau) et/ou les eaux souterraines.

Le milieu aquatique, dans son ensemble, est un système très complexe constituant le siège d'un grand nombre de réactions chimiques, physiques et biologiques.

Ce système est, de manière générale une combinaison relationnelle avec l'ensemble des autres compartiments constituant le milieu naturel. À cause du cycle de l'eau, les écosystèmes aquatiques sont susceptibles d'être contaminés par des pollutions accidentelles ou chroniques **(Chouteau, 2004)**.

Le milieu aquatique est donc, la cible de contamination par le rejet des effluents pollués (activités humaines, industrielles, urbaines ou agricoles), induisant différentes formes de pollution : pollution physique, chimique et biologique.

6. Caractéristiques des polluants

Ce sont l'effet, la cible et la dose qui déterminent la typologie d'un polluant, autant que la nature de la substance en cause. Parmi tous les polluants qui sont à l'origine d'une altération de la qualité du milieu, il faut annoter que certains d'entre eux sont beaucoup plus nocifs que d'autres.

Selon la taille ou l'importance de la dose posant problème on distingue :

6.1. Les micropolluants

Les micropolluants sont des substances naturelles ou de synthèses, composés organiques ou métalliques, susceptibles d'entraîner des effets toxiques sur les organismes vivants et/ou les organismes aquatiques, même à des concentrations très faibles (de l'ordre du µg/l ou du ng/l), en raison de leur persistance et de leur bioaccumulation (**Schenk *et al.*, 2006**). On y trouve aussi bien des métaux, métalloïdes et éléments radioactifs (plomb, cadmium, mercure, arsenic, radon, uranium...) que des polluants organiques (pesticides, hydrocarbures, solvants, détergents, cosmétiques, etc.) ou des produits pharmaceutiques et perturbateurs endocriniens (bêtabloquants, antidépresseurs, analgésiques, antibiotiques, hormones...) (**Heitz *et al.*, 2017**). Chez l'homme, les micropolluants peuvent provoquer des troubles respiratoires ou digestifs, des baisse de fertilité, des troubles hormonaux, des perturbations neurologiques, des affaiblissements de l'immunité et cancérogénèse chimique ;

6.2. Les macropolluants

Les macropolluants sont des substances ou molécules de grande taille. Ils peuvent être présents naturellement dans l'environnement mais les activités humaines en accroissent les concentrations. Ils comprennent les matières en suspension, les matières organiques et les nutriments, comme l'azote et le phosphore.

Contrairement aux micropolluants, toxiques à très faibles doses, l'impact des macropolluants est visible à des concentrations significatives (de l'ordre du mg/L ou µg/L), ils présentent des effets néfastes que lorsque leur concentration dépasse le seuil d'acceptation du milieu récepteur.

7. Dépollution

La dépollution consiste principalement à atténuer la concentration en polluants au niveau d'un seuil ne représentant ni un risque pour la santé humaine ni un danger environnemental.

La dépollution des sites est délicate puisque chaque site est spécifique.

En effet, chaque site est une combinaison unique de caractéristiques environnementales, de polluants et d'usages présents ou futurs.

Il conviendra donc, si nécessaire, de valider les options choisies par des essais d'orientation et d'évaluation ainsi que des études de dimensionnement plus détaillées. Par

ailleurs, le traitement mis en œuvre est souvent une combinaison de temps, de coûts, d'efficacité et d'espace (Guelton, 1999).

7.1. Techniques de dépollution

De façon générale, les techniques de dépollution sont nombreuses et variées mais peuvent être catégorisées en méthodes *ex situ* ou *in situ*. La stratégie de dépollution d'un site doit permettre et privilégier en première approche, la maîtrise de la source de pollution puis le transfert de pollution, traiter un maximum de substances et de diminuer au maximum les risques résiduels (Bardos, 2014).

En complément, les techniques de traitement utilisent des méthodes physiques, chimiques et/ou biologiques visant à concentrer, transformer voire éliminer les contaminants. (Gan *et al.*, 2009)

L'application de ces techniques dépend principalement du type de pollution (organique et/ou minérale) et des caractéristiques du polluant (accessibilité, biodégradabilité, persistance). Le choix du procédé de traitement dépend aussi des paramètres intrinsèques des techniques (spécificités de mise en œuvre, coût, rendement de dépollution) et des contraintes spécifiques au site à traiter. (Colombano *et al.*, 2010)

Il existe plusieurs types de techniques de dépollution et leur classement en fonction de leurs mises en œuvre :

- Le traitement hors site (*ex situ*) consiste à excaver ou à extraire le milieu pollué (déchet, sol, eau) et à l'évacuer vers un centre de traitement adapté ;
- Le traitement sur site (*on site*) consiste à excaver puis à traiter sur site, le milieu pollué ;
- Le traitement en place (*in situ*) consiste à dégrader, fixer ou extraire le polluant du milieu sans excavation ;
- Le confinement (*in situ*) consiste à empêcher ou à limiter la migration des polluants.

7.2. Classification des différentes techniques

Les techniques de dépollution peuvent être classées en fonction de :

□ La nature des procédés employés, à savoir : les procédés physiques, biologiques, thermiques et/ou chimiques ;

□ Lieu de traitement, dont on distingue : traitements *ex situ*, traitements on site, *in situ* (ou en place) et confinement qui consiste à empêcher ou limiter la migration des polluants ;

□ Devenir des polluants, reposant sur deux possibilités :

(i) l'immobilisation qui conduit à la modification du comportement et la toxicité du polluant;

(ii) la destruction (totale ou partielle) par les procédés chimiques, thermiques, physiques et biologiques précédemment cités;

Le choix de la technique repose sur la capacité, à traiter la source de pollution, à maîtriser les impacts et à protéger les cibles.

Le (Tab. 1), ci-dessous synthétise les techniques les plus souvent utilisées. (Edwards *et al.*, 2005).

Tableau 01. Techniques les plus courantes actuellement retenues (Edwards *et al.*, 2005).

Techniques	<i>In situ</i>	<i>Ex situ</i> ou on site
Méthodes physiques par évacuation de la pollution	<ul style="list-style-type: none"> • Ventilation de la zone non saturée • Extraction double phase • Barbotage <i>in situ</i> (ou injection et bullage d'air <i>in situ</i>) • Pompage et traitement • Pompage/écrémage 	<ul style="list-style-type: none"> • Excavation des sols • Tri granulométrique • Lavage à l'eau
Méthodes physiques par piégeage de la pollution	<ul style="list-style-type: none"> • Confinement par couverture et étanchéification • Confinement vertical • Piège hydraulique ou confinement 	<ul style="list-style-type: none"> • Encapsulation on site et élimination en centres de stockage des déchets • Solidification/stabilisation

	hydraulique • Solidification/stabilisation <i>in situ</i>	
Suite de Tableau 01		
Méthodes chimiques	• Lavage <i>in situ</i> • Oxydation chimique <i>in situ</i> • Réduction chimique <i>in situ</i>	• Mise en solution et extraction chimiques • Oxydation et réduction chimiques
Méthodes chimiques	• Vitrification • Désorption thermique <i>in situ</i>	• Incinération • Désorption thermique • Vitrification • Pyrolyse
Méthodes biologiques	• Biodégradation <i>in situ</i> dynamisée • Bioventing • Biosparging • Atténuation naturelle contrôlée • Phytoremédiation	• Bioréacteur • Biotertre • Compostage • Landfarming
Autres	• Barrières perméables réactives • Electroremédiation	
Traitement des rejets aqueux	•	• Récupération des produits purs • Prétraitement des eaux souterraines • Stripping à l'air • Photo-oxydation sous UV • Adsorption • Bioréacteur (procédés intensifs) • Bioréacteurs (procédés extensifs) • Séparation par membrane • Oxydoréduction • Echange d'ions • Précipitation, coagulation-floculation, décantation Filtration

Suite de Tableau 01		
Traitement des rejets atmosphériques	•	<ul style="list-style-type: none"> • Adsorption • Absorption (ou lavage) • Condensation • Procédés d'oxydation thermique • Photo-oxydation • Réduction thermique • Bioréacteurs • Méthodes de dépoussiérage

7.3. Dépollution des eaux contaminées

Étant donné le caractère hétérogène de la composition des rejets industriels en polluants, une chaîne de traitement qui garantit l'élimination de polluants par étapes successives est nécessaire.

En fonction de leur principe d'élimination, ces techniques peuvent être classées en trois principales familles : procédés physiques, procédés biologiques et procédés physico-chimiques.

7.3.1. Procédés biologiques

Ces procédés mettent à profit l'activité de certaines bactéries afin d'éliminer les polluants des eaux résiduaires. Ces microorganismes ne seront capables de dégrader les polluants organiques en composés moins toxiques ou de les minéraliser que lorsque ces molécules présentent un minimum de biodégradabilité et une faible toxicité. Les procédés biologiques diffèrent en fonction de la présence (aérobie) ou de l'absence (anaérobie) de l'oxygène. Le procédé le plus courant utilise les boues activées. Ce procédé est limité par le coût élevé de traitement de boue et son inefficacité vis-à-vis des effluents concentrés ou contenant des substances bio-résistantes.

7.3.2. Procédés physico-chimiques

Il existe plusieurs procédés chimiques qui sont appliqués dans le traitement des eaux usées. Ces procédés peuvent à priori être classés en deux catégories :

- Les procédés basés sur des réactions physico-chimiques telles que la coagulation (**Verma et al., 2012 ; Ciabatti et al., 2010**), la précipitation et la complexations (**Dhankhar et Hooda, 2011**).
- Les procédés basés sur des réactions chimiques notamment la chloration (**Kim et al., 2003**), l'ozonation (**Xu et al., 2002**) et l'incinération. (**Knox, 2000**)

7.3.3. Procédés physiques

Dans le domaine de traitement des eaux ou d'élimination des polluants, plusieurs procédés physiques sont largement employés. Ces procédés sont basés sur la séparation d'un ou plusieurs composés de l'effluent et sont le plus souvent utilisés en tant que pré ou post-traitement. Il est à noter que dans cette séparation, le polluant passe d'une phase à une autre phase. Ces procédés incluent : la filtration sur membrane (**Chang et Kim, 2005**), le stripping (**Tsai et al., 1981 ; Huang et al., 2006**) coagulation-floculation (**Papic et al., 2000**), et l'adsorption (**Baup et al., 2000 ; Namasivayam et Kavitha, 2004**).

Toutefois, l'application de l'adsorption, au cours des dernières décennies, a progressivement fait sa preuve dans l'élimination des polluants métalliques puisque, la convergence vers l'amélioration des capacités d'adsorption de supports solides, a dopé un grand nombre de travaux de recherche. C'est une méthode rapide pour tous types de traitements des eaux usées, car dans ce processus, l'adsorbant peut être réutilisé et la récupération des métaux est possible (**Barakat 2011 ; Fu et Wang, 2011**)

CHAPITRE II

TRAITEMENT BIOLOGIQUE DU SOL

Chapitre II: Traitement biologique du sol

1. Définition

La définition du traitement biologique selon le dictionnaire de l'environnement et développement durable est un procédé de transformation contrôlée de matières fermentescibles produisant un résidu organique plus stable susceptible d'être utilisé en tant qu'amendement organique ou support de culture. Les traitements biologiques utilisent et stimulent les capacités qu'ont les micro-organismes à utiliser divers types de composés organiques et minéraux pour leur croissance, leurs besoins en énergie et leur maintien en vie. [7]

2. Techniques de traitement

On distingue les techniques de traitement des terres excavées, dites « ex situ » (par évacuation en centre de traitement/décharge agréés ou par traitement sur le site même, en surface) et les techniques d'assainissement du sol en place, c'est-à-dire non excavé.

Pour chaque technique, un schéma de principe est présenté selon l'un des deux modèles suivants selon le mode de mise en œuvre de la technique, peuvent être ex situ et hors site (Nadine D. et Frédérique C. 2008)

2.1. Techniques *in situ*

Les procédés de traitement du sol *in situ* (Fig. 03) offrent l'avantage que le volume de sol à décontaminer reste en place et que donc une excavation, et donc la remis de cette terre, n'est pas nécessaire. Le polluant est soit extrait et traité en surface, soit dégradé dans le sol, soit fixé dans le sol. (Emilian, 2002).

2.2. Techniques *sur site* et *hors site*

Ce type de traitement, (Fig. 04) applicable à toutes les pollutions, consiste à extraire le polluant du milieu ou le polluant et son milieu (excavation et évacuation du sol contaminé) avant de les traiter sur site ou hors site. Avec un coute parfois élevé, l'élimination des polluants est totale, mais les résidus concentrés en polluants à éliminer. Cette façon de procéder, qui renvoie à la problématique de la gestion des déchets, présente un risque

potentiel de Transfer de la existante du sol a l'air. (Emilian, 2002).

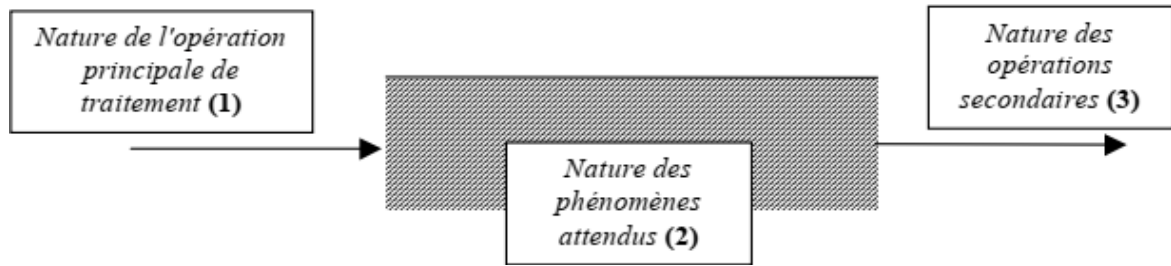


Figure 03 : Schéma de principe général de techniques de traitement *in situ*

- (1) Application d'un vide partiel: Élévation de la température; semence de végétaux, mise en contact d'agents chimiques avec le sol; apport d'oxygène.
- (2) Aspiration de la phase gazeuse du sol : désorption de la phase gazeuse du sol; transfert des métaux dans les végétaux ; immobilisation des polluants; dégradation des polluants.
- (3) Captage et traitement des gaz extraits; récolte et traitement des végétaux.

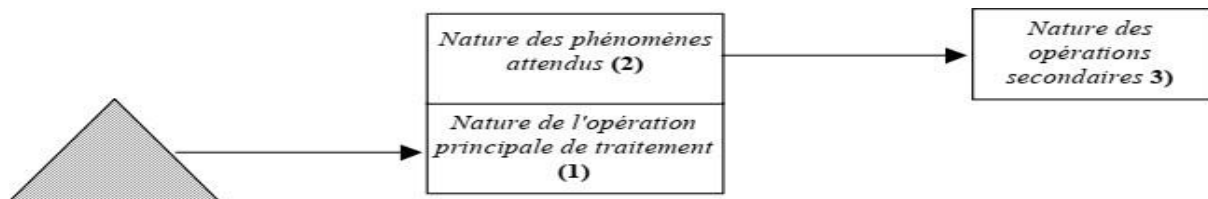


Figure 04 : Schéma de principe général de techniques de traitement *sur site* ou *hors site*

- (1) Application de principes physiques de séparation; mise en contact d'agents chimiques en solution avec le sol; mise en contact d'agents tensio-actifs en solution avec le sol : élévation de la température du sol : activation du métabolisme de microorganismes en contact avec le sol en solution.
- (2) Séparation de la fraction de sol la plus riche en polluants; solubilisation des polluants; désorption de la phase gazeuse du sol; immobilisation des polluants; dégradation des polluants.
- (3) Élimination de la fraction enrichie du sol; séparation de la phase liquide; traitement des effluents liquides: recyclage de l'agent chimique, recyclage du tensio-actif: captage et traitement des gaz extraits; surveillance du comportement du sol traité.

2.3. Techniques de séparation

2.3.1. Les principes des procédés physiques et chimiques :

Les principes des procédés de traitement physiques ou physico-chimique sont pour cible les contaminations liées aux constituants solides du sol. Ils ne s'adressent pas aux pollutions des phases gazeuses ou dissoutes.

L'objectif des traitements par tri est de réduire la masse de matériaux contaminés en séparant les particules contaminants des particules « propres ». Cela permet, à partir des sols initiaux, d'obtenir deux matériaux distincts :

- D'un côté, un produit correspond à une part importante des solides du sol, ne contenant plus qu'une infime proportion des contaminants présents au départ,
- D'un autre côté, un résidu, de volume réduit, renfermant la quasi-totalité des polluants. Le confinement ou l'inertage ne porte alors que sur cette fraction résiduelle, d'où une réduction importante des coûts. Ces techniques peuvent s'utiliser pour une large gamme de contaminants pollutions métalliques, organiques ou mixtes (organiques et métalliques) ou même radioactives; des contaminants organiques (naphtalène, etc.) ou des pollutions mixtes ont été traités. Les techniques de tri physiques et physico-chimiques sont employées dans de nombreux procédés de traitement de sols ou de sédiments, à une échelle industrielle.

Outre les techniques, ces procédés comportent généralement des opérations complémentaires de préparation mécanique (attrition, débourbage) et/ou de traitement des rejets (Séparation solide-liquide) (Clozel *et al.*, 2002).

2.3.2. Paramètres principaux

Les paramètres principaux qui ont une influence sur les performances de dépollution sont :

- La nature et la concentration des polluants.
- La granulométrie du sol.
- La répartition chimique des contaminants en fonction de la granulométrie.
- L'existence et l'amplitude de critères discriminants entre les porteurs de polluants et les autres constituants du sol : densité, susceptibilité magnétique, hydrophobie, chimie de surface. (Clozel *et al.*, 2002)

3. Méthode biologique

3.1. Bioremédiation : principe et processus

La majorité des traitements biologiques *in situ* mettent en jeu des microorganismes, principalement des bactéries, afin de dégrader totalement ou partiellement les polluants. Quelques dépollutions ont été réalisées à l'aide de champignons. Deux types de processus sont en jeu : le métabolisme et le co-métabolisme.

3.1.1. Le métabolisme

Les polluants sont utilisés par les microorganismes pour la production d'énergie (les polluants sont métabolisés). Le métabolisme se divise :

- a) **Catabolisme**: qui met en jeu des réactions d'oxydoréduction, ces réactions ayant pour but de produire de l'énergie stockée par les microorganismes.
- b) **Anabolisme** : qui se sert de cette énergie pour le maintien et la reproduction cellulaire.

On distingue deux sortes de dégradations biologiques suivant le type d'accepteur d'électrons :

- Dégradations aérobies l'accepteur final d'électron est l'oxygène
- Dégradations anaérobies: l'accepteur final d'électron est un composé autre que l'oxygène nitrates (NO₂), manganèse (Mn (IV)), fer ferrique (Fe (III)), sulfates (SO), dioxyde de carbone (CO₂).

3.1.2. Le co-métabolisme

Lors du co-métabolisme, le polluant n'est pas utilisé pour la croissance bactérienne mais est dégradé du fait de l'activité métabolique avec une autre molécule, dénommée inducteur Co-métabolique. Les enzymes synthétisées pour cette autre molécule dégradent donc en parallèle le polluant. Le microorganisme ne tire pas de bénéfice de cette dégradation. (Colombano S. et al., 2008).

La (Fig. 05) décrit le concept de la biodisponibilité des polluants et l'intervention de l'activité des micro-organismes pour la dégradation de cette dernière.

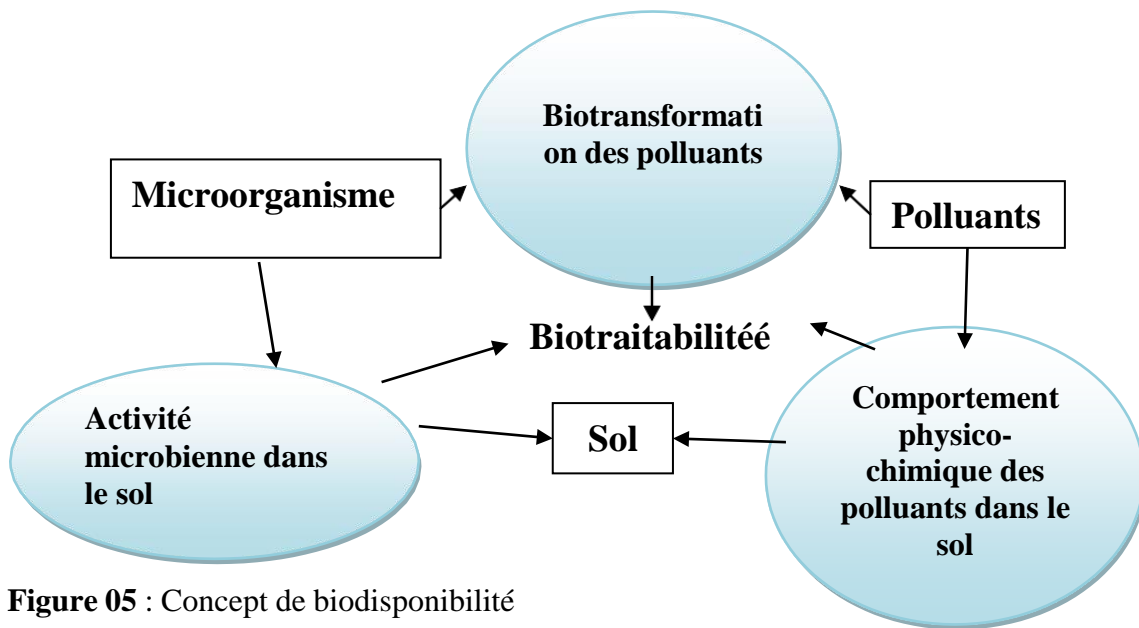


Figure 05 : Concept de biodisponibilité

3.2. Les différentes méthodes de bio-remédiation

Tableau 02 : Les différentes méthodes de bioremédiation pour la traitabilité du sol.
(Nadine D. et Frédérique C. 2008)

Technique	Description	Avantages	Inconvénients
Bioventing	Biosparging en zone non saturée en eau.	Évite le rejet des substances volatiles en surface.	Perméabilité du terrain nécessaire. Processus difficile à contrôler
Landfarming	Traitement du sol en couche <10cm d'épaisseur sur membrane étanche. Retournement régulier, arrosage et apport de nutriments (utilisé par Total pour traiter les boues de forage de la plate-forme pétrolière)	Mise en œuvre simple coût limité	Excavation du sol. Nécessite de grandes surfaces d'épandage. Durée longue >1an.

Suite de Tableau 02			
Compostage	Traitement du sol en andain et ajout de copeaux de bois ou de paille pour améliorer la texture, l'aération et la teneur en matière organique.	Mise en œuvre simple coût limité	Excavation du sol Durée longue 1 à 3ans. Emission possible de polluants volatils
Biotertre (Biopile)	Traitement sur surface imperméable et couverture étanche. Contrôle de l'humidité, oxygénation, apports de nutriments, concentration en microorganismes et Températures.	Contrôle de paramètres de dégradation. Nécessite de moins grandes surfaces que le landfarming. Récupération des lixiviats	Excavation du sol. Technique lente et faible rendement pour certains composés.
Bioréacteur	Traitement du sol dans des réacteurs avec optimisation et contrôle des conditions (pH, nutriments, T°, O ₂) et des populations microbiennes. Ajout de nutriments.	Accélération des processus et de l'accessibilité des polluants. Permet de traiter des composés peu biodégradables et des sols argileux	Excavation des sols. Efficacité limitée par accessibilité des polluants.

3.3. Principaux facteurs influençant la biodégradabilité

Plus que tout autre traitement, les traitements biologiques doivent faire l'objet de test de faisabilité (biodégradabilité) permettant d'appréhender le type de dégradation le plus approprié, les rendements et les durées associées (et par conséquent les coûts), ce qui correspond à aborder les points suivants :

- Cas du métabolisme détermination des accepteurs et donneurs d'électrons donnant les meilleurs résultats ainsi que leurs concentrations optimale,
- Cas du Co-métabolisme détermination de l'inducteur métabolique ainsi que de sa concentration optimale.
- Présence de microorganismes indigènes compétents.
- Présence de nutriments en concentrations et proportions suffisantes.
- Présence de polluants à des concentrations inférieures aux seuils d'inhibition.
- Bio augmentation: type d'organismes et conditions associées. (Colombano *et al.*, 2010)

4. Bioremédiation *in situ* : le *Bioventing*

Dans le cas du *Bioventing*, il s'agit d'accélérer la biodégradation des polluants par les microorganismes indigènes, en induisant une circulation d'air à faible débit dans la zone polluée (insaturée) afin de limiter l'élimination des polluants par volatilisation (par exemple, pas d'émissions observées d'hydrocarbures supérieures à 2,5 mg/jour /m²).

C'est une différence avec le *Venting* qui emploie des débits très forts d'où des coûts plus élevés (coût de l'aération + coût de traitement des polluants extraits du sol).

On utilise cette technique pour des sites fortement pollués par des hydrocarbures rapidement biodégradables.

Deux techniques existent :

- ✚ Par injection d'air à partir de puits situés dans la zone polluée, là où les besoins en oxygène sont élevés pour favoriser la dégradation microbienne des polluants, et par extraction des polluants résiduels à partir de puits situés à la périphérie de la zone (Fig. 06)
- ✚ Par dépression en utilisant uniquement les puits d'extraction.

Les puits d'injection d'air font 30 cm de diamètre maxi où sont introduits des tuyaux PVC de 10 cm de diamètre crépines sur toute la hauteur de la zone polluée dans le but de distribuer l'oxygène.

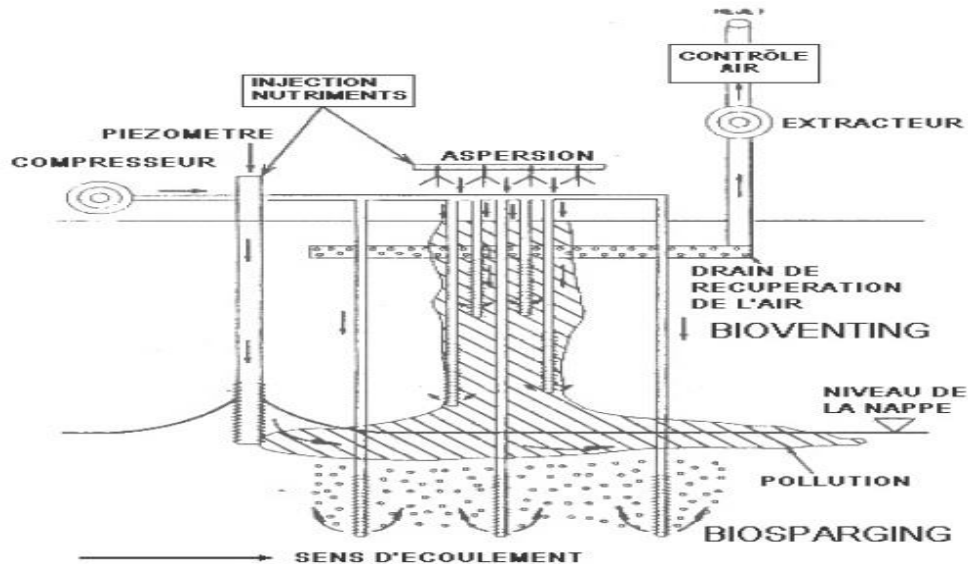


Figure: 06: Schéma de principe du *Bioventing* et du *Biosparging*. [8]

4.1. Variant du traitement *Bioventing*

Lors d'une opération de *Venting*, les composés volatils du sol sont mis en mouvement, ce qui favorise la volatilisation, par une injection d'air ou par extraction de l'air du sol.

- ✚ ***Bioventing* avec réinjection des effluents gazeux** dans les sols : on réinjecte les effluents gazeux dans des portions de sol non contaminé pour les dégrader,
- ✚ ***Biosparging*** qui consiste à injecter de l'air dans la zone saturée pour, d'une part, stimuler la biodégradation des polluants en milieu liquide et d'autre part vaporiser les contaminants dissous dans la nappe, qui seront ensuite biodégradés dans la zone insaturée (plus riche en microorganismes) (**Tab. 02**)

Pour dimensionner l'installation (emplacement, nombre et géométrie des puits d'injection et d'extraction), il faut comporter généralement un puits d'extraction, un réservoir tampon, un filtre pour air, une soufflante, une unité de traitement de la vapeur et divers appareils de mesure contrôle (débitmètre, vanne de régulation, etc...).

4.2. Caractéristiques de la zone à traiter

Avant d'étudier un site, nous devons étudier la nature du sol qu'il contient afin de connaître la bonne façon de le traiter et d'assurer de meilleurs résultats avec cela. Les zones à traiter ils doivent respecter les paramètres lors d'une opération de bioventing sont :

- **Texture** : on peut utiliser le *bioventing* pour des sols sableux et limoneux mais pas pour des sols trop argileux ;
- **Taux d'humidité** : ne doit pas être trop élevé (optimum = 10%) pour ne pas gêner le transfert d'O₂, ni trop faible, quoique des activités microbiennes aient été observées dans des zone semi-arides avec 3 à 5% d'humidité ;
- **Teneurs en azote et en phosphore** : > 20 mg/kg de sol pour N et 3 mg/kg pour P
- **Température** : bien que ce soit un facteur important, des activités biologiques s'observent à 0°C.

4.3. Perméabilité de gaz dans le sol

La connaissance de **K** (perméabilité en Darcy) donne une idée de la facilité de dépollution du sol. Les sols avec une perméabilité à l'air élevée seront les plus facilement dépollués (cas des sols sableux).

$$K = \frac{Q\mu}{4A\pi H}$$

D'où :

- **K** : (perméabilité en Darcy ou en m² (avec 1 darcy = 0,97 10⁻¹² m²))
- **Q** : Débit de gaz (apporté dans le puits d'injection en m³/s)
- **μ** : Viscosité de l'air (0,078 centipoise ou P.A.S.)
- **H** : Épaisseur du sol traité ou hauteur crépinée (en m)
- **A** = dP/dt (A, déterminé lorsque valeurs stables de pression ; avec P, pression en Pa)

A différentes distances autour du puits d'injection de l'air, et à différentes profondeurs, des sondes capables de mesurer de faibles dépressions sont mises en places pour mesurer **A**. **Q** est déterminé en sortie de ventilateur ce qui permet de déterminer **K**.

La pression d'injection d'air ne doit pas dépasser 0,4 bar afin d'éviter la création de chemins préférentiels qui perturberaient la distribution uniforme de l'O₂ - les performances de

dépollution diminuent lorsque le sol est hétérogène et contient des zones de fracture. La distribution de l'O₂ est généralement uniforme lorsque la perméabilité >0,1 Darcy.

L'aération peut entraîner un assèchement du sol. Il faut donc contrôler l'humidité du sol (>5%).

4.4. Rayon d'influence de l'aération à partir du puits d'injection

Il s'agit de la distance maxi à partir du puits d'aspiration ou d'injection d'air pour laquelle l'apport d'O₂ est encore suffisant pour le métabolisme microbien. En pratique, il s'agit de la distance maximale (pour un débit constant) pour laquelle la dépression mesurée (après stabilisation) dans des puits de contrôle est supérieure à une colonne d'eau de 2,5 mm (3 10⁻³ bar). La valeur du rayon, variable selon les propriétés du sol, permet d'optimiser le nombre et l'emplacement des puits d'injection. Pour étendre le rayon d'influence de l'aération autour du puits, notamment pour des zones polluées de faible profondeur (1 à 3 m), il est recommandé de rendre imperméable la surface du sol (mise en place d'une bâche).

4.5. Vitesse de consommation d'oxygène

Elle sert d'indicateur de l'activité microbiologique. Elle est calculée de manière théorique (exercice sur le volume d'air à apporter pour dégrader des HAP) ou à partir d'un test de respiration *in situ*. On peut alors calculer le débit minimum d'aération pour maintenir une atmosphère aérobie avec une teneur minimum en O₂ de 3-4% (en volume).

4.6. Vitesse de dégradation

A partir de la vitesse de la consommation d'oxygène, on en déduit celle du polluant.

$$C_H = C_0 V d \tau$$

D'où :

- C_H = exprimé en mg polluant/kg sol/jour ;
- C₀ = O₂ consommé /jour (en mg/l/jour) ;
- V = volume d'air (litres)/kg sol ;
- d = densité de l'oxygène ;
- τ (cas d'hydrocarbures) = masse d'hydrocarbures minéralisés/masse d'oxygène consommé = 0,3.

En moyenne, $C_H = 0,89 C_0$ avec un sol de porosité de 30% et une densité de 1,45.

De façon générale, il est admis qu'une opération de bioventing n'est pas à recommander lorsque les valeurs de $C_H \leq 1,5$ mg/kg sol/jour.

Un inconvénient majeur est la durée du traitement (plusieurs années parfois) alors qu'économiquement, le bioventing est moins coûteux que le venting. Tel est l'exemple du traitement des hydrocarbures, sans traitement des effluents gazeux pour :

1. Un sol argileux contaminé par des essences vieilles : 17 mg/kg sol/jour avec *Bioventing* et 3900 mg/kg sol/jour avec *Venting*;
2. Sol sableux avec peu d'argiles : 14 mg/kg sol/jour avec bioventing et 85500 mg/kg sol/jour avec v.

5. Méthode physique

5.1 Évacuation du polluant

Une partie des composés volatils déversés sur le sol s'évapore jusqu'à saturation de sa porosité L'autre partie contamine l'eau et la dernière se sorbe sur les particules de sol. A l'équilibre, les composés se partagent entre les phases gazeuse, liquide et solide en fonction des caractéristiques des composés (solubilité, constante de Henry, pression de vapeur, point d'ébullition, coefficients de partition air/eau/sol, localisation et concentration des composés. Cette technique traite le panache plutôt que la source de pollution.

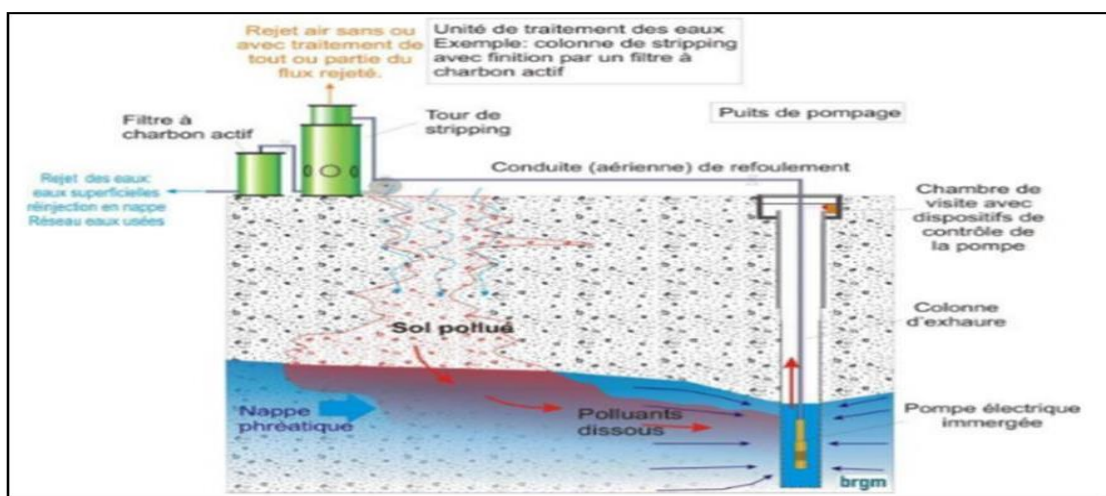


Figure 07 : Pompage-traitement (BRGM, 2010)

La circulation d'eau polluée dans la porosité du sol de la zone saturée est induite par le pompage et permet de la remplacer progressivement par de l'eau « propre » (**Fig. 07**). (**Emilian, 2002**).

En raison de la modification des équilibres chimiques (même principe que le venting) dus à la circulation d'une eau de moins en moins polluée, les polluants sous forme gazeuse ou sorbés sur la phase solide enrichissent l'eau pompée. Les eaux pompées sont le plus souvent rejetées dans des réseaux d'eau pluviale ou d'eaux usées en raison des volumes importants et des faibles concentrations en polluants. Dans le cas de rejets faibles et concentrés, les eaux sont expédiées en centres d'élimination agréés.

Cette méthode, qui s'applique aux polluants organiques ou minéraux dissous de la zone saturée du sol, consiste à extraire les eaux souterraines (nappes) polluées et à traiter la pollution sur site avant rejet (ou élimination en centre agréé). Elle s'applique aux polluants dans des aquifères perméables (sablo-limoneux à graveleux) et homogènes. Le rendement de dépollution peut atteindre 50-60%. [17]

5.2. Piégeage de la pollution

Cette méthode consiste à empêcher l'écoulement des eaux hors du lieu contaminé. Elle comporte trois phases :

- 1) Isolement des contaminants manière durable, contrôle de la pérennité de l'isolement, suivi de l'efficacité des mesures.

Il s'agit d'une part de confiner les sols pollués par la mise en place /d'une isolation de surface imperméable ou semi-perméable afin d'empêcher (ou de limiter) la percolation des eaux de pluie à travers la zone non saturée, puis l'infiltration des eaux souillées vers les eaux superficielles et souterraines,

- 2) D'une barrière entre la source de pollution et l'homme, la faune, la flore,
- 3) D'une barrière au-dessus de la source de pollution pour éviter l'envol de poussières. (**Nadine D. et Frédérique C. 2009**).

Le (**Tab. 03**) décrit la nature des couches classiquement utilisées.

Tableau 03 : Rôle, nature et type de couches utilisées dans le recouvrement de surface
(Nadine D. et Frédérique C. 1999)

Type de couche	Objectifs	Nature
Couche de surface	<ul style="list-style-type: none"> -Séparation physique du sol pollué des animaux, des plantes et des humains -Séparation des couches sous-jacentes de l'atmosphère -Diminution de l'influence de la température et des précipitations extrêmes -En cas de végétalisation, support aux plantes (et favorise le ruissellement et l'évaporation) 	<ul style="list-style-type: none"> -Terre végétale / géosynthétique (prévention de phénomène d'érosion) -Graviers et galets -Matériaux de pavage, béton bitumineux, pavage
Couche de protection	<ul style="list-style-type: none"> -Séparation physique du sol pollué des animaux, des plantes et des humains -Minimisation des risques de destruction accidentelle du confinement -Protection des couches sous-jacentes de cycles hydratation/sécheresse, gel/dégel (provoquant des fissures et des crevasses) -Emmagasinement de l'eau qui se trouve dans les sols et favorisation de l'évapotranspiration 	<ul style="list-style-type: none"> -Matériaux locaux (sols, remblais et déblais sains) -Matériaux granulaires (afin d'éviter les intrusions animales)
Couche de drainage	<ul style="list-style-type: none"> -Réduction du volume d'eau susceptible d'atteindre la structure d'étanchéité -Drainage de la couche de protection où l'eau de pluie s'accumule -Réduction de la charge hydraulique dans la couverture (ce qui engendre des instabilités et des tassements différentiels) -Séparation physique du sol pollué des animaux, des plantes et des humains 	<ul style="list-style-type: none"> -Structure simple ou composite (non agressive physiquement et chimiquement vis-à-vis de la couche d'étanchéité) -Sable ou gravier + filtre naturel (sable très fin) ou géotextile filtrant -Géotextile possédant le double capacité de filtration et de drainage -Composite géotextile-géoespaceur (fonction drainante et filtrante)

Suite de Tableau 03		
Couche d'étanchéité	-Diminution du volume d'eau traversant la couverture	-Argile compactée seule -Géomembrane seule -Géocomposite bentonitique seul -Géomembrane + argile compactée -Géomembrane + géocomposite bentonitique -Géocomposite bentonitique placé entre une géomembrane supérieure et une géomembrane inférieure -Argile compactée placée entre une géomembrane supérieure et une géomembrane inférieure
Couche de fondation	-Couche résistante et incompressible (afin d'éviter les tassements préférentiels)	-Divers (matériaux physiquement et chimiquement non agressifs vis-à-vis de la couche d'étanchéité)

6. Méthodes chimiques

L'oxydation chimique in situ consiste à injecter un oxydant dans les sols (zones saturée et non saturée) sans excavation. Cet oxydant (**Fig. 08**) va détruire totalement ou partiellement les polluants. Cette méthode permet donc d'aboutir à la destruction des polluants (aboutissant à la transformation en eau, gaz carbonique et sels) ou à la formation de sous-produits de dégradation généralement plus facilement biodégradables.

Pour information, la réduction chimique in situ consiste à injecter un réducteur dans les sols (zones saturée et non saturée) sans excavation. Ce réducteur est également utilisé dans le but de détruire totalement ou partiellement des polluants organiques et également, dans le cas de polluants inorganiques, de les stabiliser ou les rendre moins toxiques.

Dans le cas de l'injection in situ d'un oxydant dans le sol, dans la zone saturée ou insaturée, le polluant perd un ou plusieurs électrons. L'oxydant est le composé « accepteur » d'électron(s) qui devient, après réaction, un composé réduit.

Le choix de l'oxydant dépend de la géologie, de l'hydrologéologie, de la géochimie du site et de la nature de la pollution. Les oxydants sont principalement utilisés sous forme liquide (permanganate, persulfate de sodium, peroxyde d'hydrogéné, etc.) sauf cas de l'ozone.

Il existe trois modes d'injection :

- ✚ **oxydants liquides** : procédé proche du lavage in situ
- ✚ **oxydants gazeux** : procédé proche du sparging/venting,
- ✚ **Malaxage in situ**: procédé proche de la solidification/stabilisation in situ, adapté aux sols moins perméables et moins hétérogènes.

Généralement, on procède au pompage et traitement des gaz et des eaux. (Marie Odile et Véronique, 2012)

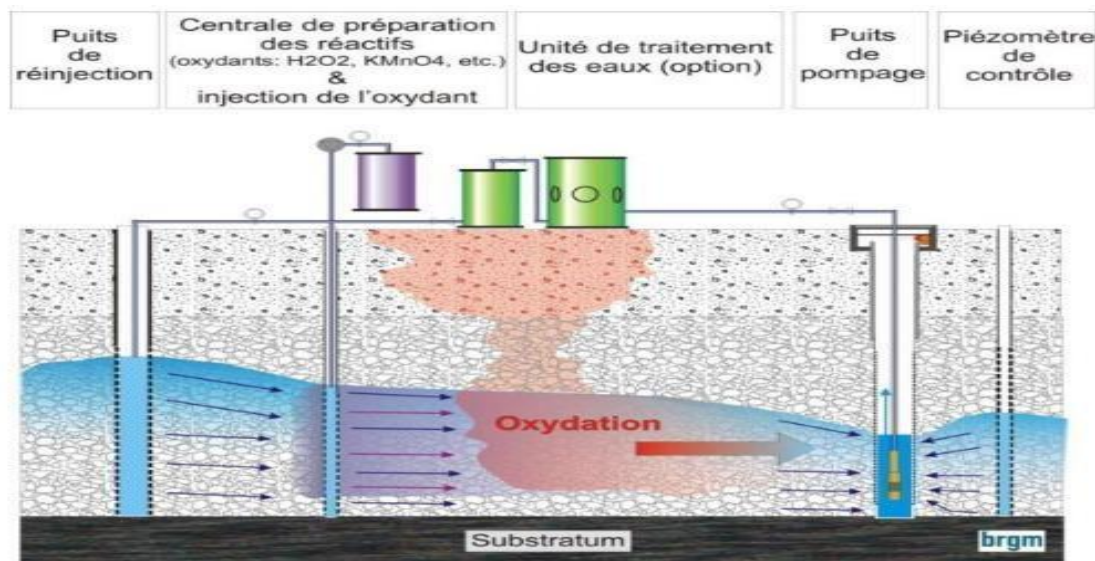


Figure 08: Oxydation chimique in situ (BRGM, 2010).

7. Méthodes thermiques

Le traitement thermique s'avère une option intéressante pour les matériaux d'excavation et les résidus engendrés par d'autres types de traitement fortement contaminés par des contaminants organiques. Les procédés thermiques (Fig. 09) sont souvent dispendieux, mais ils sont très efficaces, tant pour l'extraction que l'élimination. Les principales méthodes de traitement thermique sont :

- Désorption thermique, Incinération
- Réduction thermique, et Inertage-stabilisation. (Emilian, 2002).

La vitrification thermique in situ consiste à stabiliser les sols par élévation de la température afin de le transformer en un matériau fondu qui se vitrifie en se refroidissant.

Des électrodes en graphites sont introduites dans la zone polluée. Le courant entraîne, par effet Joule, une augmentation importante de la température (1600 à 2000°C) d'où fusion du sol puis vitrification lors de son refroidissement. Les électrodes sont enfoncées au fur et à mesure dans le sol. Les composés organiques sont soit détruits, soit volatilisés (d'où traitement). Les composés inorganiques (ainsi que l'amiante et les radionucléides) sont incorporés dans la matrice vitrifiée (très inerte et peu lixiviable). (Pascal, 2005)

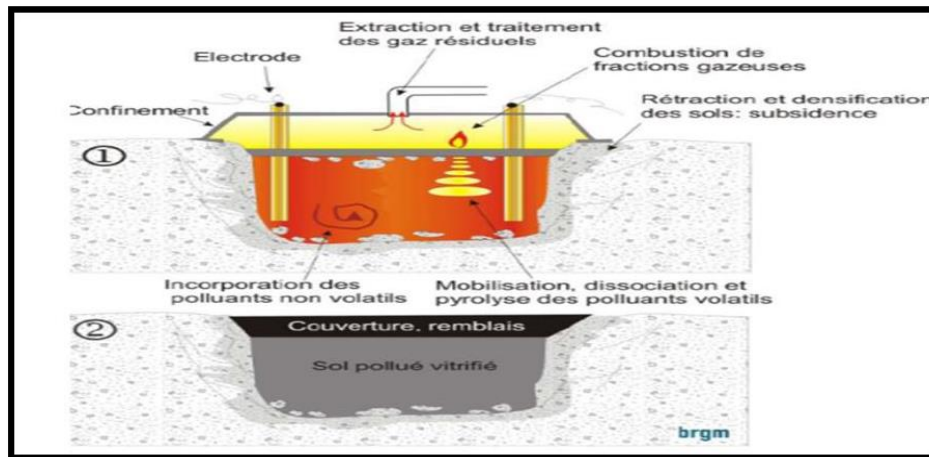


Figure 09: Schéma de principe de la vitrification thermique in situ (BRGM 2010)

8. Remédiation du sol par la plante le maïs (*Zea mays*)

La remédiation du sol par le maïs a été expérimentée par Henner ces résultats sont exposés dans sa thèse de doctorat (2000). Voici un aperçu de cette expérience:

Le choix du maïs, utilisé comme plante modelé dans cette expérience, on se basant sur des critères suivant :

8.1. Méthodologie

- Le maïs a une croissance rapide avec la biomasse élevée et un large système racinaire fasciculaire qui permet son utilisation en laboratoire par des cultures courtes avec des pratiques agricoles simplifiées,
- Le maïs est une espèce dont le fonctionnement étudié en terme physiologie mais également son potentiel dans la rhizodégradation, et
- Est la troisième plante la plus cultivée après le blé et le riz, du fait qu'elle

present un intérêt économique pour son usage alimentaire au niveau mondial.

8.1.1. Transfert de HAPs

Des plantules de maïs ont été cultivées pendant environ un mois en présence de solution nutritive. La solution nutritive contenait soit du phénanthrène marqué au carbone-14, soit du phénanthrène marqué au deutérium, soit du benzo[a]pyrène marqué au carbone-14 (C-14). Le marquage au carbone-14 (C-14). a été utilisé pour étudier les flux de radioactivité vers les différentes parties végétales entre la germination et la fin du test. Le marquage au deutérium a été employé pour qualifier les éventuelles molécules transférées.

8.1.2. Transfert de phénanthrène

Dans une première expérience, des grains de maïs ont été apportés dans un dispositif d'erlenmeyers contenant une solution nutritive et du phénanthrène marqué au (carbone-14) à l'activité de 2,09 MBq l⁻¹. La germination des grains puis la croissance des plantules ont été suivies pendant 28 jours. Afin de mettre en évidence les modalités du devenir du phénanthrène, un bilan de radioactivité dans les divers compartiments du système a été réalisé.

8.2. Résultats

8.2.1. Analyse de la radioactivité présente dans les différents compartiments végétaux

Le bilan de la radioactivité retrouvée dans les différents compartiments du système aux différentes dates de prélèvement est présenté dans le tableau suivant.

Tableau 04 : Répartition de la radioactivité dans les différents compartiments du système au cours de la croissance des plantules de maïs en présence de phénanthrène marqué au carbone-14 Résultats exprimés en % de la radioactivité introduite.

		7 jours	14 jours	21 jours	28 jours
Solution nutritive		40,0 ± 3,9 a	20,5 ± 1,5 b	12,3 ± 1,9 c	10,1 ± 2,9 c
Feuilles	R*	0,4 ± 0,2 cd	0,3 ± 0,1 cd	1,8 ± 0,6 bc	0,6 ± 0,0 cd
	E*	0,6 ± 0,5	0,5 ± 0,1	1,0 ± 0,4	0,8 ± 0,3
Racines	R	0,3 ± 0,2 d	1,3 ± 0,1 cd	2,9 ± 0,4 b	1,7 ± 0,8 bc
	E	0,2 ± 0,0	0,8 ± 0,1	1,2 ± 0,6	1,1 ± 0,3
Graines	R	0,3 ± 0,2 bcd	0,5 ± 0,1 bcd	1,1 ± 0,1 a	1,0 ± 0,5 cd
	E	2,0 ± 0,7	2,0 ± 0,6	5,3 ± 2,8	0,5 ± 0,2
Dissipation (%)		45,6 ± 3,5 c	73,0 ± 2,7 b	78,0 ± 1,8 a	82,0 ± 2,4 a
Total		99,3 ± 9,1	98,9 ± 5,3	102,7 ± 8,6	97,7 ± 7,4

Comptage direct des solutions nutritives, rinçage et extraction des parties végétales, dissipation évaluée grâce aux erlenmeyers témoin; **R** rinçage; **E** extractible à l'acétonitrile; analyses de variance conduites indépendamment sur les valeurs de la solution nutritive, de la dissipation et de l'ensemble des parties végétales en considérant la somme du rinçage et de l'extractible, n=4 et p=0,5.

Les quantités de radioactivité retrouvées, par rapport à la radioactivité introduite, sont en moyenne de 1,5% dans les parties aériennes, 2,8% dans les racines et 2,9% dans les graines. Ces quantités ne présentent pas d'évolution systématique au cours du temps du fait de la croissance différentielle des plantules.

Au niveau des feuilles, la majeure partie de la radioactivité est présente sous forme extractible. Etant donné que le dispositif ne permet pas de discriminer la voie de transfert racinaire de la voie gazeuse, la fraction récupérée par rinçage pourrait provenir de la contamination par des molécules volatilisées à partir de la solution. La fraction extractible par le solvant correspondrait dans ce cas aux produits ayant pénétré dans le végétal par la voie racinaire ainsi que, éventuellement, aux produits prélevés par voie gazeuse et ayant migré plus profondément dans la cuticule des feuilles ou dans les cellules.

Afin de s'affranchir des variations d'accumulation de produits radioactifs dans les différents compartiments, nous avons ensuite calculé la teneur en produit radioactif par unité de matière sèche végétale (**Tab. 05**).

Tableau 05 : Teneur en produits radioactifs dans les différentes parties des plantules de maïs ayant poussé en présence de phénanthrène marqué au ^{14}C dans la solution nutritive (n=4).

Résultats exprimés en $\mu\text{g g}^{-1}$ équivalent phénanthrène g-l MS

		7 jours	14 jours	21 jours	28 jours
		$\mu\text{g g}^{-1}$ MS			
Feuilles	R	1,3 ± 0,9	0,4 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,04 ± 0,01
	E	2,1 ± 1,6	0,6 ± 0,1	0,1 ± 0,0	0,06 ± 0,01
Racines	R	5,5 ± 2,7	9,1 ± 0,9	10,7 ± 2,1	8,1 ± 3,8
	E	3,7 ± 0,7	4,9 ± 0,7	4,5 ± 2,9	4,9 ± 1,5
Graines	R	0,4 ± 0,2	2,0 ± 0,6	2,2 ± 0,1	3,9 ± 1,8
	E	2,9 ± 1,0	8,3 ± 2,6	10,3 ± 5,5	1,9 ± 0,6

R : rinçage, **E** : extractible à l'acétonitrile

La teneur en produit radioactif des tiges diminue au cours du temps. Il pourrait s'agir d'un effet de dilution. La cinétique d'accumulation des produits radioactifs dans les parties aériennes comparée à celle de la production de matière sèche a donc été examinée.

8.2.2. Quantités de phénanthrène transférées

La teneur en produit radioactif des différents extraits n'était pas suffisante pour qu'une analyse par CLHP couplée un détecteur de radioactivité soit conduite. Dans l'hypothèse selon laquelle la molécule mère seule est transférée, les teneurs moyennes de phénanthrène, rinçage et extractible confondus, présentes dans les parties aériennes et les racines des plantules de maïs seraient ainsi de 0,3 et 15 mg kg^{-1} MS après 3 semaines. La teneur maximale des feuilles est de 3,4 mg kg^{-1} MS et n'est observée qu'après 7 jours.

8.2.3. Transfert de phénanthrène marqué au deutérium

Des plantules de maïs âgées de 15 jours ont été repiquées sur des solutions nutritives contenant ou non du phénanthrène deutéré. Ces plantules se sont ensuite développées pendant un mois dans un dispositif expérimental conçu pour isoler complètement la solution nutritive et les racines d'un contact avec l'air ambiant. Aucun des trois métabolites principaux du phénanthrène (diol, mono alcool et quinone) n'a été détecté dans la solution nutritive, ce qui tendrait à montrer que la dégradation n'est pas un facteur significatif dans ce type de dispositif.

Après 1 mois de mise en contact, 1,4, 76,6 et 143 $\mu\text{g kg}^{-1}$ MS de phénanthrène deutéré sont quantifiés dans les parties aériennes des plantules de maïs ayant poussé en présence du produit deutéré (**Fig. 12**). Le phénanthrène deutéré n'est pas détecté dans les plantules témoin. L'existence d'une voie de transfert racinaire d'un HAP de faible poids moléculaire, le phénanthrène, chez le maïs est donc démontrée sans ambiguïté.

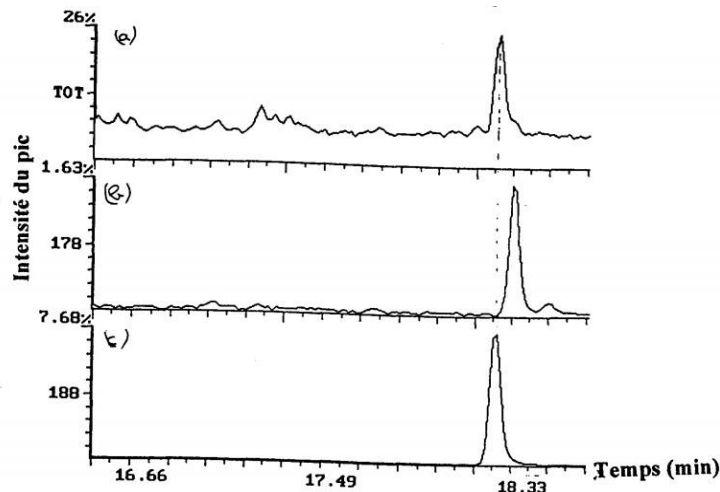


Figure 10 : Chromatogrammes d'un extrait de feuilles de maïs après 1 mois de culture en solution hydroponique en présence de phénanthrène marqué au deutérium. Analyse par spectrométrie de masse. (a) courant ionique total entre 16,6 et 19 min; (b) m/z 178 caractéristique du phénanthrène et (c) m/z 188 caractéristique du phénanthrène-D₁₀.

Ces résultats montrent de plus l'existence d'un transfert de phénanthrène pour des plantules de maïs (âgées). Ils confirment ainsi les travaux conduits dans les mêmes conditions expérimentales par (**Edwards *et al.*, 1982 ; Edwards 1986**) avec l'anthracène, molécule de propriétés proches de celle du phénanthrène, et le soja ou le haricot. Ils suggèrent que le transfert est un phénomène continu au niveau de la vie de la plante.

Enfin, des résultats complémentaires, obtenus lors de l'analyse des végétaux, viennent étayer l'existence d'une voie de contamination atmosphérique. Douze HAPs non marqués ont en effet été détectés dans les parties aériennes des plantules témoin et des plantules ayant poussé en présence de phénanthrène marqué au deutérium. La quantité maximum de phénanthrène non marqué détectée est de 34 $\mu\text{g/ kg}^{-1}$ MS. Les teneurs des autres HAPs varient de 5 $\mu\text{g/ kg}^{-1}$ MS à 212 $\mu\text{g/ kg}^{-1}$ MS.

8.3. Discussion

8.3.1 Transfert de HAPs à partir de solutions nutritives vers les parties aériennes de plants de maïs

Des plantules de maïs ont été cultivées pendant environ un mois en présence de solution nutritive. La solution nutritive contenait soit du phénanthrène marqué au (carbone - 14), soit du phénanthrène marqué au deutérium, soit du benzo[a]pyrène marqué au (carbone - 14). Le marquage au (carbone -14), a été utilisé pour étudier les flux de radioactivité vers les différentes parties végétales entre la germination et la fin du test. Le marquage au deutérium a été employé pour qualifier les éventuelles molécules transférées.

8.3.1.1 Transfert de phénanthrène

Dans une première expérience, des grains de maïs ont été apportés dans un dispositif d'erlenmeyers contenant une solution nutritive et du phénanthrène marqué au ^{14}C à l'activité de $2,09 \text{ MBq l}^{-1}$. La germination des grains puis la croissance des plantules ont été suivies pendant 28 jours. Afin de mettre en évidence les modalités du devenir du phénanthrène, un bilan de radioactivité dans les divers compartiments du système a été réalisé.

8.3.2. Analyse de la radioactivité présente dans les différents compartiments végétaux

Le bilan de la radioactivité retrouvée dans les différents compartiments du système aux différentes dates de prélèvement est présenté dans le (**Tab. 06**).

Tableau 06: Répartition de la radioactivité dans les différents compartiments du système au cours de la croissance des plantules de maïs en présence de phénanthrène marqué au carbone-14 . Résultats exprimés en % de la radioactivité introduite.

		7 jours	14 jours	21 jours	28 jours
Solution nutritive		40,0 ± 3,9 a	20,5 ± 1,5 b	12,3 ± 1,9 c	10,1 ± 2,9 c
Feuilles	R*	0,4 ± 0,2 cd	0,3 ± 0,1 cd	1,8 ± 0,6 bc	0,6 ± 0,0 cd
	E*	0,6 ± 0,5	0,5 ± 0,1	1,0 ± 0,4	0,8 ± 0,3
Racines	R	0,3 ± 0,2 d	1,3 ± 0,1 cd	2,9 ± 0,4 b	1,7 ± 0,8 bc
	E	0,2 ± 0,0	0,8 ± 0,1	1,2 ± 0,6	1,1 ± 0,3
Graines	R	0,3 ± 0,2 bcd	0,5 ± 0,1 bcd	1,1 ± 0,1 a	1,0 ± 0,5 cd
	E	2,0 ± 0,7	2,0 ± 0,6	5,3 ± 2,8	0,5 ± 0,2
Dissipation (%)		45,6 ± 3,5 c	73,0 ± 2,7 b	78,0 ± 1,8 a	82,0 ± 2,4 a
Total		99,3 ± 9,1	98,9 ± 5,3	102,7 ± 8,6	97,7 ± 7,4

Comptage direct des solutions nutritives, rinçage et extraction des parties végétales, dissipation évaluée grâce aux erlenmeyers témoin; **R** rinçage; **E** extractible à l'acétonitrile; lettres, analyses de variance conduites indépendamment sur les valeurs de la solution nutritive, de la dissipation et de l'ensemble des parties végétales en considérant la somme du rinçage et de l'extractible, n=4 et p= 05.

Les quantités de radioactivité retrouvées, par rapport à la radioactivité introduite, sont en moyenne de 1,5% dans les parties aériennes, 2,8% dans les racines et 2,9% dans les graines. Ces quantités ne présentent pas d'évolution systématique au cours du temps du fait de la croissance différentielle des plantules.

Au niveau des feuilles, la majeure partie de la radioactivité est présente sous forme extractible. Etant donné que le dispositif ne permet pas de discriminer la voie de transfert racinaire de la voie gazeuse, la fraction récupérée par rinçage pourrait provenir de la contamination par des molécules volatilisées à partir de la solution. La fraction extractible par le solvant correspondrait dans ce cas aux produits ayant pénétré dans le végétal par la voie racinaire ainsi que, éventuellement, aux produits prélevés par voie gazeuse et ayant migré plus profondément dans la cuticule des feuilles ou dans les cellules.

Afin de s'affranchir des variations d'accumulation de produits radioactifs dans les différents compartiments, nous avons ensuite calculé la teneur en produit radioactif par unité de matière sèche végétale (**Tab. 07**).

Tableau 7: Teneur en produits radioactifs dans les différentes parties des plantules de maïs ayant poussé en présence de phénanthrène marqué au (Carbone-14) dans la solution nutritive (n=4).

		7 jours	14 jours	21 jours	28 jours
		$\mu\text{g g}^{-1}$ MS			
Feuilles	R	1,3 ± 0,9	0,4 ± 0,1	0,2 ± 0,1	0,04 ± 0,01
	E	2,1 ± 1,6	0,6 ± 0,1	0,1 ± 0,0	0,06 ± 0,01
Racines	R	5,5 ± 2,7	9,1 ± 0,9	10,7 ± 2,1	8,1 ± 3,8
	E	3,7 ± 0,7	4,9 ± 0,7	4,5 ± 2,9	4,9 ± 1,5
Graines	R	0,4 ± 0,2	2,0 ± 0,6	2,2 ± 0,1	3,9 ± 1,8
	E	2,9 ± 1,0	8,3 ± 2,6	10,3 ± 5,5	1,9 ± 0,6

R : rinçage, E : extractible à l'acétonitrile

La teneur en produit radioactif des tiges diminue au cours du temps. Il pourrait s'agir d'un effet de dilution. La cinétique d'accumulation des produits radioactifs dans les parties aériennes comparée à celle de la production de matière sèche a donc été examinée.

8.3.3. Quantités de phénanthrène transférées

La teneur en produit radioactif des différents extraits n'était pas suffisante pour qu'une analyse par CLHP couplée un détecteur de radioactivité soit conduite. Dans l'hypothèse selon laquelle la molécule mère seule est transférée, les teneurs moyennes de phénanthrène, rinçage et extractible confondus, présentes dans les parties aériennes et les racines des plantules de maïs seraient ainsi de 0,3 et 15 mg kg⁻¹ MS après 3 semaines. La teneur maximale des feuilles est de 3,4 mg kg⁻¹ MS et n'est observée qu'après 7 jours.

8.3.4. Transfert de phénanthrène marqué au deutérium

Des plantules de maïs âgées de 15 jours ont été repiquées sur des solutions nutritives contenant ou non du phénanthrène deutéré. Ces plantules se sont ensuite développées pendant un mois dans un dispositif expérimental conçu pour isoler complètement la solution nutritive et les racines d'un contact avec l'air ambiant. Aucun des trois métabolites principaux du phénanthrène (diol, mono alcool et quinone) n'a été détecté dans la solution nutritive, ce qui tendrait à montrer que la dégradation n'est pas un facteur significatif dans ce type de dispositif. Après 1 mois de mise en contact, 1,4, 76,6 et 143 $\mu\text{g kg}^{-1}$ MS de phénanthrène

deutééré sont quantifiés dans les parties aériennes des plantules de maïs ayant poussé en présence du produit deutéré (figure 12). Le phénanthrène deutéré n'est pas détecté dans les plantules témoin. L'existence d'une voie de transfert racinaire d'un HAPs de faible poids moléculaire, le phénanthrène, chez le maïs est donc démontrée sans ambiguïté.

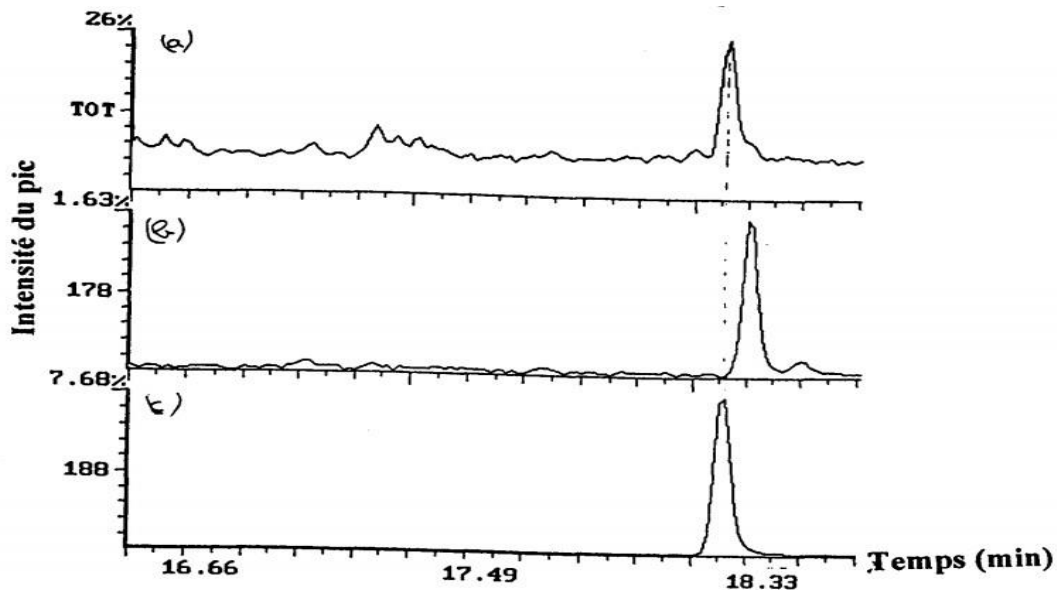


Figure 11 : Chromatogrammes d'un extrait de feuilles de maïs après 1 mois de culture en solution hydroponique en présence de phénanthrène marqué au deutérium. Analyse par spectrométrie de masse. (a) courant ionique total entre 16,6 et 19 min; (b) m/z178 caractéristique du phénanthrène et (c) m/z188 caractéristique du phénanthrène-D₁₀.

Ces résultats montrent de plus l'existence d'un transfert de phénanthrène pour des plantules de maïs (âgées). Ils confirment ainsi les travaux conduits dans les mêmes conditions expérimentales par **Edwards *et al.*, (1982)** et **Edwards, (1986)** avec l'anthracène, molécule de propriétés proches de celle du phénanthrène, et le soja ou le haricot. Ils suggèrent que le transfert est un phénomène continu au niveau de la vie de la plante. Enfin, des résultats complémentaires, obtenus lors de l'analyse des végétaux, viennent étayer l'existence d'une voie de contamination atmosphérique. Douze HAPs non marqués ont en effet été détectés dans les parties aériennes des plantules témoin et des plantules ayant poussé en présence de phénanthrène marqué au deutérium. La quantité maximum de phénanthrène non marqué détectée est de $34 \mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$ MS. Les teneurs des autres HAPs varient de $5 \mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$ MS à $212 \mu\text{g}/\text{kg}^{-1}$ MS.

8.4. Conclusions

Un transfert de phénanthrène vers les racines et les parties aériennes du maïs a été mis en évidence au cours de deux expériences conduites en conditions hydroponiques. L'expérience conduite avec du phénanthrène marqué au (carbone-14) a permis de montrer que les phases de germination ont une signification importante au niveau du transfert total. Les plantules de maïs absorbent et transfèrent le phénanthrène au-delà de ces phases juvéniles, dans une moindre mesure cependant. De plus, il existe un effet de dilution dans la biomasse produite au cours du temps. Le transfert par l'absorption racinaire a été mis en évidence au cours de notre expérience conduite avec du phénanthrène deutéré.

Cette expérience a) de plus, souligné l'importance potentielle de la voie de contamination atmosphérique et donc l'importance des témoins dans nos expériences, ou de l'utilisation de traceurs pour discriminer les produits mis en œuvre lors de l'expérience de ceux dus à la contamination par l'air ambiant. Le phénanthrène est une molécule représentative des HAPs de faible poids moléculaire.

Ces molécules sont susceptibles d'être transférées car leurs propriétés physico-chimiques (solubilité, Kow, volume moléculaire). Par contre, les molécules de haut poids moléculaire ont, semble-t-il, une faible probabilité d'être transférées car leur taille et leur lipophilicité réduit considérablement leur mobilité, en particulier dans les phases aqueuses. Aussi, le transfert des HAPs de plus haut poids moléculaire a, dans un second temps, été examiné. Le benzo[a]pyrène a été utilisé parce qu'il s'agit du composé communément choisi comme traceur des HAPs cancérigènes.

CHAPITRE III

LA BIOREMEDIATION DU SOL

Chapitre III : Bioremédiation du sol : cas des HAPs

1. Introduction Générale

Parmi les techniques de dépollution et de réhabilitation des sols (physiques, chimiques et biologiques), la bioremédiation (détoxification ou minéralisation d'un polluant par les organismes vivants) des sols sur le site pollué semble être une méthode d'intérêt d'un point de vue économique et écologique. Contrairement aux autres procédés (incinération, lessivage du sol) où les polluants sont souvent transférés et non détruits, la biodégradation peut permettre la minéralisation du xénobiotique, et donc sa disparition. De plus, cette technique est particulièrement adaptée pour le traitement des hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAPs), contaminants comptant parmi les plus récalcitrants et les plus toxiques (pouvoirs cancérogène et mutagène).

Il a été démontré que de nombreux organismes, procaryotes ou eucaryotes (algues, bactéries, champignons, plantes), possèdent la capacité à dégrader les HAPs. La présente revue a pour but de faire le point sur l'état actuel des connaissances concernant les organismes utilisés en tant qu'agents biologiques efficaces de dépollution des sols contaminés par les HAPs. Les systèmes enzymatiques impliqués dans la dégradation des HAPs chez ces différents systèmes biologiques seront décrits. (Cerniglia, 1993).

2. Définition et origine des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAPs)

Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs) sont des composés organiques hydrophobes issus de la combustion incomplète des matières carbonées (Blumer *et al.*, 1976; Cerniglia *et al.*, 1992; Meinschein, 1961).

Ces molécules sont constituées, au sens strict, d'atomes de carbone et d'hydrogène. Leur arrangement en structure cyclique comporte au moins deux cycles Les HAPs sont des polluants ubiquistes détectés dans tous les écosystèmes, des régions polaires aux tropiques (Blumer et Youngblood, 1975; Keith et Telliard, 1979; Wilcke, 2007).

Du fait de leur caractère rémanent, potentiellement toxique, mutagène et cancérogène, seize d'entre eux ont été jugés comme prioritaires à éliminer des sols par l'USEPA dès les

années 70 « United States Environmental Protection Agency » ou Agence Américaine de Protection de l'Environnement) (**Keith et Telliard, 1979**). Leur arrangement en structure cyclique comporte au moins deux cycles aromatiques condensés de type benzène (**Blumer et al., 1976; Cerniglia et al., 1992; Meinschein et al., 1961**).

Les activités anthropiques constituent la part la plus importante des émissions de HAPs : processus de production et de dispersion de matières créosotées (chemins de fer), industries des hydrocarbures et associé(e)s (brai de goudron, asphalte et épandage de boues), déversements accidentels, trafic routier, effluents domestiques, dépôts atmosphériques (**Bjørseth et al., 1979; Cerniglia et al., 1992;**)

3. Propriétés physico-chimiques

La connaissance des propriétés physico-chimiques des HAPs permet de mieux prévoir leur répartition et leur impact potentiel sur les différents compartiments de l'environnement (air, eau, sol, sédiments et êtres vivants). Les HAPs sont classés en deux catégories : les « légers » à faible poids moléculaire, 2 à 3 cycles aromatiques, et les « lourds », à 4 cycles et plus (**Cerniglia, 1992**).

Ce sont des molécules non polaires dont les cycles sont arrangés de manière linéaire, angulaire ou en « cluster ». La stabilité électrochimique des HAPs s'explique par la densité des électrons « pi » de part et d'autre des noyaux aromatiques, les rendant résistants aux attaques nucléophiles. Les molécules angulaires sont ainsi plus stables que les linéaires.

Les temps de demi-vie dans les sols et sédiments varient, par exemple, de 16 à 126 jours pour le phénanthrène (3 cycles) à 229 à 1400 jours pour le benzo(a)pyrène 5 cycles (**Blumer, 1976; Bossert et Bartha, 1986; Johnsen et al., 2005 ; Blumer et Youngblood, 1975**).

















4. Toxicité des HAPs

La toxicité des HAPs varie en fonction de la molécule considérée, du type d'exposition (aigue ou chronique), de l'organisme et des cellules cibles ainsi que des conditions environnementales (**Fent, 2003**).

- **Dans le sol :** Dans les sols, la toxicité des HAPs est directement fonction de la quantité de polluants et de leur biodisponibilité. En effet, du fait de leur très faible solubilité

aqueuse, les HAPs ont tendance à s'adsorber à la matière organique du sol et à migrer progressivement dans le micro agrégats, diminuant leur accessibilité aux micro-organismes et aux plantes (Alexander, 2000). Les effets écotoxiques de la pollution par les HAPs se traduisent par des altérations biologiques tant aux niveaux moléculaires que populationnels, sur des organismes aussi divers que les bactéries, les champignons les protozoaires, les vers de terre et les plantes (Baud-Grasset *et al.*, 1993 ; Maliszewska-Kordybach *et al.*, 2007; Sverdrup *et al.*, 2002 ;).

Tableau 08 : Formule chimique et masse moléculaire des 16 HAPs sélectionnés par l'Agence américaine de Protection de l'Environnement (EPA) comme polluants prioritaires pour leur étude et leur élimination de l'environnement. (Doyle *et al.*, 2008 ; Keith et Telliard 1979)

	Formule brute	Poids moléculaire (g/mole)	Point d'ébullition (°C)	Point de fusion (°C)	Solubilité (mg/L)	Aspect
 Naphthalène	C ₁₀ H ₈	128	218	77	31	Cristaux incolores
 Acénaphthène	C ₁₂ H ₁₀	154	279	95	3,8	Poudre cristalline jaune pâle ou blanche
 Acénaphthylène	C ₁₂ H ₈	152	280	94	16,1	Poudre cristalline jaune
 Anthracène	C ₁₄ H ₁₀	178	340	218	0,045	Cristaux verts pâles à grisâtres
 Phénanthrène	C ₁₄ H ₁₀	178	340	99,5	1,1	Cristaux incolores
 Fluorène	C ₁₃ H ₁₀	166	295	116	1,9	Cristaux incolores
 Pyrène	C ₁₆ H ₁₀	202	404	145	0,132	Solide incolore à jaune clair
 Fluoranthène	C ₁₆ H ₁₀	203	375	111	0,26	Aiguilles jaunes claires
 Benzo[a]anthracène	C ₁₈ H ₁₂	228	438	158	0,011	Flocons incolores à marrons clairs
 Chrysène *	C ₁₈ H ₁₂	228	448	253	0,001	Poudre cristalline
 Benzo(a)pyrène *	C ₂₀ H ₁₂	252	495	179	0,003	Cristaux jaunes
 Benzo(b)fluoranthène *	C ₂₀ H ₁₂	252	481	168	0,0015	Cristaux incolores
 Benzo(k)fluoranthène *	C ₂₀ H ₁₂	252	480	216	0,0008	Cristaux jaunes
 Dibenzo(a,h)anthracène*	C ₂₂ H ₁₄	278	524	266	0,0005	Solide cristallin incolore à jaune
 Benzo(g,h,i)perylène	C ₂₂ H ₁₂	276	550	277	0,00026	Gros cristaux verts à jaunes pâles
 Indéno(1,2,3-cd)pyrène *	C ₂₂ H ₁₂	276	536	162	0,062	Solide cristallin

- **Disponibilité :** Selon l'intensité des interactions entre les HAPs et la matrice solide du sol, les HAPs peuvent se trouver sous deux formes différentes (disponible ou non). La disponibilité d'un contaminant combine deux processus en série : la mobilisation

et le transport. Sous cette forme, le contaminant peut potentiellement subir des processus biologiques (absorption par un organisme vivant, biodégradation), chimiques (oxydation) ou physiques (lixiviation) (**Fig. 12**). Pour les HAPs, la biodisponibilité désigne l'état des molécules absorbables et transformables par les organismes du sol.

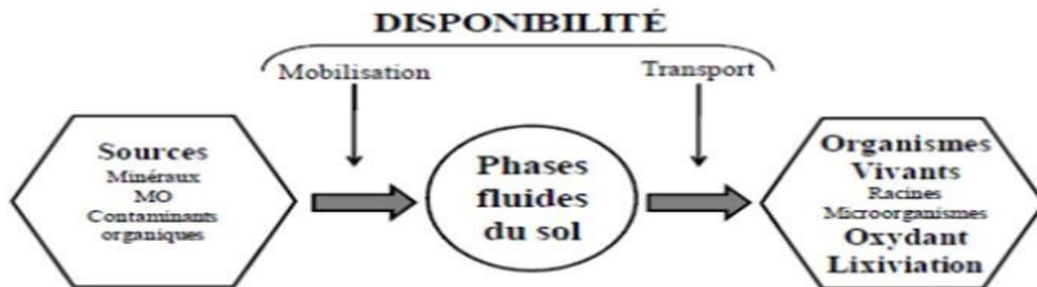


Figure 12 : Schéma général définissant la disponibilité dynamique des HAP dans le sol. (Alexander, 2000).

5. Dynamique des HAPs dans le sol

5.1. Principaux mécanismes réactionnels

Après introduction du polluant organique dans le sol, plusieurs mécanismes, telles que L'absorption, l'adsorption, la désorption et la diffusion peuvent être mis en jeu (**Fig. 13**).

- **L'absorption** caractérise le transfert d'une espèce chimique de l'extérieur à l'intérieur d'une phase solide, liquide ou gazeuse (**Honeyman et Santschi, 1988**).
- **L'adsorption** caractérise l'association d'une espèce chimique à la surface des composantes solides du sol par des liaisons faibles de type Van der Waals (**potentiel interaction interatomique dû à une interaction électrique de faible intensité entre deux atome ou molécules**). Dans le cas des HAPs, elle peut avoir lieu sur toutes les surfaces des différentes phases solides du sol ; minime sur les particules minérales, elle est très importante sur la matière organique (**Murphy et al., 1990**).
- **La diffusion** est un mécanisme de transfert qui est contrôlé par le gradient de concentration. Il constitue un processus majeur de séquestration des composés organiques à l'intérieur des particules du sol (**Pignatello et al., 1996; Semple et al., 2003**).

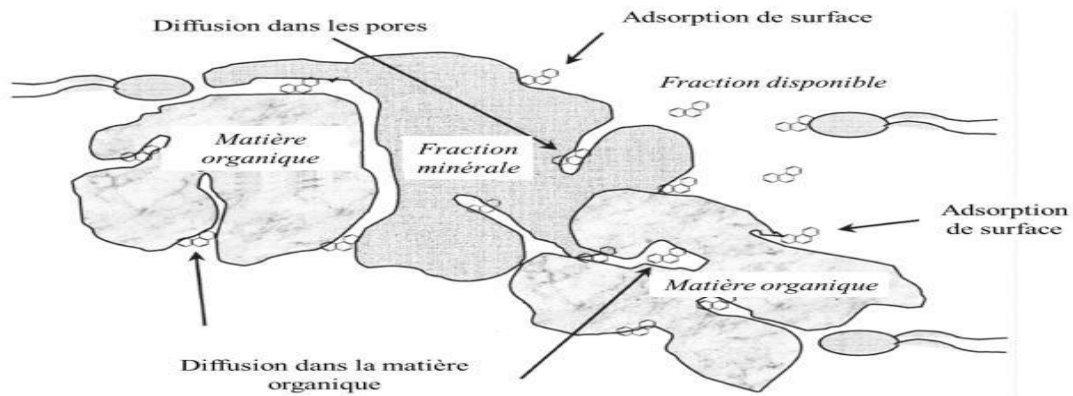


Figure 13: Mécanismes d'interaction des contaminants organiques avec le sol (Semple, 2003).

6. Facteurs influençant la biodégradation des HAPs

Un certain nombre de facteurs jouent sur l'intensité des phénomènes de biodégradation. Ces facteurs sont liés à la *microflore*, au *sol* et à *l'environnement*.

Les facteurs liés à l'adaptation de la microflore et à l'effet du sol sur la biodisponibilité ont été discutés précédemment. Les facteurs liés au sol et à l'environnement sont des paramètres physiques qui gouvernent le développement de la microflore et les conditions physicochimiques nécessaires au fonctionnement des réactions enzymatiques et chimiques. Il s'agit en particulier de :

- **Température:** Elle influe d'une part sur la volatilisation des fractions volatiles toxiques mais aussi sur le développement microbien et l'activité enzymatique. La température optimum pour le développement de la microflore ou les réactions chimiques et/ou enzymatiques se situe généralement entre 28°C et 37°C.
- **pH:** Un pH proche de la neutralité est favorable à l'ensemble des phénomènes. A pH acide, les champignons sont favorisés par rapport aux bactéries.
- **conditions redox, du taux d'oxygène et de la présence de nutriments:** Les principales enzymes de la chaîne métabolique des HAP sont des oxygénases. Le taux d'oxygène est donc un facteur limitant de la biodégradation. L'apport de nutriments (N, P et K) est souvent indispensable car les sols d'ancienne usine à gaz et les produits pétroliers en contiennent très peu.
- **Teneur en eau :** Elle doit être comprise entre 50 et 80% de la capacité au champ.

7. La bioremédiation du sol

L'utilisation des plantes et de leurs microorganismes associés, appelée phytodégradation, est dans le cadre général de la phytoremédiation, une nouvelle approche de la bioremédiation des sols contaminés par des produits organiques. Cette méthode consiste à combiner la capacité de certains microorganismes du sol à dégrader les polluants peu biodisponibles et récalcitrants comme les HAPs, et la capacité des plantes à créer un habitat favorable au développement de ces microorganismes au niveau de leurs racines effet rhizosphère. L'utilisation de plantes peut dans cette optique être envisagée postérieurement à la réalisation d'un bio-traitement classique, ou en tant que complément du bio-traitement. (Henner, 2000 in Hiltner, 1904 ; Atlas, 1991; Kastner *et al.*, 1994; Chaîneau, 1995).

7.1. Dégradation des HAPs par les algues et les cyanobactéries

Les algues vertes, rouges et brunes ainsi que des cyanobactéries ont l'aptitude de dégrader les HAPs. Cependant que cette capacité se limite aux HAPs de faible poids moléculaire, d'une certaine manière des autres travaux ont prouvé la capacité d'une algue verte (*Selanastum capricornutum*) à dégrader le benzo [a] pyrène.

Des travaux ont prouvé la capacité d'une algue verte *Selanastum capricornutum* à dégrader le benzo [a] pyrène (Lindquist et Warshawsky, 1985) (Fig. 14). La voie métabolique généralement empruntée conduit à la formation de cis-dihydrodiols ou plus rarement de trans-dihydrodiols (Juhash et Naidu, 2000 ; Lindquist et Warshawsky, 1985). (Fig. 15)

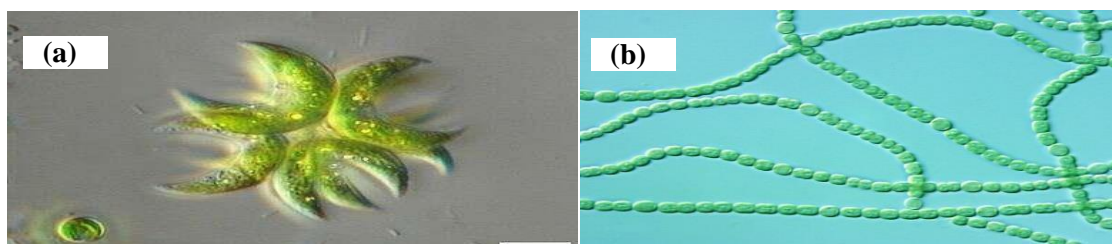


Figure 14 : Représentation (a) algue verte et (b) Cyanobacteries
(a) : *Selanastum capricornutum*
(b) : Cyanobacteries [9]

7.1.1. Diversité et dynamique des populations dégradantes

Les travaux menés sur la bioremédiation des sols durant les deux dernières décennies ont permis l'isolement et l'identification d'une grande variété de souches capables de métaboliser les HAPs. Cette diversité regroupe aussi bien des bactéries « Gram négatives » que des bactéries « Gram positives » (**Tab. 09; Tab. 10**).

La dégradation bactérienne en aérobiose constitue le processus majeur de minéralisation des HAPs dans les sols (Certaines souches sont ainsi capables de croître en utilisant uniquement des HAPs de faible poids moléculaire (2 à 3 cycles aromatiques) comme source de carbone et d'énergie. Sous certaines conditions, une dégradation anaérobie peut aussi se produire, notamment en présence des ions nitrates, ferreux ou sulfates qui assurent le rôle de réducteur dans les biodégradations anaérobie de HAPs comme le naphtalène, le fluorène, le phénanthrène, l'anthracène, le fluoranthène et le pyrène (**Chang *et al.*, 2002; Cerniglia, 1992; Kanaly et Harayama, 2000**).

Toutefois, les différentes souches isolées appartiennent souvent à un nombre plus restreint de taxons, comprenant essentiellement les *Pseudomonas*, *Burkholderia*, *Sphingomonas*, *Mycobacterium* et *Nocardia*. Les *Sphingomonas* et les *Actinomycètes*, semblent être les microorganismes les plus versatiles concernant la dégradation des HAPs à « haut poids moléculaire » (**Kanally et Harayama, 2010**).

Tableau 09: Principaux genre bactériens dégradantes isolées à partir des sols

Gram	Classes	Genres	Références
Gram (-)	α -Proteobacteria	<i>Sphingomonas</i> , <i>Achromobacter</i> , <i>Agrobacterium</i>	(Haritash & Kaushik, 2009 ; Romine <i>et al.</i> , 2006).
	β -Proteobacteria	<i>Alcaligenes</i> , <i>Burkholderia</i> , <i>Comamonas</i> , <i>Polaromonas</i> , <i>Ralstonia</i> , <i>Rhizobium</i>	(Daane <i>et al.</i> , 2001 ; Goyal et Zylstra, 1996)
	γ -Proteobacteria	<i>Pseudomonas</i> , <i>Acinetobacter</i> , <i>Klebsiella</i> , <i>Stenotrophomonas</i> , <i>Haemophilus</i>	(Abd-Elsalam <i>et al.</i> , 2006 ; Haritash et Kaushik, 2009).
	<i>Bacteroidetes</i>	<i>Flavobacterium</i>	(Abd-Elsalam <i>et al.</i> , 2006)

Suite de Tableau 09

Gram(+)	<i>Actinobacteria</i>	<i>Arthrobacter ; Rhodococcus Micrococcus, Mycobacterium,</i>	(Heitkamp <i>et al.</i> , 1988) Kastner <i>et al.</i> , 1994 ; Khan <i>et al.</i> , 2002)
	<i>Nocardioïdes</i>	<i>Nocardia</i>	(Krivobok <i>et al.</i> , 2003 ; Zeinali <i>et al.</i> , 2007)
	<i>Firmicutes</i>	<i>Bacillus, Paenibacillus</i>	(Bossert & Bartha, 1986 ; Daane <i>et al.</i> , 2002)

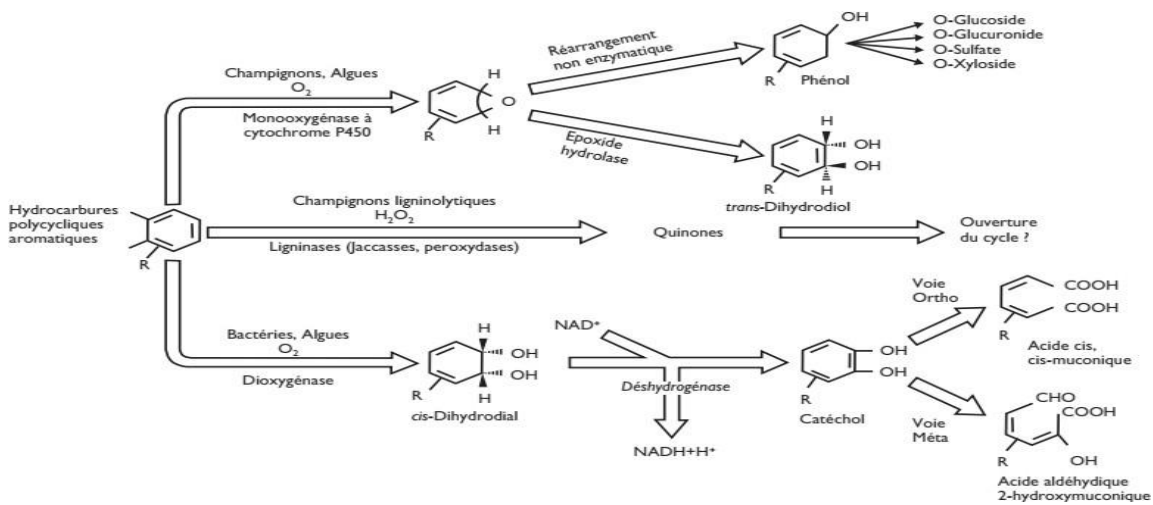


Figure 15 : Étapes initiales de l’oxydation des hydrocarbures polycycliques aromatiques par les microorganismes (Cerniglia, 1993).

Tableau 10: Exemples des bactéries responsables de la bioremédiation du sol [10]

Genre	Famille	Aspect microscopique
<i>Acinetobacter</i>	<i>Moraxellaceae</i>	
<i>Alcaligenes</i>	<i>Alcaligenaceae</i>	
<i>Micrococcus</i>	<i>Micrococcaceae</i>	
<i>Mycobacterium</i>	<i>Mycobactéries</i>	
<i>Pseudomonas</i>	<i>Pseudomonadaceae</i>	

7.1.2. Voies de dégradation selon le milieu

Les bactéries se développent dans diverses conditions selon leurs caractéristiques. La biodégradation peut se manifester en deux milieux différents :

- **En milieu aérobie** : Les bactéries aérobies commencent par consommer la matière organique en présence d'oxygène. L'accepteur final est l'oxygène qui est par la suite réduit en eau. Les bactéries capables de réaliser cela sont des bactéries dites aérobies strictes (AS) et/ou des bactéries aérobie-anaérobies facultatives (BAAF) (Widdel et Rabus, 2001).

L'équation type de la biodégradation d'un hydrocarbure en milieu aérobie est dans la figure ci-dessous (Fig.16).

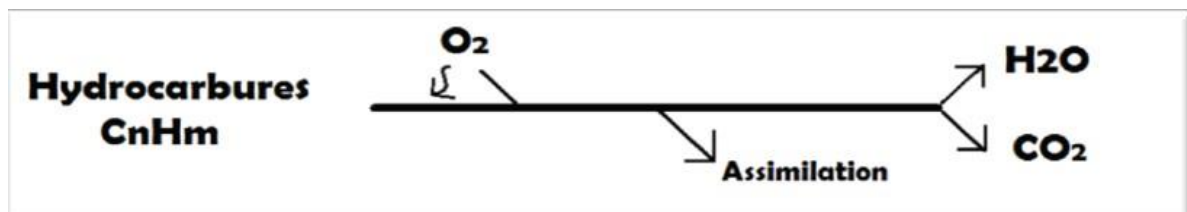


Figure 16 : Dégradation d'un hydrocarbure en milieu aérobie.

L'hydrocarbure est oxydé, une partie est assimilée par la bactérie et une autre partie permet de produire de l'énergie (catabolisme) (Fig.15). Même s'il n'est pas toujours le substrat utilisé, l'oxygène est nécessaire pour activer la réaction. (Widdel et Rabus, 2001).

- **En milieu anaérobie** : Lorsque la teneur en oxygène est réduite, on retrouve davantage de bactéries aérobies anaérobies facultatives et des bactéries micro-aérophiles. Celles-ci peuvent utiliser l'oxygène mais aussi d'autres éléments tels que les nitrates, les sulfates ou encore l'oxyde de fer. Ils jouent le rôle d'accepteurs d'électrons. Les bactéries présentes sont donc des bactéries anaérobies strictes (Widdel et Rabus, 2001).

L'équation type de la biodégradation d'un hydrocarbure en milieu anaérobie est dans la figure ci-dessous (Fig. 17).

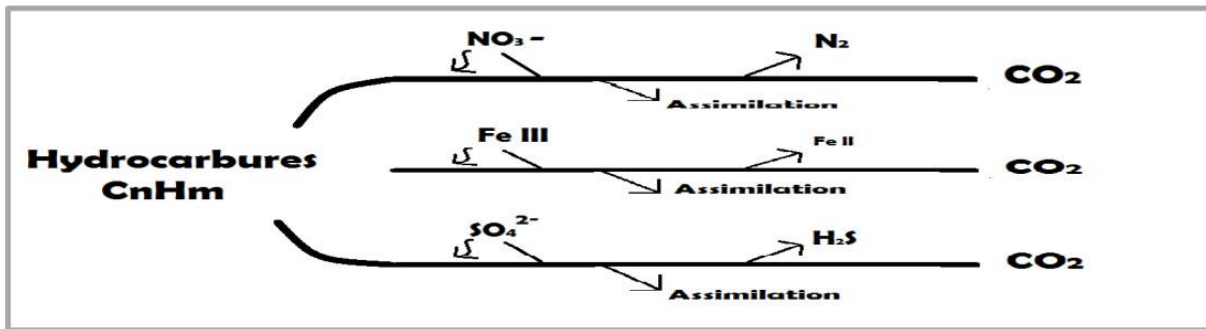


Figure 17 : Dégradation d'un hydrocarbure en milieu anaérobie. L'hydrocarbure est oxydé, une partie est assimilée par la bactérie et une autre partie permet de produire de l'énergie (catabolisme). NO_3^- , Fe III et SO_4^{2-} jouent le rôle d'accepteurs d'électrons. Des mécanismes d'activation sont nécessaires (Widdel et Rabus, 2001).

7.2. Dégradation des HAPs par les champignons

Une grande variété de champignons (ascomycètes, basidiomycètes) lignolitiques et non-lignolitiques a été reportée pour leurs capacités à métaboliser les HAPs de 2 à 6 cycles, parfois jusqu'à la minéralisation (Cajthaml *et al.*, 2006; Cerniglia, 1997; Cerniglia *et al.*, 1985).

En général, les champignons filamenteux (*Aspergillus* sp. *Trichocladium canadense*, *Fusarium oxysporum*...) font partie des groupes les plus abondants dans les environnements pollués (Haritash et Kaushik, 2009).

7.2.1. Voies métaboliques des HAPs chez les champignons

Deux voies principales ont été avancées comme pouvant intervenir dans le métabolisme des HAPs par les champignons :




- ✚ Voie des enzymes ligninolitiques ;
- ✚ Voie des enzymes de type mono oxygénase à cytochrome P450 ;

7.2.2. Voie des enzymes ligninolitiques

Elle concerne les champignons ligninolitiques (**Fig. 15**) (c'est-à-dire ayant l'aptitude à dégrader la lignine) qui appartiennent à la classe des *Basidiomycètes*, encore appelés « champignons de la pourriture blanche » ou « whiterot-fungi », en raison de l'aspect blanchâtre du résidu de dégradation de la lignine suite à leur attaque. Les genres plus couramment étudiés sont *Phanerochaete* (qui constitue le modèle pour les champignons

ligninolytiques), *Pleurotus*, *Trametes* et *Bjerkandera*. (Tab. 11) Ces champignons ont la particularité de produire, souvent en abondance, l'une et/ou l'autre de ces enzymes extracellulaires : laccase et peroxydases (dont les principaux types sont les lignines peroxydase et manganèse dépendante peroxydase) (Field *et al.*, 1993).

Tableau 11 : Quelques exemples de champignons ligninolytiques de la classe des basidiomycètes de la voie des enzymes ligninolytiques. [11]

champignons ligninolytiques (basidiomycètes)	Genre	Exemple	
	<i>Pleurotus</i>		
	<i>Trametes</i>		
	<i>Bjerkandera</i>		

7.2.3 Voie des monoxygénase à Cytochrome P450

Cette voie a souvent été attribuée aux champignons dits non ligninolytiques (Fig. 15). Chez ces champignons, l'oxydation des HAPs fait appel à un système enzymatique intracellulaire impliquant une monoxygénase à cytochrome P450, système connu chez les mammifères et l'Homme pour intervenir dans la dégradation des xénobiotique (Cerniglia, 1992).

Cette voie de dégradation régio- et stéréosélective conduit à la formation de métabolites de type transdihydrodiols, phénols et quinones (Sutherland *et al.*, 1995). Le champignon *Cunninghamella elegans*, *Aspergillus sp*, appartenant à la classe des Zygomycètes, constitue le modèle d'étude pour les champignons non ligninolytiques. (Fig. 18).

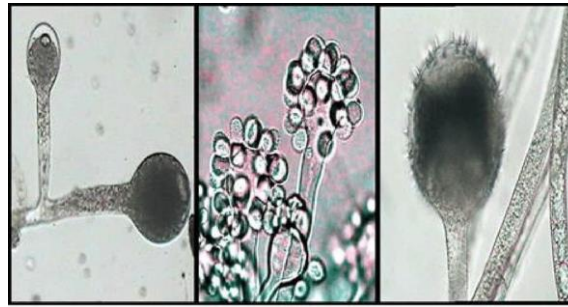


Figure 18 : Représentation schématique de l'espèce appartenant à la classe des zygomycetes. [12]

Espèce : *Cunninghamella elegans*

Ordre : *Mucorales*,

Famille : *Cunninghamellaceae*)

Embranchement : *Zygomycota*,

8. La phytoremediation

8.1. Définition

La phytoremédiation est l'utilisation des plantes et des micro-organismes qui leur sont associés pour contenir, inactiver, dégrader ou éliminer les contaminants du sol. Elle s'applique surtout à des contaminants chimiques, molécules organiques ou éléments dangereux pour la santé humaine, celle des autres êtres vivants ou des écosystèmes.

8.1.1 Principes de la phytoremédiation

La phytostabilisation est l'utilisation d'un couvert végétal pour réduire le transfert des polluants, en réduisant leur dispersion par érosion et en limitant leur absorption par des organismes vivants *via* la solution du sol ; ce dernier objectif revient notamment à diminuer leur biodisponibilité. La plante crée des conditions favorables au traitement du polluant ou agit directement sur celui-ci. Il s'agit d'un traitement biologique, appliqué généralement sur site, basé sur des techniques agronomiques qui varient selon la classe de polluant et les caractéristiques du sol ou du site traité.

C'est un procédé réputé peu coûteux, puisqu'il fonctionne grâce, en partie, à de l'énergie solaire et que dans certains cas, la biomasse végétale produite peut être valorisée. Il a l'avantage de fixer du CO₂, de préserver la morphologie du sol et les fonctions qui ne sont pas perturbées par la contamination et de restaurer ou d'améliorer les fonctions que la pollution a altérées.

Ce mode de traitement ne présente pas les nuisances d'un chantier de traitement mécanisé et, sur le plan visuel, permet souvent une réintégration du site dans son environnement. (Leglize *et al.*, 2011)

Le terme de phytoremédiation (**Fig. 19 ; Tab. 12**) recouvre différents procédés dont les principaux sont la phytostabilisation, la rhizodégradation, la phytodégradation, la phytoextraction et la phytovolatilisation.

Le choix du procédé et de son efficacité potentielle dépendent du type de contaminants (métalliques, organiques, multi-contamination), de leurs caractéristiques (volatilité, biodégradabilité), de leur disponibilité ainsi que des propriétés agronomiques du sol.

La phytostabilisation et la phytoextraction sont des techniques généralement utilisées pour les polluants métalliques. Dans le cas de pollutions organiques des sols, les processus impliqués sont la phytodégradation, la phytovolatilisation, la phytostimulation et la rhizodégradation (Sterckeman *et al.*, 2012).

La première, la phytodégradation, consiste à dégrader certains composés organiques à travers l'activité métabolique de la plante (production d'enzymes de type déhalogénase, oxygénase).

La seconde méthode, la phytovolatilisation, consiste en l'absorption du contaminant dans le sol, sa métabolisation sous forme gazeuse dans la plante et sa libération dans l'atmosphère.

La troisième, la rhizodégradation est un processus de remédiation dans lequel les contaminants sont transformés par les micro-organismes de la rhizosphère.

La plante stimule l'activité métabolique, et de ce fait, l'activité dégradante des communautés fongiques et bactériennes dans la rhizosphère.

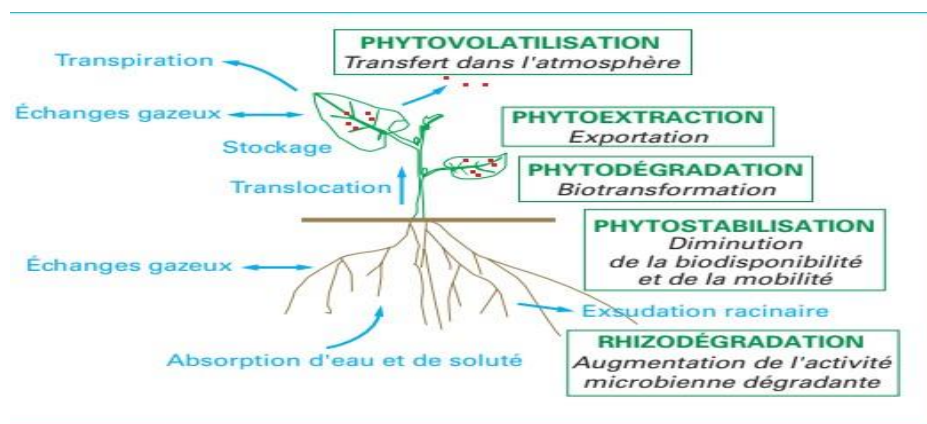


Figure 19: Principaux processus dans la rhizosphère et dans la plante et les principaux procédés de phytoremédiation (Sterckeman *et al.*, 2012).

Tableau 12: Procédés de phytoremédiation et principaux polluants pour lesquels Ils ont été employés ou testés (Sterckeman *et al.*, 2012).

Procédé	Type de contaminant
Phytostabilisation	Métaux (Bi, Cd, Cu, Ni, Pb, Zn...), métalloïdes (As, Sb...), solvants chlorés et phénols
Rhizodégradation	Explosifs (DNT, HMX, nitrobenzène, nitrométhane , nitrotoluène , acide picrique, RDX, TNT) , atrazine, solvants chlorés (chloroforme, tétrachlorure de carbone, hexachloroéthane, tétrachloroéthène, trichloroéthène, dichloroéthène, chlorure de vinyle, trichloroéthanol, dichloroéthanol ,acide trichloracétique, acide dichloroacétique, acide monochloroacétique , tétrachlorométhane, trichlorométhane) , DDT ; dichloroéthène ; bromure de méthyle ; tétrabromoéthène, tétrachloroéthane, autres pesticides phosphorés et chlorés ; biphéols polychlorés , autres phénols et nitriles ; hydrocarbures.
Phytodégradation	Solvants chlorés, DDT, atrazine pesticides, PCB, phénols, anilines, nitriles, explosifs.
Phytoextraction	Cd, Cr, Ni, Pb, Se, As, radionucléides, BTEX (benzène, éthyle benzène, toluène et xylène), pentachlorophénol, composés aliphatiques à courte chaîne et autres composés organiques.
Phytovolatilisation	Solvants chlorés, Hg, Se

9. Phytostabilisation

9.1. Domaine d'application

La phytostabilisation est fréquemment appliquée à des sols contaminés par des métaux (bismuth, cadmium, chrome, cuivre, nickel, plomb, zinc) et métalloïdes (arsenic, antimoine). De tels sols sont rencontrés sur les sites d'extraction de minerais, d'industrie métallurgique ou d'autres industries utilisant ces éléments.

Elle concerne également des sols ayant subi d'importants épandages de déchets tels que des boues de station d'épuration, des eaux ou des sédiments contaminés.

Les polluants visés sont alors nombreux : hydrocarbures aliphatiques, hydrocarbures aromatiques, solvants chlorés... que l'on trouve sur de nombreux sites d'activité industrielle. La technique est aussi utilisée sur des sites présentant une pollution mixte, minérale et organique. (Ouvrard *et al.* 2011).

9.1.1. Amendements apportés au sol

Les amendements sont surtout employés, seuls ou en combinaison, dans le cas de stabilisation de sites contaminés par des éléments en traces. Il s'agit d'amendements calciques tels que la craie, le calcaire (CaCO_2), la chaux vive (CaO) ou éteinte [$\text{Ca}(\text{OH})_2$] ou encore de cendres alcalines qui, en augmentant le pH, accroissent la sorption des éléments en traces métalliques et diminuent leur disponibilité.

- La matière organique est également apportée sous des formes peu coûteuses, telles que les boues de station d'épuration ou de papeterie, éventuellement compostées.

- La matière organique améliore les propriétés physiques du sol (densité apparente, stabilité des agrégats, infiltrabilité, rétention en eau), accroît l'activité microbienne et apporte des éléments nutritifs majeurs (azote, phosphore) et des oligo-éléments. Elle peut contribuer à la rétention des polluants trop solubles par (ad) sorption.

La matière organique des déchets tels que les boues de station d'épuration compostées a souvent été employée en combinaison avec des amendements calciques afin d'augmenter le pH du sol.

Les cendres cycloniques, telles que la béringite, ont fréquemment été appliquées sur des sols lourdement pollués par des métaux comme le plomb, le cadmium ou le zinc. Il s'agit de la fraction fine de déchets de combustion de schistes carbonneux. Ce sont des aluminosilicates modifiés par la chaleur et qui présentent de fortes capacités de sorption pour les éléments en traces. Des essais ont également montré l'intérêt d'autres aluminosilicates, tels que des zéolites et des argiles pour réduire la disponibilité des polluants métalliques.

9.1.2. Types de végétation

Les plantes utilisées pour le couvert végétal doivent posséder diverses caractéristiques, comme une forte tolérance aux contaminants et, si nécessaire, à d'autres facteurs de stress, tels que la sécheresse, des propriétés physiques défavorables ou la salinité. Elles doivent s'établir et croître rapidement, présenter un couvert et un enracinement denses.

9.1.2.1. Les espèces utilisées en phytostabilisation sont diverses

Les espèces implantées doivent être adaptées aux conditions climatiques du site à traiter. Le couvert comporte fréquemment une strate herbacée qui peut être associée à des arbres. Sous climat tempéré, on plante des espèces herbacées telles que la fétuque (*Festuca rubra*, *F. arundinacea*, *F. ovina*), le ray-grass (**Fig. 20**) (*Lolium perenne*), le dactyle (*Dactylis glomerata*) ou l'agrostis (*Agrostis capillaris*, *A. gigantea*).



Figure 20 : Exemples d'espèces utilisées en phytostabilisation et son mécanisme. [13]

A) Nom commun : (Le ray-grass)
Nom scientifique : (*Lolium perenne*).

B) Nom commun : (Le dactyle)
Nom scientifique : (*Dactylis glomerata*)

De la luzerne (*Medicago ssp*) ou du trèfle (*Trifolium ssp*) peuvent être présents. On peut aussi utiliser des espèces spontanées tolérant les conditions édaphiques et climatiques du site. Des feuillus comme le peuplier (*Populus ssp*), le saule (*Salix ssp*), l'aulne (*Alnus ssp*), le bouleau (*Betula ssp*) ou le pin (*Pinus ssp*) sont plantés pour constituer la strate arborée.

L'intérêt théorique de la phytostabilisation est de limiter assez rapidement l'impact des polluants présents dans les sols, en les maintenant sous formes peu ou pas mobiles. Cela est un atout pour des sites lourdement contaminés pour lesquels aucun autre traitement n'est techniquement ou pas financièrement possible, le coût d'une telle approche étant parmi les plus bas. (**Tab. 13**)

Tableau 13 : Estimations des coûts de procédés de remédiations physico-chimiques et de phytoremédiation de sols en France et aux États-Unis (Sterckeman *et al.*, 2012).

Procédé	Pays	Contaminant	Cout (€ m ⁻² de terre)	
			Minimum ou moyen	Maximum
Confinement <i>in situ</i>	France	Organiques et/ou minéraux	5	60
Extraction chimique hors site	France	Organiques et/ou minéraux	34	546
Désorption thermique sur site	France	Organiques	25	46
Stabilisation physico-chimique sur site	France	Métaux	10	50
Phytoremédiation	Etats-Unis	Métaux	4	39
Phytostabilisation	France	Organiques et/ou minéraux	2	12
Phytoextraction	France	Métaux	<4	40

10. Rhizodégradation

10.1. Domaine d'Application

La rhizodégradation, aussi appelée « phytostimulation », « bioremédiation rhizosphérique » ou « bioremédiation assistée par les plantes », consiste principalement en une bioremédiation microbienne stimulée dans la zone rhizosphérique. Elle s'applique donc aux contaminants organiques tels que les solvants chlorés, les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs), les Polychlorobiphényles (PCB) et les pesticides. Elle peut être mise en œuvre sur des sols industriels ou agricoles (par exemple traitement des pesticides) éventuellement multicontaminés. Comme toutes les autres techniques de phytoremédiation, la principale contrainte reste la possibilité d'établir un couvert végétal conséquent et donc que le sol à traiter présente une fertilité suffisante (c'est-à-dire ressource en eau disponible, présence d'éléments nutritifs, bonne structure du sol, faible phytotoxicité).

10.1.1 Végétaux utilisés

L'optimisation du choix des plantes va essentiellement se faire selon deux types de critères. D'une part, ceux basés sur l'impact de la plante sur le sol comme le type d'exsudats racinaires (Fig. 21) synthétisés ou d'enzymes sécrétées en relation avec le contaminant ciblé de manière directe ou indirecte par l'intermédiaire de la microflore. D'autre part, les critères basés sur la résistance de la plante au milieu contaminé telles qu'une croissance rapide, des limites de

phytotoxicité élevées, une facilité d'installation, une production de biomasse racinaire importante. Certaines espèces sont connues pour être assez résistantes et ont prouvé leur efficacité relative, comme le peuplier (*Populus berolinensis*, *P. deltoides*, *P. nigra*), le saule (*Salix alba*, *S. nigra*), le ray-grass, la fétuque (**Fig. 22**), le trèfle, la luzerne, Maïs (*Zea mays*).

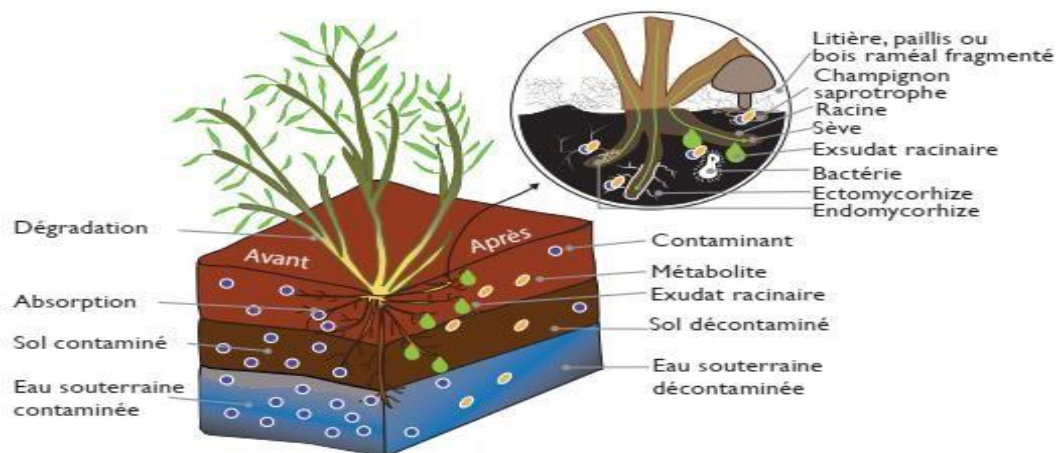


Figure 21 : Processus de la rizhodegradation (QPS, 2016).

De nombreuses études de rhizodégradation des HAPs donnent des résultats prometteurs en conditions contrôlées de laboratoire (**Tab. 14**). Les résultats positifs de rhizodégradation sont toutefois à modérer.

Tableau 14: Exemples d'études sur la rhizodégradation des HAPs ou d'hydrocarbures de sols contaminés.

Auteurs	Espèces végétales	Conditions de culture	Contamination	Observations
Binet <i>et al.</i> , (2000)	Ray-grass (<i>Lolium perenne</i>)	Pot de végétation ; 6 mois	Artificielle ; huit HAP ; 1000 mg kg ⁻¹	Meilleur taux de dégradation dans la rhizosphère
Chaineau <i>et al.</i> , (2000)	Maïs (<i>Zea mays</i>)	Pot de végétation ; 120 j	Artificielle ; hydrocarbures ; 3300 mg kg ⁻¹	Vitesse de biodégradation élevée lors de la croissance de la plante disparaît à la fin de la phase végétative
		Hydroponie ; 40 j	Hydrocarbures ; 820 mg L ⁻¹	Effet positif de la plante sur la biodégradation mais compétition avec les microorganismes pour les nutriments

Suite de Tableau 14				
Chiapusio et al., (2007)	Ray-grass (<i>Lolium perenne</i>) et trèfle des près (<i>Trifolium pratense</i>)	Pot de végétation ; 30 j ; trois terres	Artificielle ; PHE ; 1000 $mg\ kg^{-1}$ deux mois de vieillissement	Meilleure biodégradation avec le ray-grass et dans un sol riche en argile
Parrish et al., (2005)	Ray-grass (<i>Lolium perenne</i>), fétuque (<i>Festuca arundinacea</i>) et mélilot jaune (<i>Melilotus officinalis</i>)	Pot de végétation ; compostage pendant 12 semaines avant culture ; 12 mois	Historique ; 400 à 5000 $mg\ L^{-1}$	Diminution de la concentration en HAP disponible en présence de plante



Figure 22: Exemples d'espèces utilisées dans la Rhizodégradation. [14]

a) Nom commun : **Le peuplier**

Nom scientifique: (*Populus berolinensis*)

b) Nom commun : **(La fétuque)**

Nom scientifique : (*Festuca arundinacea*)

11. Phytoextraction

11.1. Domaine d'application

La phytoextraction s'applique en théorie à tous les contaminants qui peuvent être absorbés par les plantes et accumulés dans leurs parties récoltables. Dans la pratique actuelle, elle vise surtout à remédier aux contaminations modérées par les éléments en traces, plus rarement par des polluants organiques tels que des composés organochlorés. Les contaminants du sol doivent être dispersés sur une épaisseur du sol à la portée des racines.

11.1.1. Principe de la phytoextraction

La phytoextraction est donc basée sur la faculté des végétaux à tolérer les contaminants, à les prélever par leurs racines puis à les transférer et à les accumuler en quantité significative dans leurs parties récoltables, le plus souvent les organes aériens (tige, feuilles, organes reproducteurs). Elle suppose la biodisponibilité du polluant dans le sol.

11.1.2. Végétaux utilisés

La plante idéale pour la phytoextraction doit tolérer divers contaminants, et les accumuler dans des organes facilement récoltables qu'elle produit rapidement et en grande quantité. Elle doit pouvoir être multipliée et installée facilement, présenter un enracinement profond et dense, tolérer les stress liés au sol, au climat et aux pathogènes.

Actuellement, deux grands types de végétaux sont étudiés pour la phytoextraction des éléments en traces. D'une part, les **espèces dites « hyper accumulatrices »**, susceptibles d'accumuler jusqu'à quelques pourcents d'éléments en traces dans leurs parties aériennes.

Il s'agit d'espèces non domestiquées, très souvent de la famille des *Brassicaceae* dont une des plus connues est le *tabouret calaminaire* ou *bleuissant*, *Noccaea caerulescens* également connue sous le synonyme *Thlaspi caerulescens*.

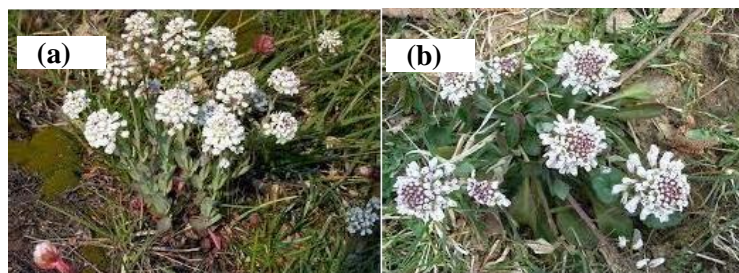


Figure 23 : Exemples d'espèces de la famille *Brassicaceae* des utilisées dans la phytoextraction. [15]

Nom scientifique : (*Tabouret calaminaire*)

Nom scientifique : (*Thlaspi caerulescens*).

Nom commun : (*Pelouse métallicole*).

Nom commun : (*Alpine penny-cress*).

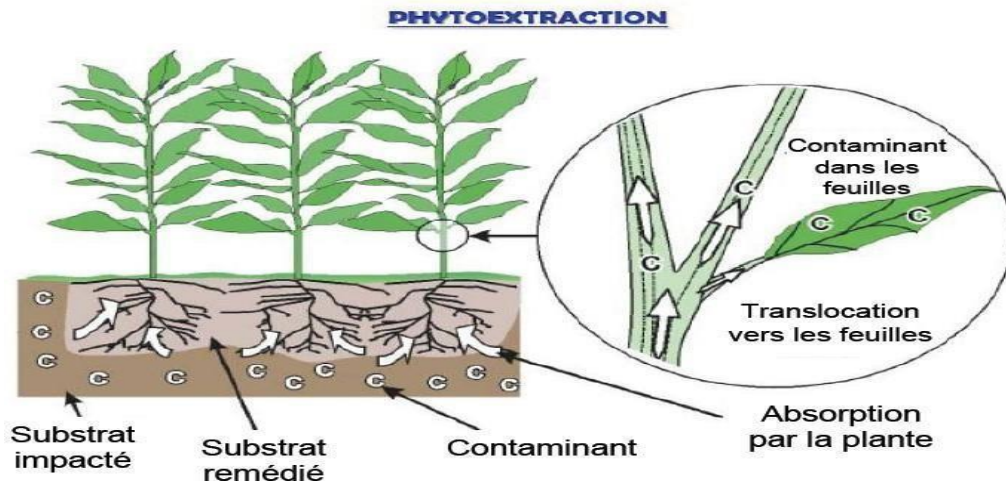


Figure 24: Mécanisme de la phytoextraction [16].

12. Phytovolatilisation

12.1. Principe

Comme pour la phytoextraction, les contaminants sont absorbés au niveau des racines puis transférés dans la partie aérienne pour y être stockés. Ils peuvent être libérés dans l'atmosphère sous leur forme originale ou préalablement métabolisés en composés volatils. Ce processus ne génère pas de déchets car les plantes n'accumulent pas dans leurs tissus des concentrations importantes en contaminants.

De plus, la plante les volatilise tout au long de sa vie, l'extraction est donc continue. Toutefois, la phytovolatilisation, en déplaçant le polluant du sol vers l'atmosphère, transforme une pollution du sol en celle de l'air.

12.1.1. Domaine d'application

La phytovolatilisation est le prélèvement et la vaporisation d'un contaminant organique ou métallique par une plante sous forme de polluant pur ou sous forme de métabolites de ce polluant. Ce procédé concerne plus particulièrement les composés volatils à savoir les COV (composés organiques volatils), BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène et xylène) et solvants chlorés pour les polluants organiques et le sélénium, le mercure et l'arsenic principalement, pour les polluants métalliques.

Dans le cas de la volatilisation des métabolites, ceux-ci peuvent être issus du métabolisme de la plante ou des micro-organismes présents dans la rhizosphère ou la plante

(bactéries endophytes). Pour les processus de volatilisation liés aux bactéries, la plante peut être un facteur de stimulation de l'activité métabolique de la microflore et/ou le moteur de l'évaporation grâce aux processus d'évapotranspiration. (Fig. 26).

12.1.2. Végétaux utilisés

Les méthodes de phytovolatilisation peuvent également s'appliquer au traitement de zones humides avec des espèces végétales comme le scirpe robuste (*Scirpus robustus*) ou le roseau (*Phragmites australis*). De plus, il peut se développer dans ces écosystèmes des zones de micro-aérophilie voire d'anaérobie qui sont favorables aux mécanismes de méthylation du sélénium par les bactéries. Des espèces comme le peuplier (*Populus deltoides x nigra*), le tamaris (*Tamarix parviflora*) et la luzerne (*Medicago sativa*) semblent être bien adaptées à la volatilisation de solvants chlorés, mais restent peu efficaces pour les composés moins polaires comme ceux trouvés dans l'essence.



Figure 25: Illustration des espèces utilisées dans le processus de phytovolatilisation. [17]

A) Le scirpe robuste (*Scirpus robustus*), B) Le tamaris (*Tamarix parviflora*).

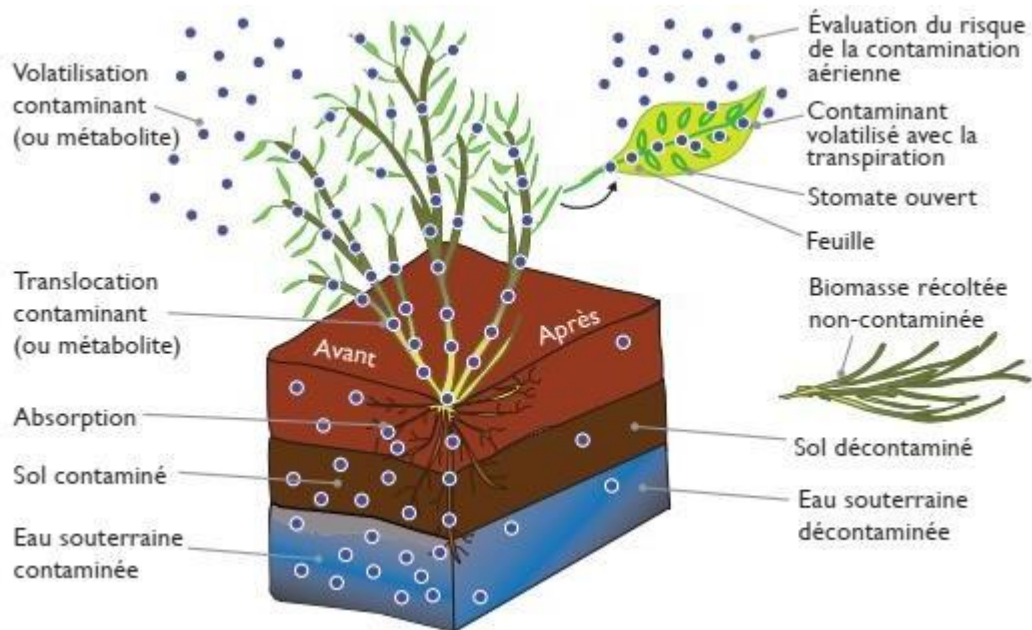


Figure 26 : Représentation du processus de la phytovolatilisation (QSP, 2016).

13. Phytodégradation

Ce procédé est une phytoextraction (**Fig. 29**) combinée à une biotransformation du composé prélevé au sein de la plante. Il s'applique aux composés organiques qui, une fois prélevés, sont stockés puis dégradés ou transformés en sous-produits. Par analogie avec les processus observés chez les mammifères, ce procédé de détoxification des composés organiques est aussi appelé « foie vert ».

La phytodégradation se décompose en quatre principaux processus : le prélèvement et le transport, les réactions de transformations (oxydation, réduction), la conjugaison ou association à d'autres composés (par exemple, acides aminés, sucres, acides organiques), la séquestration ou compartimentation. Il s'agit ainsi pour la plante de transformer le contaminant en une molécule moins toxique puis de l'isoler de ses zones d'activité métabolique. (**Leglize et al., 2011**).

Le métabolisme des xénobiotique (dont les HAPs) dans la plante se déroule en trois phases, comparable à celles du métabolisme animal (**Fig. 27**) :

- La **Phase 1** : est une phase d'oxydation, au cours de laquelle la molécule est fonctionnalisée. Cette étape est catalysée par des enzymes de type monooxygénase à cytochrome P-450 (protéines à hèmes localisées au niveau du réticulum endoplasmique) et des peroxydases. Elle donne lieu à la formation d'époxydes, de

quinones et de phénols. La formation de diols est négligeable, à part dans le cas des algues vertes (Schoeny *et al.*, 1988; Warshawsky *et al.*, 1995). Cette capacité à métaboliser les HAP a souvent été montrée pour des cellules végétales en cultures (Harms *et al.*, 1977 ; Coleman *et al.*, 1997).

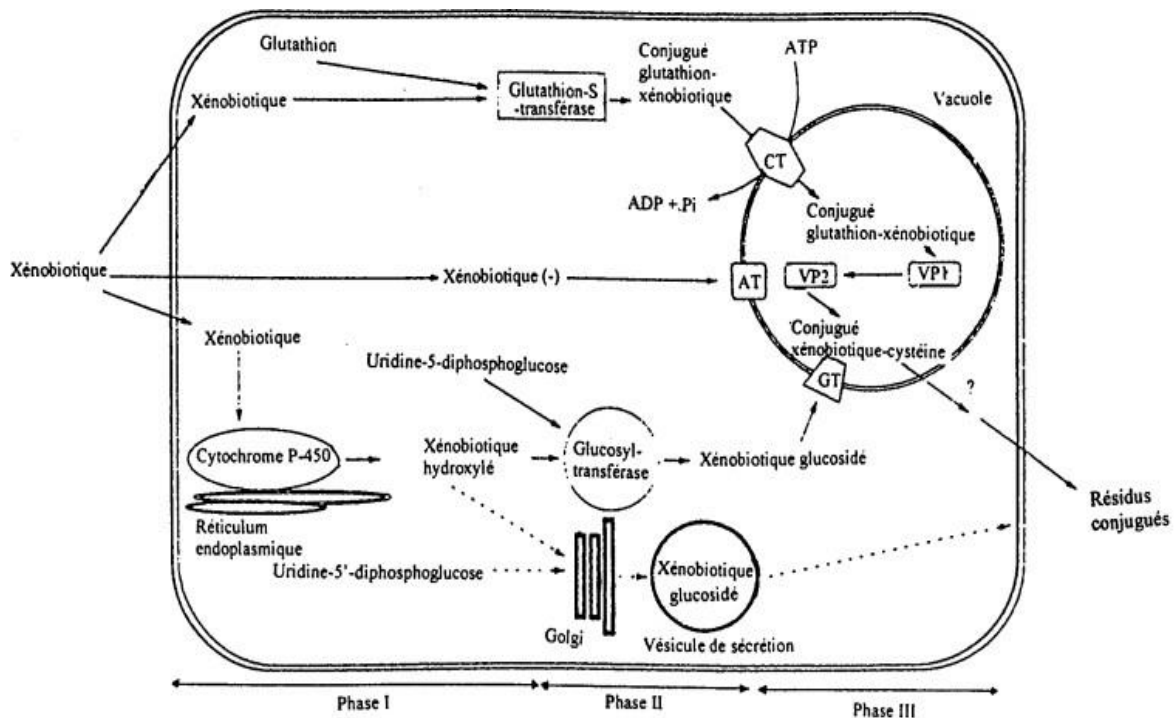


Figure 27: Processus de détoxification des xénobiotique dans la cellule végétale (Coleman *et al.*, 1997); **CT**: transporteur conjugué du glutathion; **AT**: transporteur ATP dépendant des xénobiotique anioniques; **GT**: transporteur ATP-dépendant conjugué des glucosides; **VP** : peptidase vacuolaire.

- La **phase II** : du métabolisme procède par conjugaison à diverses molécules hydrosolubles, parmi lesquelles des sucres, des acides aminés, l'acide éllagique (Sayer *et al.*, 1982) et le glutathion, grâce à l'action de glutathion-transférases.

Cette molécule a un rôle central car elle est présente en grande quantités au niveau des centres de la photosynthèse, son rôle principal étant la protection contre les radicaux libres qui s'y forment.

- La **phase III** : du métabolisme a pour but l'élimination du xénobiotique sous sa forme conjuguée. L'acide éllagique, dont la formule est présentée sur la (Fig. 28), est un phénol végétal dont l'activité de neutralisation des diols est exceptionnellement élevée.

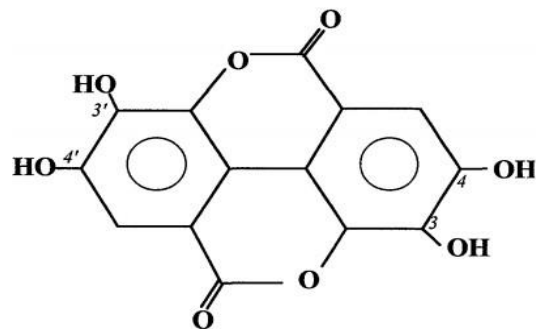


Figure 28: Formule chimique de l'acide éllagique (Coleman *et al.*, 1997).

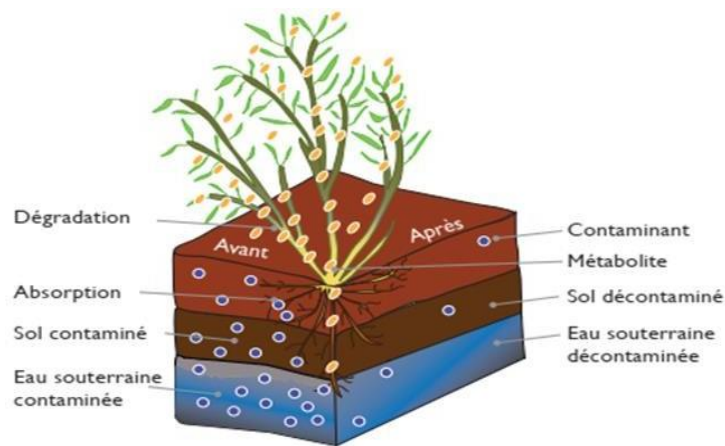


Figure 29: Représentation du processus de la phytodégradation (QSP, 2016).

14. Avantages et limites de la phytoremédiation

14.1. Avantages

La technique présente des avantages suivants :

- En adéquation avec le développement durable
- Traitement sur de grandes superficies (Bert, 2012).
- Elle provoque une perturbation minimale de l'environnement et permet même de rétablir le cycle de dégradation de la matière organique là où la végétation avait disparu.
- La décontamination par les plantes présente aussi l'avantage de réduire l'érosion et le lessivage des sites, ce qui maintient le polluant à proximité de la plante (Berti *et al.*, 1995).

- récupération et réutilisation de métaux de valeur peut être possible (des entreprises se spécialisent dans le « phytominage » (**Rudolph, 2010**).
- D'un point de vue économiques les coûts sont réduits : les techniques de la phytoremédiation sont en général de 10 à 100 fois moins coûteuses que les techniques physico-chimiques.

14.1.1. Limites

En regard de ses nombreux avantages, la phytoremédiation ne présente que peu de limitations :

- Durée de décontamination longue, de l'ordre de plusieurs années (2 à 20 ans)
- Risque d'écoulement des contaminants dans la nappe phréatique.
- Le niveau et le type de contamination influence la phytotoxicité des polluants (dans Certains cas, la croissance ou la survie des plantes peut être réduite).

Problème de multi-pollutions qui limite le choix des plantes (**Rudolph, 2010**).

Conclusion

Conclusion

La pollution est un phénomène universel qui menace gravement l'environnement et pourtant les causes de ce phénomène sont pour la plupart identifiées. On définit généralement la pollution comme la surexploitation des capacités d'auto-épuration du milieu naturel.

Les bioprocédés préventifs et curatifs requièrent des connaissances sur la composition des effluents polluants, les voies métaboliques des micro-organismes impliqués, les limites toxiques, les biomasses efficaces et leur croissance, mais aussi sur le génie des procédés impliquant la maîtrise des dispositifs de traitement *in situ* et celle des réacteurs. Concevoir et dimensionner des bioprocédés nécessitent un nombre élevé de compétences diverses. Les garanties de performances impliquent que l'exploitation reste guidée par des spécialistes.

D'un point de vue économique les bioprocédés sont intéressants. Ils ne génèrent pas de sous produits dont la gestion est compliquée et la biomasse éventuellement produite est d'un traitement banal.

Aujourd'hui, il est évident que les bioprocédés ont acquis une place significative dans l'éventail technologique disponible pour la dépollution ou la prévention de la pollution. Leur utilisation est sans doute loin d'avoir atteint le potentiel démontré par les études de laboratoire et semble devoir continuer à se développer.

L'intérêt croissant des sociétés pour la protection de l'environnement et le fait que les techniques biologiques bénéficient d'une perception favorable devraient favoriser la recherche sur les bioremédiations et la prévention biologique de la pollution et permettre le développement de nouvelles techniques.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Références bibliographiques

- **Abd-Elsalam H., Hafez E. et Zaki E. (2006)** Naphthalene and phenol degradation by *Flavobacterium* sp. DQ398100 and *Pseudomonas putida* DQ399838 isolated from petroleum polluted soil. *Chinese Journal of Geochemistry*, 25(0), 83-84.
- **Antonie van Kanaly R. A. et Harayama S. (2010)** Advances in the field of high-molecular-weight polycyclic aromatic hydrocarbon biodegradation by bacteria. *Microbial Biotechnology*, 3(2), 136-164. *Leeuwenhoek*, 71(4), 329-343.
- **Alexander M. (2000)** Aging, Bioavailability, and Overestimation of Risk from Environmental Pollutants. *Environmental Science & Technology*, 34(20), 4259-4265.
- **Atlas R. M. (1991)** Microbial hydrocarbon degradation-bioremediation of oil spills. *J. Chem. Tech. Biotechnol.*, 52, 149-15.
- **Barriuso E., Calvet. R., Schiavon M. et Soulas G. (1996)** « Les pesticides et les polluants organiques du sol : transformations et dissipation » *Etude et gestion des sols*:279-295.
- **Barakat M-A. (2011)** « New trends in removing heavy metals from industrial wastewater ». *Arab Journal Chemical* 361-377.
- **Bardos P. (2014)** « Progrès dans l'assainissement durable » *Journal de remédiation*: 23- 32.
- **Baud-Grasset F., Baud-Grasset S. et Safferman S. I. (1993)**. Evaluation of the bioremediation of a contaminated soil with phytotoxicity tests. *Chemosphere*, 26(7), 1365-1374.
- **Baup S., Jaffre C., Wolbert D. et Laplanche A. (2000)** « Adsorption of Pesticides onto Granular Activated Carbon: Determination of Surface Diffusivities Using Simple Batch Experiments » *Adsorption Science and Technology* 219-228..
- **Bert V. (2012)**. Les phytotechnologies appliquées aux sites et sols pollués: Etat de l'art et guide de mise en oeuvre. EDP Sciences, ADEME, Paris, Pag. 86.
- **Bliefert C. et Perraud R. (2001)** « Chimie de l'environnement : Air, Eau, Sols, Déchets » Paris : Deboeck Université.

- **Björseth A., Lunde G. et Lindskog A. (1979).** Long-range transport of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Atmospheric Environment* (1967), 13(1), 45-53.

- Bossert I. D. et Bartha R. (1986).** Structure-biodegradability relationships of polycyclic aromatic hydrocarbons in soil. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 37(1), 490-495.

- Bourelhier P. et Berthelin J. (1998).** « Contamination des sols par les éléments traces : les risques et leur gestion » Paris : Lavoisier.

- **Brunekreef B. et Holgate S. T. (2002)** « Air pollution and health » *Lancet* 1233-1242

- **Carey R-O. et Migliaccio K. W. (2009)** « Contribution of wastewater treatment plant effluents to nutrient dynamics in aquatic systems » a review. *Environmental Management*: 205- 217.

- **Cerniglia C. E. (1992).** Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Biodegradation*, 3(2), 351-368.

- **Cerniglia C. E. (1993)** Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Curr. Opin. Biotechnol.* 4, 331-338.

- Chang B. V., Shiung L. C. et Yuan S. Y. (2002).** Anaerobic biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbon in soil. *Chemosphere*, 48(7), 717-724.

- Chang I. et Kim S. (2005)** « Wastewater treatment using membrane filtration-effect of biosolids concentration on cake resistance » *Process Biochemistry*: 1307-1314.

- Chaîneau C.-H. (1995)** *Devenir et effets des hydrocarbures dans le cas de l'épandage extensif de déblais de forage en agrosystème.* Thèse de Doctorat ès Sciences, Institut National Polytechnique de Lorraine, Nancy, France, 148p.

- **Cherief F. et Bouberhan K. (2019/2020)** *Impact du plomb sur les paramètres morpho physiologiques de l'Atriplex canescens (Pursh) Nutt.* Université de Mostaganem Mémoire de fin d'études.

- **Ciabatti I., Tognotti F. et Lombardi L.** « Treatment and reuse of dyeing effluents by potassium ferrate » *Desalination* (2010) : 222-228.

- **Chouteau C. (2004)** « *Développement d'un biocapteur conductimétrique bi enzymatique à cellules algales* ». Thèse de Doctorat. Lyon: Ecole de (Chimie, Procédés, Environnement).
- **Coleman J.O.D., Blake-Kalff M.M.A. et Davies T.G.E. (1997)** Detoxification of xenobiotics by plants: chemical modification and vacuolar compartmentation *Trends Plant Sei.*, 2, 144-151
- **Colombano C., Saada A., Guerin V., Bataillard P., Bellenfant G., Beranger S., Hube D., Blanc C., Zornig C. et Girardeau I. (2010)** « Quelles techniques pour quels traitements - Analyses coûts-bénéfices » Le rapport final BRGM/RP-58609-FR, : 1-150
- **Cruz J-M. (2015)** « *Etude de la contamination par les pesticides des milieux eau, air et sols: développement de nouveaux outils et application à l'estuaire de la Gironde* » Thèse de Doctorat. Bordeaux: Université de Bordeaux.
- **Daane L. L., Harjono I., Zylstra G. J. et Haggblom M. M. (2001)**. Isolation and Characterization of Polycyclic Aromatic Hydrocarbon-Degrading Bacteria Associated with the Rhizosphere of Salt Marsh Plants. *Applied Environmental Microbiology*, 67(6), 2683-269.
- **Daane L. L., Harjono I., Barns S. M., Launen L. A., Palleroni N. J. et Gblom M. M. (2002)**. PAH degradation by *Paenibacillus* spp. And description of *Paenibacillus naphthalene ovorans* sp. nov. A naphthalene-degrading bacterium from the rhizosphere of salt marsh plants. *International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology*, 52(1), 131-139.
- Dhankhar R. et Hooda A. (2011)** « Fungal biosorption an alternative to meet the challenges of heavy metal pollution in aqueous solutions » A review. *Environmental Technology*: 467-491..
- **Doyle E., Muckian L., Hickey A. M. et Clipson N. (2008)**. Microbial PAH Degradation. *Advances in Applied Microbiology*, 65, 27-66.
- **Edwards D., Pahlen G., Bertram C. et Nathanail P. (2005)**. « Best Practice Guidance for Sustainable Brownfield Regeneration, Regeneration of European Sites and Cities and Urban Environnement » Land Quality press.
- **Edwards N.T., Ross-Todd B.M., Garver E.G. (1982)** Uptake and metabolism of ¹⁴C anthracene by soybean (*Glycine max*), *Environ. Exp. Bot.*, 22, 349-357.

- **Edwards N.T. (1986)** Uptake, translocation and metabolism of anthracene in bush bean (*Phaseolus vulgaris* L.), *Environ. Toxicol. Chem.*, 5, 659-665.

- **Emilian K. (2002)** « traitement des pollutions industrielles », 2° édition Dunod, paris, p 397-422.

- **Fent K. (2003)**. Ecotoxicological problems associated with contaminated sites. *Toxicology Letters*, 140-141, pag, 353-365

- **Field J.-M., de Jong E., Costa G. F. et de Bont J.A.M. (1993)** Screening for ligninolytic fungi applicable to the biodegradation of xenobiotics. *Tib. Tech.* 11, 44-49

- **Fortin. C. (2001)** « Changements climatiques et risques pour la santé » *Bulletin d'information en santé environnementale*: 1- 4.

- **Fu F. et Wang Q. (2011)**: « Removal of heavy metal ions from wastewaters » *Journal of Environmental Management* 407-418.

- **Gan- S., Lau E-V. et H-K. Ng. (2009)** « Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) » *Journal of Hazardous materials*, 532-549.

- **Goyal A., Zylstra K. et G. J. (1996)**. Molecular cloning of novel genes for polycyclic aromatic hydrocarbon degradation from *Comamonas testosteroni* GZ39. *Applied Environmental Microbiology*, 62(1), 230-6.

- Guelton S. (1999)**. « Les enjeux financiers de la dépollution des anciens sites industriels » *Revue de géographie de Lyon*: 233-241.

- **Harms H. (1977)** Benzo[a]pyrene metabolites formed by plant cells. *Z. Natur. Forsch. et C J. Biosci.*, 32, 321-326.

- **Haritash A., Kaushik. et C. P. (2009)**. Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs): A review. *Journal of Hazardous Materials*, 169(1-3), 1-15.

- **Heitz C., Pierrette M. et Barbier R. (2017)**. « Les micropolluants d'origine domestique dans l'eau : enquête sur la représentation d'une nouvelle menace », *Vertigo, Sciences de l'environnement*.

Références bibliographiques

- **Heitkamp M. A., Franklin W. et Cerniglia C. E. (1988).** Microbial metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons: isolation and characterization of a pyrene-degrading bacterium. *Applied Environmental Microbiology*, 54(10), 2549-2555.

- **Henner P. (2000).** *Phytoremédiation appliquée au traitement des sols contaminés par des hydrocarbures aromatiques polycycliques*. Thèse en vue de l'obtention de titre de Docteur de l'INPL(Institut National Polytechnique de Lorraine).

- **Houot S., Pons M-N. et Pradel M. (2016).** Recyclage de déchets organiques en agriculture: effets agronomiques et environnementaux de leur épandage » Versailles: Quae.

- **Huang J-C., Shang C. L., Wang Y-T., Hung N. et Shammass 2006** « Air Stripping. Advanced Physicochemical Treatment Processes » Humana Press: 47-79.

- **Huynh D. et T-M. (2009).** « *Impact des métaux lourds sur l'interaction plante/ver de terre/microflore tellurique* » Thèse de Doctorat. Paris: Université Paris.

- **Johnsen A. R., Wick L. Y. et Harms H. (2005).** Principles of microbial PAH-degradation in soil. *Environmental Pollution*, 133(1), 71-84.

- **Juhasz A. et Naidu R. (2000)** Bioremediation of high molecular weight polycyclic aromatic hydrocarbons: a review of the microbial degradation of benzo[a]pyrene. *Int. Biodeter. Biodegr.* 45, 57-88.

- **Kalloum S. (2012)** « Etude des paramètres physico-chimiques de la digestion anaérobie des déchets organiques » Thèse de Doctorat. Mostaganem : Université Abdelhamid Ibn Badis.

- Kanally R. A. et Harayama S. (2000).** Biodegradation of High-Molecular-Weight Polycyclic Aromatic Hydrocarbons by Bacteria. *Journal of Bacteriology*, 182(8), 2059-2067.

- **Kim Y. M., Ahn C. K., Woo S. H., Jung G. Y. et Park J. M. (2009).** Synergic degradation of phenanthrene by cultures mixtes of newly isolated bacterial strains. *Journal of Biotechnology*, 144(4), 293-298.

- **Koller Emilliann, (2009)** « Traitement des déchets industriels : Eau-Air -Déchets- Sol- Boues » Paris :Dunod.

- **Knox E-G. (2000)** « Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill » *Journal of*

Epidemiology 391-397.

- **Knox E-G. (2009)** « Childhood cancers, birthplaces, incinerators and landfill » Journal of Epidemiology: 391-397.

- **Kunzli N., Kaiser R. et Medina S. (2000)** « Public-health impact of outdoor and traffic-related air pollution » Lancet 795-801.

- **Lennartz B., Kamra S. et Meyer-Windel S.** « Field scale variability of solute transport parameters and related soils properties » Hydrology and earth system Sciences (1997):801-811.

- **Lindquist B. et Warshawsky D. (1985)** Identification of the 11, 12-dihydroxybenzo (a) pyrene as a major metabolite produced by the green alga *Selenastrum capricornutum*. Biochem. Biophys. Res. Comm. 130, 71-75.

-**Louchard X., Voltz M., Andrieux P. et Moussa R. (2001)** « Herbicide transport to surface waters at field and watershed scales in a Mediterranean vineyard area » Journal of Environmental Quality: 982-990.

-**Maliszewska-Kordybach B., Klimkowicz-Pawlas A., Smreczak B. et Janusauskaite, D. (2007).** Ecotoxic effect of phenanthrene on nitrifying bacteria in soils of different properties. Journal of Environmental Quality, 36(6), 1635-1645.

Marie-paule N. (2007). « *Ecodynamique des Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) et des communautés microbiennes dans des sols à pollution mixte (HAP, métaux) avant et après traitement par biopile et par désorption thermique: Influence de la rhizosphère et de la mycorhization* » These présentée pour l'obtention du titre de Docteur de l'Université Henri Poincaré, Nancy 1 en Géosciences.

-**Meinschein W. G. (1961).** Significance of hydrocarbons in sediments and petroleum. Geochimica et Cosmochimica Acta, 22(1), 58-64.

- **Mialy- R. A. (2016)** .*Bioremediation de sol pollué par les HAPs (Etude de cas de la région de Tsiororo)* Mémoire de fin d'étude Master en chimie Université d'Antananarivo.

- **Molders R., Bervoets L., Wepener V. et Blust R. (2003)** « A conceptual framework for

using mussels as biomonitors in whole effluent toxicity » Human and ecological risk assessment 741-760.

- **Mouloubou O-R. (2015).** « *Développements spectroscopiques pour l'étude de la matière organique du sol dans des extraits liquides, avec étude de son impact sur le comportement des métaux : application à un sol agricole amendé par du compost* ». Thèse de Doctorat. Marseille: Université Aix-Marseille.

- **Murphy E.M., Zachara J. M. et Smith S.C. (1990)** Influence of mineral-bound humic substances on the sorption of hydrophobic organic compounds. Environmental Science et Technology, 24, 1507-1516

- **Nadine D. et Frédérique C. (2008)** Traitabilité des sols pollués. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 3-5

- **Nadine D. et Frédérique C. (2009)** Traitabilité des sols pollués. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, 123

- **Namasivayam C. et Kavitha D. (2004)** « Removal of congo red from water by adsorption onto activated carbon coir pith, an agricultural solid waste » Dyes and Pigments: 47-58.

- **O.E.C.D. (1974).** Organization for economic co-operation and development, Transboundary transfer of potentially hazardous substances. Head of Publications, Paris.

- **Papic S., Koprivanac N. et Bozic A-L-C. (2000):** Removal of reactive dyes from wastewater using Fe (III) coagulant Society of Dyers and Colourists Journal 352-358.

- **Pignatello J. J. et Xing B. S. (1996)** Mechanisms of slow sorption of organic chemicals to natural particles. Environmental Science & Technology, 30, 1 11.

- **QSP (Société Québécoise phytotechnologie , 2016)** La phytoremédiation, montréal : 430 p 6.

-**Rudolph J. (2010).** La phytoremédiation une technique « écologique» alternative aux techniques conventionnelles? La reconversion de friches industrielles et la dépollution des sols contaminés P 32.

- **Schenk M-F., Van-Vliet A-J H., M-J-M. Smulders L-J-W-J. et Gilissen. (2006):** «

Strategies for prevention and mitigation of hay fever "Allergy matters: new approaches to allergy prevention and management» *Experimental Plant Sciences*, 131-143.

- **Semple K.T., Morriss A.W. J. et Paton G.I. (2003)** Bioavailability of hydrophobic organic contaminants in soils: fundamental concepts and techniques for analysis. *European Journal of Soil Science*, 54, 809–818.

- **Sigg L., Stumm W. et Behra P. « Chimie des milieux aquatiques » Paris : Dunod, (2014).** **B-J. Alloway.** « Métaux lourds dans les sols » Londres: Blackie Academic and Professional, Chapman and Hall, (1995).

- **Singh O., Labana S. et Pandey G. (2003):** « Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil» *Applied Microbiology and Biotechnology* 405-412.

- **Smith V-H. (2003).** Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem *Environmental Science and Pollution Research*: 126-139.

- **Sutherland J. B., Rafii F., Khan A.A. et Cerniglia C.E. (1995)** Mechanisms of polycyclic aromatic hydrocarbon degradation (pp 269-306) In *Microbial Transformation and Degradation of Toxic Organic Chemicals* Wiley-Liss.

- **Thibault S., Stephanie Ouvrad. et P. Leglize (2011).** *Journal Technique de l'ingénieur, Phytoremédiation des sols*, Bio5300 v1.

- **Tsai K-C., Shelby S-E., Ziegler M., Slesinger A-E., « Air and steam stripping of high-strength ammonia wastes, Proceedings » 36th Industrial Waste Conference. (1981):924-933.**

- **Vass K-K., Mukhopadhyay M-K., Mitra K. et Joshi H-C. (1996)** « Respiratory stresses in fishes exposed to paper and pulp wastewater » *Environment and Ecology* 895-897.

- **Verma A-K., Dash R-R. et Bhunia P-A.** « A review on chemical coagulation/flocculation technologies for removal of colour from textile wastewaters » *Journal of Environmental Management* (2012)154-168.

- **Xu P., Janex M-L., Savoye P., Cockx A. et Lazaro V.** « Wastewater disinfection by ozone: main parameters for process design » *Water Research* (2002):1043-1055.

- **Zeinali M., Vossoughi, M. et Ardestani S. K. (2007).** Characterization of a moderate

thermophilic Nocardia species able to grow on polycyclic aromatic hydrocarbons. Letters in applied microbiology, 45(6), 622-62.

Webographie

- [1] <http://www.cotebleue.org/Images/pollindus> « Schéma d'une station industrielle » Consulté le 02/04/2022.
- [2] <http://www.cotebleue.org/Images/pollindus> « Cycle de la pollution urbaine », consulté le 02/04/2022
- [3] <https://junior.universalis.fr> « pollution-des-eaux » encyclopédie, Consulté le 27/05/2022.
- [4] [Pollution industrielle : causes, solutions, types de pollution, \(magazine-racines.fr\)](#), consulté le 27/05/2022.
- [5] [Les différentes formes de pollution \(kanak.fr\)](#), Consulté le 27/05/2022.
- [6] [Qu'est-ce que la pollution agricole ? - Comment - 2022 \(ipocketpc.net\)](#), Consulté le 27/05/202.
- [7] https://www.dictionnaire-environnement.com/traitement_biologique Consulté le 05/03/2022
- [8] <https://www.selecdepol.fr/fiche-technique/bioventing> Consulté le 19/04/2022
- [9] <https://www.tame-water.com/fr/c-solutions/norm-solution> Consulté le 02/03/2022.
- [10] <https://fr.wikipedia.org/wiki/Pleurotus> Consulté le 17/03/2022.
- [11] https://www.researchgate.net/figure/Lignin-peroxidase-producing-Cunninghamella-elegans_fig1_278410194 Consulté le 20/03/2022.
- [12] https://fr.wikipedia.org/wiki/Ray-grass_anglais Consulté le 22/03/2022.
- [13] https://www.researchgate.net/publication/303818871_LA_PHYTOREMEDIATION/link/57558fa508ae0405a57539af/download Consulté le 25/03/2022.
- [14] <https://www.aujardin.info/plantes/populus-alba.php> Consulté le 27 /03/2022.

Références bibliographiques

- [15] <https://dailyscience.be/27/03/2019/pollution-aux-metaux-lourds-le-tabouret-a-la-rescousse/> Consulté le 05/04/2022.
- [16] https://www.researchgate.net/figure/2-Phytoextraction-Process-This-figure-depicts-the-phytoextraction-process-in-plants_fig4_265191596 Consulté le 08 /04/2022.
- [17] http://uved.univ-nantes.fr/SOLS/3/co/module_GSP_Grain3 Consulté le 12 /05/2022

Résumés

Résumé

La bioremédiation, utilise des procédés biologiques pour éliminer les polluants industriels qui contaminent le cycle biogéochimique des substances naturelles.

La phytoremédiation consiste à employer des plantes pour traiter les sols de substances par dégradation, transformation ou stabilisation. D'une manière générale, les composés inorganiques sont immobilisés ou extraits alors que les composés organiques sont dégradés.

En effet les techniques de phytoremédiation sont employées pour pouvoir traiter le milieu pollué (air, sol eau) en essayant de minimiser le taux de ces contaminants. Cette technique a des avantages économique en comparant avec la technique dite traitement physique qu'exige des coûts très élevées pour traiter les sols contaminées par les Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs).

Mot clé : Pollution, Bioremédiation, Phytoremédiation, HAPs, Dépollution.

Summary

Bioremediation uses biological processes to remove industrial pollutants that contaminate the biogeochemical cycle of natural substances.

Phytoremediation consists of using plants to treat soils of substances by degradation, transformation or stabilization. In general, inorganic compounds are immobilized or extracted while organic compounds are degraded.

Indeed, phytoremediation techniques are used to be able to treat the polluted environment (air, soil, water) by trying to minimize the rate of these contaminants. This technique has economic advantages by comparing with the so-called physical treatment technique that requires very high costs to treat soils contaminated by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs).

Key word : Pollution, Bioremediation, Phytoremediation, PAHs, Depollution.

ملخص

تستخدم المعالجة الحيوية عمليات بيولوجية لإزالة الملوثات الصناعية التي تلوث الدورة الكيميائية الجيوكيميائية للمواد الطبيعية تتكون المعالجة النباتية من استخدام النباتات لمعالجة التربة من المواد عن طريق التحلل أو التحول أو التثبيت. بشكل عام ، يتم تجميد المركبات غير العضوية أو استخلاصها بينما تتحلل المركبات العضوية في الواقع ، تُستخدم تقنيات المعالجة النباتية لتكون قادرة على معالجة البيئة الملوثة (الهواء ، التربة ، الماء) من خلال محاولة التي تتطلب تقليل معدل هذه الملوثات. تتمتع هذه التقنية بمزايا اقتصادية من خلال مقارنتها بما يسمى بتقنية المعالجة الفيزيائية (PAHs) تكاليف عالية جداً لمعالجة التربة الملوثة بالهيدروكربونات العطرية متعددة الحلقات

الكلمة الأساسية: التلوث، المعالجة الحيوية، المعالجة بالنباتات، الهيدروكربونات العطرية متعددة الحلقات، إزالة التلوث