

الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
REPUBLIQUE ALGERIENNE DEMOCRATIQUE ET POPULAIRE
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
MINISTRE DE L'ENSEIGNEMENT SUPERIEUR ET DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
جامعة 20 أوت 1955 - سكيكدة
UNIVERSITE 20 AOUT 1955-
SKIKDA



Département des Sciences de la Nature et de la Vie
Mémoire Présenté en Vue de l'obtention du Diplôme de
Master II

Filière: Science biologique

Option: Microbiologie appliqué

Intitulé

***IMPACT DES METAUX LOURDS SUR LA FLORE BACTRIENNE
TELLURIQUE***

Présenter par Melles : BOUSBIA MANAL, BOUSSEKINE MARWA,
DJOUAMA WIDAD ET REKHILI REKIA

Membre de jury:

ENNAGHERA NADJET	Président
BOUDJELLAB ZINEDDINE	Directeur de mémoire
GHANNAN MAYA	Examinatrice

Année universitaire 2021/2022

Remerciement

En premier, nous remercions le bon dieu le tout puissant de nous avoir donné la santé, le courage et de la patience pour être ce que nous sommes aujourd'hui et pour mener à terme ce modeste travail.

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à notre encadreur Monsieur **BOUDJELLAB Zine eddine** pour ses précieuses orientations, son aide, ses conseils et son souci de réaliser ce travail de recherche.

Nous remercions aussi très sincèrement les membres de jury. Madame **Ghannam Maya** pour l'honneur qu'il nous fait en président ce jury et Madame **ENNAGHRA Nadjet**. pour avoir accepté l'évaluation de ce mémoire d'en examinatrice.

Nous remercions tous les enseignants de cursus universitaire qui ont contribué à notre formation.

Dédicaces

Ames Très chers parents

Je dédie ce mémoire à mes parents, pur l'amour qu'ils m'ont toujours donné leurs encouragements et toute l'aide qu'ils m'ont apportée durant mes études.

Aucun mot, aucune dédicace ne pourrait exprimer mon respect, ma considération, et mon amour pour les sacrifices qu'ils ont consentis pour mon instruction et mon bien – être .Puisse dieu leur accorder santé, bonheur, prospérité et longue vie afin que je puisse un jour combler de joie leurs vieux jours.

A mes frères et ma sœur

A tous les moments d'enfance passés avec vous, en gage de ma profonde estime pour l'aide que vous m'as apporté. Vous m'as soutenu, réconfortés et encouragé. Puissent nos liens fraternels se consolider et se pérenniser encor plus

A madame Denbri hassina

Merci beaucoup pour votre contribution de mettre à ma disposition votre PC afin de rédiger ce mémoire de fin d'étude.

A mes amis

Nulle dédicace ne pourrait exprimer ma profonde affection et mon immense gratitude pur tous les encouragements et soutiens qu'ils ont consentis à mon égard.

BOUSBIA MANAL

Dédicaces

J'ai l'honneur de dédier ce modeste travail réalisé grâce à l'aide de Dieu Tout puissant

Celui qui m'a toujours encouragé et soutenu durant toutes mes années d'études.

Merci pour ton amour et ta confiance totale a toi très Cher Père. Ce travail est le tien.

La lumière de mes jours, la source de mes efforts, la flamme de mon cœur, ma vie et mon bonheur ; maman que j'adore. Que dieu te garde dans son vaste paradis.

Aux personnes dont j'ai bien aimé la présence dans ce jour, à tous mes frères et mes sœurs, je dédie ce travail dont le grand plaisir leurs revient en premier lieu pour leurs conseils, aides, et encouragements.

Aux personnes qui m'ont toujours aidé et encouragé, qui étaient toujours à mes côtés, et qui m'ont accompagnaient durant mon chemin d'études supérieures, mes aimables amis, collègues d'étude, et frères de cœur, Imane, chaima .

Sans oublier widad et marwa et manal mes belles camarades dans ce travail A tout la promotion de Microbiologie Applique 2021/2022.

Rekhili Rekia

Dédicaces

Je dédie ce modeste travail à :

A mes parents .Aucun hommage ne pourrait être à la hauteur de l'amour Dont ils ne cessent de me combler. Que dieu leur procure bonne santé et longue vie.

A celui que j'aime beaucoup et qui m'a soutenue tout au long de ce projet : mon fiancé, et bien sur a mes frères et mes sœurs.

A toute ma famille, et tous mes amis, tous ceux qui ont contribué de près ou de loin pour que ce projet soit possible, je vous dis merci.

WIDAD DJOUAMA

Dédicaces

Je dédie ce travail

A ma très chère Mère pour tous ses sacrifices, et son amour

A mon père qui m'toujours aide et encourager

Très chers parents. Recevez ici l'un des plus précieux cadeaux qui je puisse vous offrir, car c'est grâce à vous que je suis arrivée la où je suis

BOUSSEKINE MARWA

Résumé

Les métaux lourds (ex.Cadmium, Cuivre, Niquelet le zinc) existent naturellement dans le sol, les roches, l'eau, et même les organismes vivant à de très faibles concentrations. D'autre part, les métaux lourds ont de nombreuses applications industrielles en raison de leur importance technologique. Cependant, à cause de leur utilisation massive dans divers domaines au cours des dernières années, cela a engendré une pollution de plus en plus préoccupante de l'environnement aquatique et terrestre, affectant la faune et la flore existante, et notamment les microorganismes retrouvés dans le compartiment sol, modifiant, à la fois leur biomasse et activité enzymatique. Cette perturbation de la microflore tellurique engendre un déséquilibre dans le cycle biogéochimique des éléments et qui se transmet au reste du composante de la chaine trophique.

ملخص

توجد المعادن الثقيلة (مثل الكاديوم والنحاس والنيكل والزنك) بشكل طبيعي في التربة والصخور والماء وحتى الكائنات الحية بتركيزات منخفضة جدًا. من ناحية أخرى، للمعادن الثقيلة العديد من التطبيقات الصناعية نظرًا لأهميتها التكنولوجية. ومع ذلك، نظرًا لاستخدامها المكثف في مختلف المجالات في السنوات الأخيرة، فقد أدى ذلك إلى حدوث تلوث مقلق بشكل متزايد للبيئة المائية والبرية، مما أثر على الحيوانات والنباتات الموجودة، وعلى وجه الخصوص الكائنات الحية الدقيقة الموجودة في مقصورة التربة، مما أدى إلى تعدي لكل من كتلتها الحيوية والنشاط الأنزيمي. ينتج عن هذا الاضطراب في النبتة الدقيقة التيلورية عدم توازن في الدورة الكيميائية الجيوكيميائية للعناصر والتي تنتقل إلى باقي مكونات السلسلة الغذائية.

Abstract

Heavy metals (eg Cadmium, Copper, Nickel and Zinc) exist naturally in soil, rocks, water, and even living organisms at very low concentrations. On the other hand, heavy metals have many industrial applications due to their technological importance. However, due to their massive use in various fields in recent years, it has caused increasingly worrying pollution of the aquatic and terrestrial environment, affecting the existing fauna and flora, and the soil compartment, modifying , both their biomass and enzymatic activity. This disturbance of the telluric microflora generates an imbalance in the biogeochemical cycle of the elements and which is transmitted to the rest of the component of the trophic chain.

Liste des Abréviation

Al: aluminum

As: arsenic

C: carbone

Ca: calcium

Cd: cadmium

C EC: la capacité d'échange de cation

CH₂O: le méthanal

CO₂: dioxyde de carbone

Cr: chrome

Cu : cuivre

EPS : exopolysaccharide

EPT : établissement public territorial

Fe: Fer

Fe₂O₃ : oxyde ferrique et sesquioxy de fer

H: hydrogène

H₂: dihydrogène

Hg: mercure

H₂O: molécule d'eau

Mn: manganese

Mo: molybdenum

N: azote

Na: sodium

NH: nihonium

Ni: Nickel

NO₃: nitrate

NO₂: dioxyde d'azote

Pb: plomb

PH: potentiel d'hydrogène

S: sulfate

Se : selenium

SH: sulfaure d'hydrogène

So₄: sulfate

Zn: zinc

Liste de figures

Figure 1 : Localisation des microorganismes dans le compartiment sol

Figure 2 : Agglutination et formation d'un agrégat de sol consécutives à l'activité Microbienne de décomposition d'une particule de matière organique

Figure 3 : Représentation schématique du rôle du compartiment microbien du sol

Figure 4 : Classification périodique des éléments

Figure 5 : Origine des métaux lourds dans le sol

Figure 6: les différents niveaux de perturbation possible issue de l'absorption des métaux lourds par les cellules microbiennes

Figure 7 : Les principaux types d'interactions entre les métaux lourds et les cellules microbiennes

Liste des tableaux

Tableau I : Temps de demi-vie biologique de quelques éléments

Sommaire

Remercîment

Dédicace

Résumé

ملخص

Abstract

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Sommaire

Introduction générale.....1

Chapitre I : les bactéries du sol

1. Introduction2

1.1 La définition du sol.....2

2. Diversité microbienne du sol.....2

2.1 Bactéries photolithotrophes.....2

2.2 Bactéries photoorganotrphes.....3

2.3 Bactéries chimiolithotrophes.....3

2.4 Bactéries chimioorganotrophes.....3

2.4.1 Bactéries mobiles sans flagelle (myxobactéries).....3

2.4.2 Coques et bacilles gram-négatifs aérobies.....3

2.4.3 Bacilles gram-négatifs anaérobie facultatifs.....3

2.4.4 Bacilles gram-négatifs anaérobie.....3

2.4.5 Coques et bacilles gram- positifs sporogènes.....3

2.4.6 Bactéries croynéfronzes.....4

2.4.7 Actinomycètes.....4

3. Activités bactéries et le rôle dans le sol.....4

3.1 Environnement physique et sources d'énergie pour la microflore du sol.....5

4. Les types des interactions dans le sol.....	7
4.1.1 Les interactions entre les particules du sol et les microorganismes.....	7
4.2 Interactions de surface entre les microorganismes et les particules du sol.....	9
4.2.1 Adhésion des microorganismes à la surface.....	9
4.3 Interactions entre la communauté microbienne et la végétation.....	9
5. Les facteurs du sol	10
5.1 Disponibilité de l'eau.....	10
5.2 Le PH.....	10
5.3 La composition de l'atmosphère du sol.....	11
5.4 Les argiles.....	11
5.5 La température.....	11
5.6 Les composés xénobiotiques.....	12
5.7 Ions métalliques.....	12
5.8 Pression.....	13

Chapitre II : les métaux lourds

Introduction	14
1. les métaux lourds.....	14
1.1 Définition des métaux lourds.....	14
1.2 Origine de la contamination des sols par les métaux lourds.....	15
2. Classification des matériaux miniers.....	17
3. Les composés minéraux.....	18
3.1 Les minéraux primaires.....	18
3.2 Les minéraux secondaires.....	18
4. Contamination des sols par les métaux lourds.....	19
4.1 Sources naturelles de contamination.....	20
4.2 Sources anthropiques de contamination.....	21

Chapitre III : Interaction entre les métaux lourds et les microorganismes du sol

Introduction	22
1. Effet des métaux lourds sur les organismes vivants.....	22
2. Effet des métaux sur les microorganismes du sol.....	23
2.1 Biomasse	24
2.2 Activité enzymatique.....	24

3. Toxicité des métaux lourds.....	25
4. Comment les métaux entrent-ils dans les bactéries.....	26
5. Toxicité des métaux lourds au niveau cellulaire.....	26
6. Les interactions entre les bactéries et métaux lourds.....	26
7. Interaction des EPS bactériens avec les métaux lourds	27
8. Les mécanismes de résistance aux métaux lourds	28
Conclusion.....	29
Références bibliographiques.....	30

Introduction générale

INTRODUCTION GENERALE

Le problème de la pollution de l'environnement concerne le monde entier à cause de la prolifération des activités industrielles . Au cours des dernières années, la pollution par les métaux lourds est devenue l'un des plus graves problèmes environnementaux à cause de nombreuses industries.

En effet, les métaux lourds, sont des composés stables, non dégradables et donc hautement persistants, ils peuvent avoir des répercussions négatives sur le comportement des organismes vivants présents sur le site ou dans les zones environnantes. même à l'échelle microscopique, les métaux lourds ont des effets néfastes sur les populations bactériennes,

les micro-organismes occupent des positions clés dans les processus biogéochimiques et influencent le développement des plantes par leur considérable contribution à la fertilité du sol (**Ranjard *et al.*, 2000**). Leur disparition à cause de l'impact des métaux lourds ne permet donc plus de garantir à long terme la fertilité et la qualité du sol ce qui affecte directement la sécurité alimentaire donc la santé humaine. De plus, il est généralement admis que les microorganismes sont plus sensibles aux métaux lourds que les organismes vivant dans les sols pollués (**Giller *et al.*, 1998**). Les bactéries sont susceptibles d'être affectées au niveau de leur activité, leur physiologie, leur diversité, autant de perturbations pouvant avoir des conséquences néfastes sévères sur l'ensemble de l'écosystème.

Dans ce contexte, que notre travail a comme objectif d'établir une synthèse bibliographique qui aborde plusieurs volets, à savoir : des données sur la communauté bactérienne du sol ont été collectées parlant de sa diversité, activités et son interaction avec le reste des organismes vivant. Quant au 2^{ème} chapitre des informations de la littérature ont été recueillis à propos des métaux lourds, leurs différentes classes, origine et leurs voies de contamination des sols. Enfin en 3^{ème} chapitre, une énumération des effets possibles des métaux lourds sur les microorganismes du sol a été effectué

CHAPITRE I

LES BACTERIES DU SOL

1. Introduction :

Considérer le sol comme un milieu biologique, milieu vivant. Le sol contient une multitude de cellules microbiennes actives, plus de 1 milliard souvent par gramme à cpte de ses constituants minéraux sable, argile, limon et des résidus organiques morts (Cl .Moureaux ,1973) .

L'étude microbiologie du sol a pour objectif essentiel l'isolement, la détermination, le dénombrement et l'étude la physiologie des microorganismes du sol vivant & l'état libre ou en association symbiotique avec les plantes. Le rôle exact des microorganismes dans le fonctionnement des écosystèmes. La microbiologie du sol constitue une branche importante de l'écologie quantitative (Y .Dommergues ,1972) .

1.1 La définition du sol :

le sol est la couche superficielle meuble de la lithosphère terrestre, Il est constitué par un mélange de matériaux présentant une épaisseur variable de Centimètres à plusieurs mètres de quelques minéraux et organiques, qui sert de support et milieu naturel pour la croissance des plants.

2. Diversité microbienne du sol :

L`extrême diversité du monde bactérien et la connaissance encore imparfaite que nous en avons rendent difficile établissement d`une classification aussi cohérente que celles qui sont utilisées pour les règnes végétal et animal.

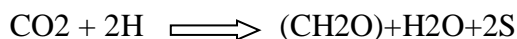
Les critères utilisés pour définir ces groupements sont très anciens, comme la morphologie ou la coloration par la méthode de Gram ou les propriétés biochimiques .Les classes des bactéries comme :

2.1 Bactéries photolithographies :

Bactéries vertes : Chlorobactériacées.

Bactéries pourpres : Thiorhodacées.

Anaérobies strictes, elles oxydent le sulfure d'hydrogène en soufre en présence de radiations rouges ou infra-rouges et ne produisent pas d'oxygène :



2.2 Bactéries photoorganotrophes:

Bactéries pourpres non soufrées : Athiorhodacées.

2.3 Bactéries chimiolithotrophes :

Bactéries nitrifiantes :

$\text{NH}_3 \longrightarrow \text{NO}_2^-$ Nitrosomonas

$\text{NO}_2^- \longrightarrow \text{NO}_3^-$ Nitrobacter

Bactéries acidifiantes du cycle du soufre :

$\text{S} \longrightarrow \text{S} \longrightarrow \text{SO}_4^{2-}$ Thiobacillus

Bactéries oxydant le fer et le manganèse : Galionella, Leprothrix.

Toutes ces Bactéries sont aérobies et jouent un rôle important dans les cycles minéraux.

2.4 Bactéries chimioorganotrophes du sol :

2.4.1. Bactéries mobiles sans flagelle (Myxobctéries) :

Ce sont d'actifs destructeurs de la matière organique. Elles produisent des mucus pigmentés. Bactéries cellulolytiques :Cytophaga. Leur paroi souple permet de se déplacer par glissement

2.4.2. Coques et bacilles Gram-négatifs aérobies :

- ✓ Pseudomonadacées, à flagelles polaires : Pseudomonas
- ✓ Azolobactéracées à cils périuiches ou polaires. Elles sont capables de fixer l'azote de l'air : Azololmcren Be yerinckia, Azospirillum .
- ✓ Rhizobiacées, flagelles polaires ou subpolaires :rhizobium et bradyrhizobium ,capables de fixer atmosphérique lorsqu' ils vivent en symbiose avec des Légumineuses ;Agrobacterium ,producteurs de galles ou de proliférations racinaires.

2.4.3.Bacilles Gram-négatifs anaérobies facultatifs :

Entérobactéricées, mobiles par cils péri triches: peuvent réduire les nitrates en nitrites
Envinia. Parasites des plantes.

2.4.4. Bacilles Gram-négatifs anaérobies :

Desulfovibrio : réduit les sulfates en sulfures.

2.4.5. Coques er bacilles Gram-positifs sporogènes :

Ils peuvent former des endospores. Bacillacées : Bacillus (aérobies) et Clostridium (anaérobies), thermoactinomyces.

2.4.6. Bactéries corynéformez :

Bactéries Gram-positives de formes variées. Corynébactériacées : *Clavibacter*, *Curtobacterium flaccumfaciens*, *Rhodococcus fascians*, parasites de plantes, *Cellulomonas*, dégradant la cellulose, *Arthrobacter*, souvent impliqués dans la dégradation de produits organiques d'origine industrielle.

2.4.7. Actinomycètes :

Ces Bactéries Gram-positives forment des filaments ramifiés et émettent des conidies, ce qui les a fait longtemps considérer comme des Champignons. Elles jouent un rôle actif dans la décomposition des litières. Beaucoup synthétisent des antibiotiques.

- Actinomycétacées : Actinomyces, produisant peu de mycélium
- Streptomycétacées : Streptomyces, morphologiquement très proches des Champignons
- Micromonosporacées : Micromonospora, dégradant la cellulose et la chitine
- Frankiacées : Frankia. Ces Bactéries vivent en symbiose avec des arbres appartenant à plusieurs familles botaniques tropicales (Casuarinacées) et tempérées (Bétulacées, Eléagnacées, Rhamnacées). Elles forment des nodosités sur les racines, capables de fixer l'azote atmosphérique (David P, 1998).

3. Activités des bactéries et son rôle dans le sol :

La population microbienne du sol constitue le maillon final de la « chaîne trophique » du sol par laquelle transitent le carbone et les éléments nutritifs des matières organiques avant de redevenir disponibles pour les plantes, elle remplit donc une fonction essentielle et obligatoire dans le recyclage des matières organiques retournées au sol. La population microbienne du sol contient une certaine quantité d'éléments nutritifs dans sa biomasse qui est souvent perçue comme une réserve à court terme pour les plantes.

Les connaissances acquises au cours des deux dernières décennies sur l'environnement où naissent, croissent et meurent les microorganismes du sol ainsi que sur les relations physiques qu'ils développent avec les matières organiques dont ils se nourrissent permettent à peine de mieux comprendre leur rôle dans le recyclage des éléments nutritifs du sol. Elles permettent toutefois de mieux comprendre les conditions menant à une meilleure qualité physique des sols par le biais de l'activité microbienne du sol.

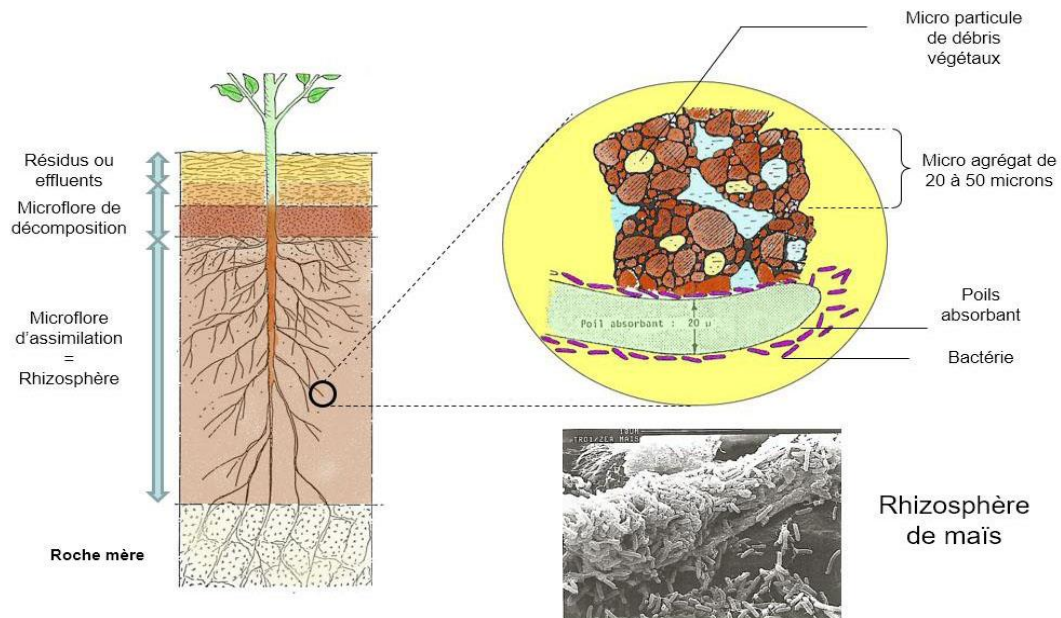


Figure 1 : Localisation des microorganismes dans le compartiment sol

3.1 Environnement Physique Et Sources d'énergie Pour La Microflore Du Sol

Les microorganismes du sol sont largement hétérotrophes, ce qui veut dire qu'ils dépendent d'une source de matières organiques pour en tirer leur énergie et se multiplier, on parle aussi de microorganismes décomposeurs. Les travaux de Foster et coll. (1983) ont permis de constater que les microorganismes ne sont pas distribués de façon homogène dans le sol, on les retrouve plutôt sous forme de micro colonies, pour la plupart dans un état de dormance .

Dès qu'une source d'énergie se retrouve près de ces microcolonies, l'état de dormance des cellules microbiennes est levé, si des éléments nutritifs sont présents les microorganismes se multiplieront rapidement. L'arrivée d'une source d'énergie survient lorsqu'une racine en croissance passe près d'une colonie microbienne ou lorsqu'on amende le sol. Les amendements les plus communs sont les résidus de culture, les fumiers, et certains autres produits comme les résidus de papier et les composts .

Les fragments de matières organiques qui composent un amendement ne sont pas distribués de façon homogène lors de leur application au sol. Les microorganismes qui vont coloniser et se multiplier à la surface de ces fragments ne seront donc pas non plus distribués de façon homogène : mais selon la distribution de l'amendement. Un phénomène d'immobilisation de l'azote est à prévoir dans le cas des amendements ayant un rapport C/N élevé.

Ce phénomène d'immobilisation est essentiellement lié à la demande d'azote nécessaire à la multiplication des microorganismes colonisant les surfaces des matières organiques. On peut donc comprendre que l'azote ainsi immobilisé ne se retrouvera pas non plus réparti de façon homogène dans le sol, mais se concentrera davantage près des particules de matières organiques en décomposition. Il faut également comprendre que cet azote immobilisé est dès lors d'origine microbienne, et que c'est donc principalement lors de la mort des microorganismes que l'azote immobilisé pourra redevenir sous forme minérale et disponible pour la plante .

Lorsque les microorganismes du sol redeviennent actifs, ils sécrètent un mucilage riche en glucides et en protéines dont la fonction première est d'assurer une protection contre la dessiccation. Ce mucilage est collant et a tendance à s'agglutiner aux particules de sol adjacentes constituant ainsi de petites entités autour des cellules microbiennes ayant une stabilité et une cohésion supérieure à celle du milieu environnant, c'est ce qu'on appelle un agrégat (**Tisdall et Oades, 1982**).

Les microorganismes se développant sur les matières organiques pour s'en nourrir ont donc une influence sur leur propre environnement physique et en deviennent eux-mêmes les architectes (Figure 2).

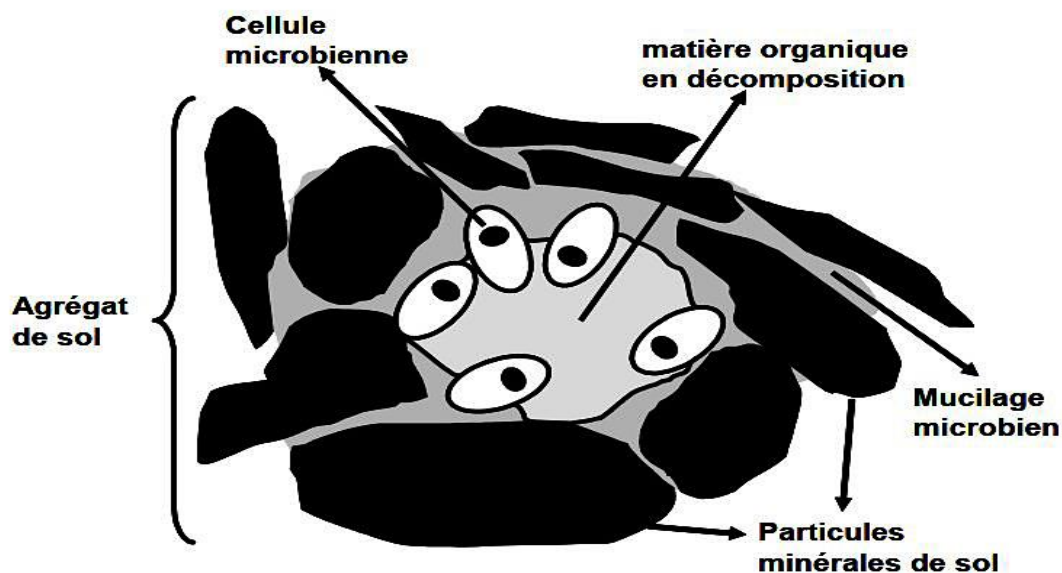


Figure 2 : Agglutination et formation d'un agrégat de sol consécutives à l'activité

Microbienne de décomposition d'une particule de matière organique.

Les agrégats formés par l'activité microbienne de décomposition des matières organiques ont toutefois une durée de vie limitée et se désagrègeront à mesure que la matière organique se décompose et s'humifie, et que les microorganismes mourront ou entreront de nouveau en dormance après avoir épuisé leur source d'énergie. De nouveaux agrégats seront formés à mesure que de nouvelles matières organiques seront apportées au sol.

Ce phénomène d'alternance entre agrégation et désagrégation constitue un système biologiquement dynamique où les agrégats se renouvellent et changent de forme, sans cesse influencés par l'activité biologique de décomposition des matières organiques.

De façon générale, les microorganismes du sol influencent donc diverses composantes liées à la qualité du sol comme la matière organique et la structure. Le sol ne peut dès lors plus se concevoir comme une matrice homogène, mais plutôt comme un assemblage hétérogène d'entités physiques formées par l'activité microbienne à la surface des matières organiques en décomposition en interaction avec les particules minérales de sol.

Nous verrons pour la suite comment tous ces concepts s'appliquent à ce qui se passe en conditions de champ en fonction du type de matière organique apportée au sol soit : les racines, les résidus végétaux et les fumiers de ferme (**Chantgny M , Angers D ,2005**).

4. LES TYPES DES INTERACTION DANS LES SOL :

4 .1 Les interactions entre les particules du sol et les micro-organismes :

Les interactions entre les micro-organismes et les particules du sol peuvent être classées en deux grandes catégories : biologiques et abiotiques. Les interactions biologiques impliquent la croissance et la multiplication des cellules et la sécrétion de substance organiques, telles que les enzymes et autres biopolymères .Les interactions physiques sont liées à la géométrie et à la cohésion de la matrice du sol.

Les interactions physico-chimiques comprennent les processus aux interfaces ou dans la solution du sol, par exemple, la sorption, la dissolution, l'hydrolyse, l'oxydation, et des paramètres tels que pH. Les caractéristiques de la surface des particules, c'est-à-dire l'aire de surface, la charge électrostatique, l'énergie libre de surface et les groupes fonctionnels, Les interactions entre les microorganismes et l'environnement du sol font souvent intervenir simultanément des processus biologiques, physiques et physico-chimiques.

CHAPITRE I

Les particules du sol influencent la survie et l'activité biologique des microorganismes, en partie en contrôlant la géométrie des pores dans lesquels vivent les microorganismes et les conditions physico-chimiques locales. Les micro-organismes, bien qu'étant des constituants mineurs du sol, affectent les particules du sol en modifiant leur disposition ou en les agrégeant, en altérant les particules minérales ou en contribuant à la précipitation et à la formation de nouvelles particules minérales, et en dégradant les particules organiques. **(Aoyama et al., 1999) (Bissonnette et al., 2001)**. La figure 3, représente la manière par laquelle les microorganismes agissent sur la disponibilité et la réallocation des ressources de façon positive par décomposition, transformation, et transport de la matière organique et des nutriments vers les plantes (voie 1, 2 et 3 dans la Fig.3), ou négative par séquestration des ressources dans leur biomasse ou dans la matière organique récalcitrante (voie 4 dans la Fig.3).

La diminution de ressources est également due à la transformation de l'azote organique en des composés volatiles ou facilement lessivables (voie 5 et 6 dans la Fig.3) qui peut néanmoins être acquis via les bactéries fixatrices d'azote atmosphérique (voie 7 dans la Fig.3). Les agents pathogènes induisent quant à eux une diminution de la productivité des plantes (voie 8 dans la Fig. 3). Ces processus sont des Interactions microbiennes accompagnées d'efflux de CO_2 via la respiration des microorganismes **(Heijden et al., 2008)**.

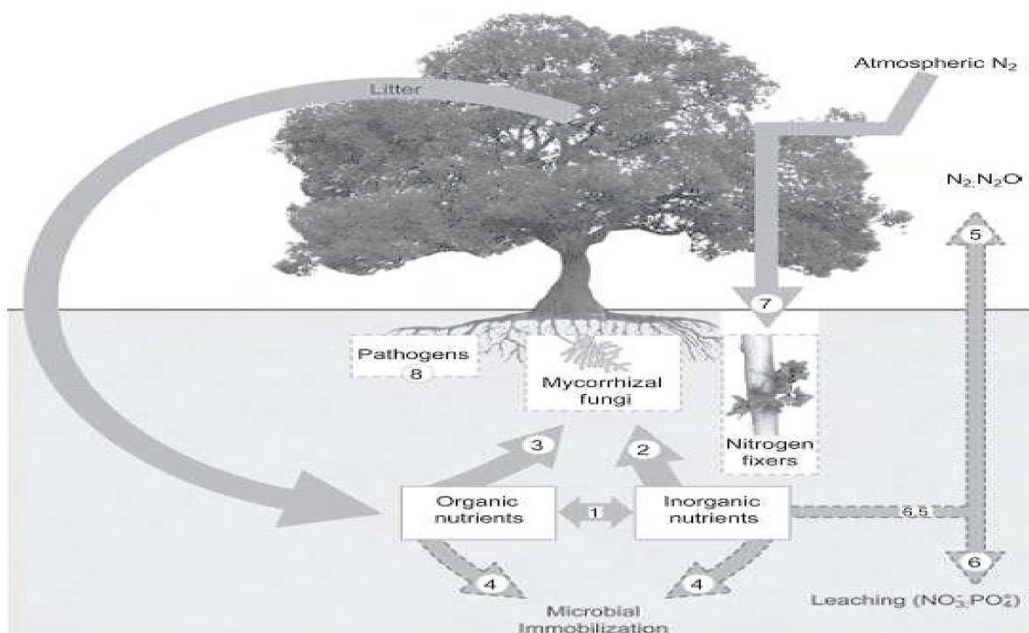


Figure 3 :Représentation schématique du rôle du compartiment microbien du sol (Heijden et al . ,2008)

4.2 Interactions de surface entre les micro-organismes et les particules du sol

Les interactions de surface entre les micro-organismes et les particules du sol peuvent être indirectes, car les propriétés de surface des particules du sol peuvent affecter la composition de la solution du sol (par exemple, la capacité d'échange de cations (CEC) des particules du sol contrôle dans une large mesure la concentration de cations dans la solution du sol).

DU sol, de la dissolution dans les portions hydrophobes de la matière organique du sol, ou même de l'absorption par les organismes vivants. **(Stotzky, 1986).**

4.2.1 Adhésion des micro-organismes à la surface

Les interactions entre les micro-organismes et les particules du sol impliquent plusieurs étapes :

- Transport vers la surface
- Contact et adhésion initiale
- Fixation plus ferme
- La croissance, pour former des microcolonies adhérentes ou des biofilms. L'adhésion initiale est rapide (quelques secondes, quelques minutes) et peut être réversible ou non. Il s'agit d'un processus physico-chimique, qui est décrit et raisonnablement bien prédit par les théories de la chimie des colloïdes, telles que la théorie de Derjaguin-Landau- Verwey-Overbeek (DLVO) pour les interactions électrostatiques et les interactions hydrophobes acide/base de Lewis. La plupart des données sur l'adhésion microbienne ont été obtenues avec des bactéries et ont montré que l'adhésion dépend des propriétés de surface des cellules et de leur état physiologique. **(Van Loosdrecht et al.1999) (Grasso, 1996) (DufreÅne et Rouxhet, 1996)**

4.3 Interactions entre les communautés microbiennes et la végétation :

L'écologie des plantes est affectée par des interactions complexes avec les microbes associés aux plantes. Les rôles des microbes associés aux plantes et de l'hôte dans la fonction de l'écosystème ont été reconnus, mais les mécanismes détaillés ne sont pas clairs. Interactions microbiennes Les plantes étant immobiles, elles ont co-évolué avec les microbes et acquis un certain nombre de mécanismes qui modulent le résultat de leurs interactions.

La densité des microbes dans la rhizosphère était 100 fois supérieure à celle du sol en général. Des études récentes ont montré que les exsudats des racines des plantes façonnent la communauté bactérienne du sol.

Une espèce végétale sélectionne une communauté bactérienne rhizosphérique spécifique. Le changement de la composition microbienne génère une rétroaction sur la performance relative de la plante qui définit les effets à long terme des microbes du sol sur leur coexistence avec cette espèce végétale (**Haichar et al., 2008**) (**Bever, 2003**). La rétroaction peut être de deux types :

- La rétroaction microbienne positive plante-sol renforce la séparation spatiale des communautés microbiennes
- La rétroaction négative entraîne le remplacement de la plante, ce qui nécessite la recolonisation de racines localement spécifiques.

5. Les facteurs influençant la communauté bactérienne du sol :

5.1 .Disponibilité de l'eau :

L'eau est un corps chimique indispensable au déroulement des processus métaboliques. Elle a aussi de multiples effets mécaniques ou physiques : abondante, elle augmente la disponibilité des éléments solubles et facilite les déplacements des microorganismes mobiles à la recherche de substrats ou de proies ; rare, elle permet de meilleurs échanges gazeux avec l'atmosphère extérieure et un plus rapide renouvellement de l'oxygène.

L'inertie thermique de l'eau exerce en outre un très important effet tampon sur les fortes variations de la température : pour élever de 1°C la température d'1 g d'eau, il faut 5 fois plus de calories que pour 1 g de sol sec.

Les variations de la teneur en eau ont donc des répercussions considérables sur l'activité biologique du sol. Partant d'un sol normalement humidité, nous verrons successivement quels sont les effets de la dessiccation, puis de la réhydratation et enfin de la submersion.

5 .2. Le pH :

Autant il est facile de mesurer un pH, autant il est délicat d'interpréter les résultats de ces mesures. Nous avons déjà relevé en effet que le pH d'un sol ne représentait qu'une moyenne grossière, ne tenant pas compte des hétérogénéités pourtant très importantes à l'échelle des

microsites. En outre, les différences de pH entre plusieurs échantillons de sols sont souvent dues à des différences de teneur en calcium, de même, lorsqu'on désire relever expérimentalement le pH d'un sol acide, on y parvient généralement en l'enrichissant en calcaire. Aussi est-il très difficile de faire la part, dans les effets observés, de ce qui est directement attribuable au pH et de ce qui est dû à l'ion Ca^{++} . On peut néanmoins considérer que le pH a une influence sur la composition microbienne du sol et sur certains aspects de l'activité des microorganismes. Il joue aussi un rôle dans les phénomènes d'adhésion aux particules d'argile.

5.3. La composition de l'atmosphère du sol :

Du fait de leur nature volatile, les gaz actifs dans l'atmosphère du sol n'ont pas besoin, pour diffuser, de la présence d'un film d'eau continu et, de ce fait, peuvent atteindre des distances considérables à l'échelle microbienne : 5 à 6 cm, ou plus. Seuls les plus banals et les plus concentrés ont été, à ce jour, identifiés et étudiés, à quelques rares exceptions près. Un très grand nombre de composés volatils et actifs à des doses infinitésimales (comme les phéromones pour les Insectes), joue très vraisemblablement un rôle considérable et encore largement inconnu.

5.4 Les argiles :

Les propriétés des argiles, leur confèrent un rôle régulateur très important pour la vie microbienne. Ce rôle est d'autant plus net que leur capacité d'échange est plus élevée, leur surface développée plus grande et leur aptitude à gonfler en présence d'eau plus marquée. Ceci explique qu'une argile comme la montmorillonite ait une activité biologique supérieure à celle de la kaolinite. Les effets biologiques des argiles peuvent être mis en évidence en comparant des sols de textures différentes ou en expérimentant sur des sols sableux progressivement enrichis en argile.

5.5. La température

La température est le principal déterminant de la vitesse des réactions chimiques. Elle joue un rôle dans la fluidité des membranes et des sucs cellulaires. A haute température, les protéines sont dénaturées.

La température du sol dépend de l'intensité du rayonnement solaire absorbé. Elle s'élève plus ou moins rapidement selon le degré d'humidité et la nature de la végétation qui couvre le

terrain. L'amplitude des variations diurnes de la température, qui peut être considérable en été près de la surface du sol, diminue rapidement quand la profondeur augmente.

5.6. Les composés xénobiotiques

Les pays industrialisés sont caractérisés par la fabrication et l'utilisation en quantités croissantes de composés organiques synthétiques qui accidentellement ou volontairement, sont déversés dans le sol ou dans les cours d'eau. Ces produits, qui n'existent pas à l'état naturel, sont dits xénobiotiques. S'ils demeurent assez longtemps à la surface du sol, une partie peut être perdue par volatilisation ou par dégradation photochimique. Le reste est entraîné par les pluies ou les eaux d'irrigation. Mais ces molécules, qui sont en général de grande taille et portent des groupes chimiques fortement réactifs, ne sont pas facilement lessivées : le sol se comporte vis-à-vis d'elles un peu comme une colonne de chromatographie et les retient plus ou moins adsorbées sur le complexe argilo-humique. Parmi les pesticides par exemple, le bénomyl migré très peu et se maintient dans les premiers centimètres, les organo-mercuriques au contraire traversent rapidement le profil. Tandis que l'iprodione et la vinchlozoline ont un comportement intermédiaire. La répartition de ces produits dans le profil est donc loin d'être homogène. Elle dépend largement de la nature des molécules et des capacités d'adsorption du sol.

5.7. Ions métalliques

La présence d'ions métalliques en excès peut avoir un effet inhibiteur sur certaines catégories de microorganismes, spécialement dans les sols acides où leur solubilité est plus élevée. Ainsi, dans certains sols des îles Hawaï, la présence d'ions Al^{3+} peut inhiber fortement la germination des Champignons (**Ko et Hora, 1972, Kobayashi et Ko, 1985**). Une élévation du pH permet d'atténuer le phénomène en insolubilisant une partie des ions toxiques qui précipitent sous forme d'hydroxydes. La toxicité des métaux lourds est particulièrement bien connue. Elle résulte en grande partie de leur affinité pour les groupements -SH des enzymes, qu'ils inactivent après s'y être liés. Les conséquences sur la vie microbienne de la présence de métaux lourds dans le sol sont cependant encore un sujet de controverse. Plusieurs travaux signalent des effets inhibiteurs graves vis-à-vis des Champignons mycorrhizogènes (par exemple **Hepper et Smith, 1976**) ou des Rhizobium : dans des sols contaminés par l'application, plusieurs années de suite, de boues d'épandage utilisées comme amendement organique, la diversité génétique ainsi que le spectre d'hôtes et l'efficacité des populations de *R. leguminosarum* sont considérablement réduits (**Hirsch et**

al., 1993). Cependant, du fait de la formation de complexes très stables entre les substances humiques et les métaux lourds, il est très difficile de savoir quelle est leur concentration «biologiquement active» dans le milieu.

5.8. Pression atmosphérique :

Un facteur très rarement pris en compte est la pression exercée par l'épaisseur de la couche de sol. Punja et Jenkins (1984) l'ont étudié en plaçant sur des sclérotés de *Sclerotium rolfsii* des poids ajustés de manière à exercer une pression équivalente à celle d'une colonne de terre de quelques centimètres de hauteur. Dans ces conditions les sclérotés exsudent des quantités importantes d'hydrates de carbone et d'acides aminés et, ayant ainsi perdu leurs réserves nutritives, ils ne sont plus capables de germer (en l'absence d'un apport énergétique exogène). Ceci expliquerait pourquoi la germination spontanée des sclérotés, en conditions naturelles, est possible seulement dans les horizons superficiels (Davide P, 1996) .

CHAPITER II
LES METAUX LOURDS

Introduction

La pollution de l'environnement est devenue en quelques décennies un des problèmes majeurs qui conditionne l'avenir de notre civilisation. En effet, les dégradations de plus en plus étendues qui résultent de la pollution de l'écosphère compromettent la stabilité des écosystèmes affectés et par conséquent le renouvellement de ressources naturelles biologiques, voire minérales, considérées voici peu encore comme inépuisables et gratuites, telles l'air, l'eau et le sol. (**B. ESHGHI MALAYERI ,1995**)

1. Les métaux lourds :

1.1 Définition des « métaux lourds » :

D'un point de vue purement chimique, les éléments de la classification périodique formant des cations en solution sont des métaux.

D'un point de vue physique, le terme « métaux lourds » désigne les éléments métalliques naturels, métaux ou dans certains cas métalloïdes (environ 65 éléments), caractérisés par une forte masse volumique supérieure à 5 g.cm³ (**Adriano, 2001**) (Figure 4).

D'un autre point de vue biologique, on en distingue deux types en fonction de leurs effets physiologiques et toxiques : métaux essentiels et métaux toxiques.

- (i) Les métaux essentiels sont des éléments indispensables à l'état de trace pour de nombreux processus cellulaires et qui se trouvent en proportion très faible dans les tissus biologiques (Loué, 1993). Certains peuvent devenir toxiques lorsque la concentration dépasse un certain seuil. C'est le cas du cuivre (Cu), du nickel (Ni), du zinc (Zn), du fer (Fe). Par exemple, le zinc (Zn), à la concentration du millimolaire, est un oligo-élément qui intervient dans de nombreuses réactions enzymatiques (déshydrogénases, protéinase, peptidase) et joue un rôle important dans le métabolisme des protéines, des glucides et des lipides (**Kabata-Pendias et Pendias, 2001**).
- (ii) Les métaux toxiques ont un caractère polluant avec des effets toxiques pour les organismes vivants même à faible concentration. Ils n'ont aucun effet bénéfique connu pour la cellule. C'est le cas du plomb (Pb), du mercure (Hg), du cadmium (Cd).

CHAPITRE II

Le terme métaux lourds, « heavymetal », implique aussi une notion de toxicité. Le terme « éléments traces métalliques » est aussi utilisé pour décrire ces mêmes éléments, car ils se retrouvent souvent en très faible quantité dans l'environnement (**Baker et Walker, 1989**). Dans ce contexte, nous utiliserons le terme « métaux lourds » dans le sens de l'impact toxique sur les humains et les environnements.

Periodic Table of the Elements

hydrogen 1 H 1.0079	
lithium 3 Li 6.941	beryllium 4 Be 9.0122
sodium 11 Na 22.990	magnesium 12 Mg 24.305

lithium
3
Li
6.941

----- Name

----- Symbol

----- Atomic weight

boron 5 B 10.811	carbon 6 C 12.011	nitrogen 7 N 14.007	oxygen 8 O 15.999	fluorine 9 F 18.998	neon 10 Ne 20.180
aluminum 13 Al 26.982	silicon 14 Si 28.086	phosphorus 15 P 30.974	sulfur 16 S 32.065	chlorine 17 Cl 35.453	argon 18 Ar 39.948

potassium 19 K 39.098	calcium 20 Ca 40.078	scandium 21 Sc 44.956	titanium 22 Ti 47.867	vanadium 23 V 50.942	chromium 24 Cr 51.996	manganese 25 Mn 54.938	iron 26 Fe 55.845	cobalt 27 Co 58.933	nickel 28 Ni 58.693	copper 29 Cu 63.546	zinc 30 Zn 65.38	gallium 31 Ga 69.723	germanium 32 Ge 72.64	arsenic 33 As 74.922	selenium 34 Se 78.96	bromine 35 Br 79.904	krypton 36 Kr 83.798
rubidium 37 Rb 85.468	strontium 38 Sr 87.62	yttrium 39 Y 88.906	zirconium 40 Zr 91.224	niobium 41 Nb 92.906	molybdenum 42 Mo 95.96	technetium 43 Tc 98	ruthenium 44 Ru 101.07	rhodium 45 Rh 102.91	palladium 46 Pd 106.42	silver 47 Ag 107.87	cadmium 48 Cd 112.41	indium 49 In 114.82	tin 50 Sn 118.71	antimony 51 Sb 121.76	tellurium 52 Te 127.60	iodine 53 I 126.90	xenon 54 Xe 131.29
cesium 55 Cs 132.91	barium 56 Ba 137.33	hafnium 72 Hf 178.49	tantalum 73 Ta 180.95	tungsten 74 W 183.84	rhenium 75 Re 186.21	osmium 76 Os 190.23	iridium 77 Ir 192.22	platinum 78 Pt 195.08	gold 79 Au 196.97	mercury 80 Hg 200.59	thallium 81 Tl 204.38	lead 82 Pb 207.2	bismuth 83 Bi 208.98	polonium 84 Po (209)	astatine 85 At (210)	radon 86 Rn (222)	
francium 87 Fr (223)	radium 88 Ra (226)	rutherfordium 104 Rf (261)	dubnium 105 Db (262)	seaborgium 106 Sg (266)	bohrium 107 Bh (264)	hassium 108 Hs (277)	meitnerium 109 Mt (268)	darmstadtium 110 Ds (271)	roentgenium 111 Rg (272)								
lanthanum 57 La 138.91	cerium 58 Ce 140.12	praseodymium 59 Pr 140.91	neodymium 60 Nd 144.24	promethium 61 Pm (145)	samarium 62 Sm 150.36	europtium 63 Eu 151.96	gadolinium 64 Gd 157.25	terbium 65 Tb 158.93	dysprosium 66 Dy 162.50	holmium 67 Ho 164.93	erbium 68 Er 167.26	thulium 69 Tm 168.93	ytterbium 70 Yb 173.05	lutetium 71 Lu 174.97			
actinium 89 Ac (227)	thorium 90 Th 232.04	protactinium 91 Pa 231.04	uranium 92 U 238.03	neptunium 93 Np (237)	plutonium 94 Pu (244)	americium 95 Am (243)	curium 96 Cm (247)	berkelium 97 Bk (247)	californium 98 Cf (251)	einsteinium 99 Es (252)	fermium 100 Fm (257)	mendelevium 101 Md (258)	nobelium 102 No (259)	lawrencium 103 Lr (262)			

Designed by **Vecteezy**

Figure 4 :Classification périodique des éléments

1.2 Origine de la contamination des sols par les métaux lourds :

Le problème principal avec les métaux lourds comme le plomb, le cadmium, le cuivre et le mercure est qu'ils ne peuvent pas être biodégradés, et donc persistent pendant de longues périodes dans des sols. Leur présence dans les sols peut être naturelle ou anthropogénique (Figure 5)

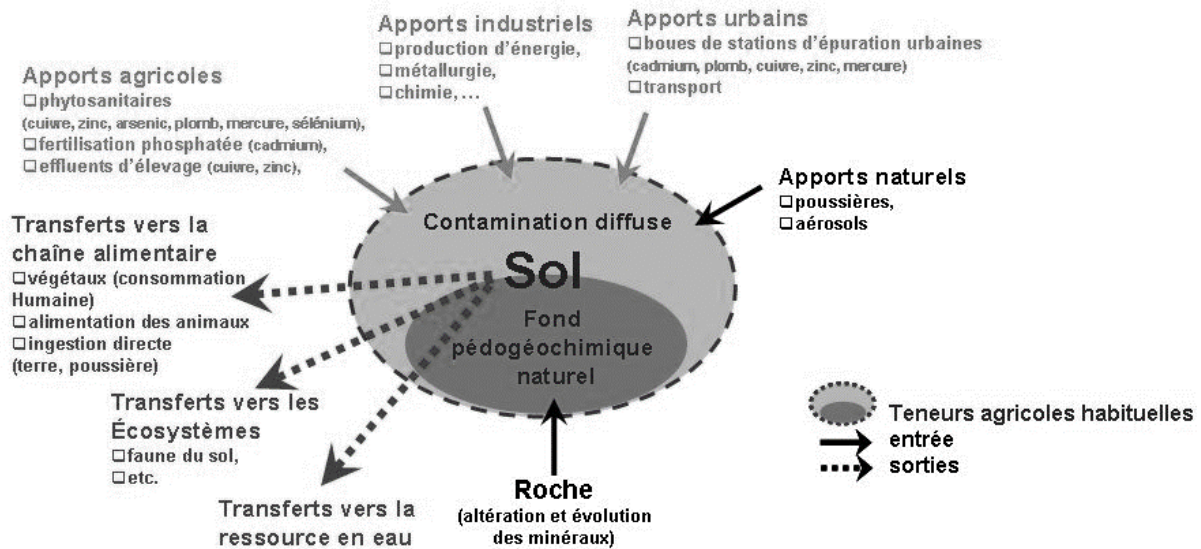


Figure 5: Origine des métaux lourds dans le sol (D'après Robert et Juste, 1999)

(a) Origine naturelle

Les métaux lourds sont présents naturellement dans les roches, ils sont libérés lors de l'altération de celles-ci pour constituer le fond géochimique (**Bourrelier et Berthelin, 1998**). La concentration naturelle de ces métaux lourds dans les sols varie selon la nature de la roche, sa localisation et son âge.

(b) Origine anthropique

Cependant, la source majeure de contamination est d'origine anthropique. Au cours des décennies dernières, l'apport de métaux lourds au sol dans le monde s'est étendu à l'heure actuelle on l'estime à 22000 tonnes de cadmium, 939000 t de cuivre, 783000 t de plomb, et 1350000 t de zinc (**Singh et al., 2003**). Les principaux types de pollutions anthropiques responsables de l'augmentation des flux de métaux, sont la pollution atmosphérique (rejets urbains et industriels), la pollution liée aux activités agricoles et la pollution industrielle.

SOL = Système accumulateur, STOCK INITIAL = fond géochimique ROCHES MÈRES
 Appports atmosphériques Pratiques agricoles - engrais - pesticides - amendements organiques -
 Activité minière et métallurgique

Activités industrielles et urbaines Figure 5: Origine des métaux lourds dans le sol
 (D'après Robert et Juste, 1999)

- La pollution atmosphérique résulte des activités industrielles (rejets d'usine) et urbaines (gaz d'échappement, etc....). Il faut distinguer les apports diffus aériens d'origine lointaine des apports massifs localisés d'origine proche. Dans les apports diffus sont classés les poussières et aérosols provenant des chauffages ainsi que des moteurs d'automobiles. Les apports massifs localisés résultent d'apports anthropiques accidentels liés aux activités industrielles sans protection efficace contre la dispersion dans l'environnement (**Baize, 1997**).
- Certaines pratiques agricoles sont à l'origine de l'introduction de métaux lourds dans le sol. Les produits destinés à améliorer les propriétés physico-chimiques du sol sont souvent plus riches en métaux lourds que le sol lui-même par exemple les engrais, les composts et les boues de station d'épuration (**Robert et Juste, 1999**).
- La pollution industrielle provenant des usines de production de l'activité humaine tels que les matières organiques et graisses (industries agro-alimentaires), les produits chimiques divers (industries chimiques), les matières radioactives (centrales nucléaires, traitement des déchets radioactifs) et la métallurgie (**Godin et al., 1985**). Les déchets miniers et les terrils industriels sont une source particulièrement importante de pollution par le zinc, le plomb et le cadmium. Le rôle des pratiques industrielles et agricoles dans la contamination des sols doit être pris en compte : cela concerne une grande partie du territoire. Leur accumulation et leur transfert constituent donc un risque pour la santé humaine via la contamination de la chaîne alimentaire, mais aussi pour le milieu naturel dans son ensemble (Bourrellet et Berthelin, 1998). (**TH .HUYNH,2009**)

2. Classification des matériaux miniers :

L'objectif principal de la caractérisation des résidus miniers et du minerai est généralement de classer ces matériaux selon le système de classification élaboré par le Ministère en fonction de leurs caractéristiques et des risques environnementaux anticipés, soit :

- Matériaux à faibles risque
- Matériaux acidogènes
- Matériaux lixiviables
- Matériaux cyanurés
- Matériaux contaminés par des composés organiques
- Matériaux radioactifs

- Matériaux inflammables
- Matériaux à risques élevés

Plusieurs caractéristiques parmi celles qui sont citées ci-dessus peuvent être associées à un même matériau (exemple : « acidogène et cyanuré » ou « lixiviable et radioactif »).(**Anna Peregoedova, Ph. D.2020**)

3. Les composés minéraux :

Les minéraux des sols sont le résultat de l'altération de la roche mère sous-jacente (**Remon, 2006**), cette fraction minérale est composée par les minéraux primaires, hérités sans modification de la roche mère, et les minéraux secondaires (**Duchaufour, 1997**), issus par des phénomènes d'altération physico-chimiques et biologiques des minéraux primaires. En plus de la fraction minérale, on distingue aussi une fraction organique héritée de l'activité des organismes vivants. L'ensemble de ces éléments forme la phase de rétention des métaux, en équilibre dynamique avec l'eau du sol.

3.1 Les minéraux primaires :

Les minéraux primaires des sols sont hérités de la roche mère, Ils sont formés par des processus d'altération mécanique, généralement d'origine climatique, par exemple la succession gel/dégel., ainsi, ces minéraux sont constitués grâce à leur résistance aux processus d'altération chimique en vigueur dans les conditions environnantes. La structure de la plupart de ces minéraux et leur taille importante ne leur confèrent que de très faibles propriétés réactives vis-à-vis des EPT (**Kabata-Pendias and Pendias, 2001 ; Lespagnol, 2003**). Lorsque les processus d'altération se poursuivent, ils peuvent être la source des minéraux secondaires (**Duchaufour, 1995**).

3.2 Les minéraux secondaires :

Ils sont issus principalement de l'altération des minéraux primaires de la roche mère, on distingue les argiles, les carbonates et les hydroxydes (de fer (Fe), d'aluminium (Al) et de manganèse (Mn)). Les minéraux secondaires sont de très petite taille et considérés comme les principaux constituants minéralogiques susceptibles de retenir les éléments potentiellement toxiques (**Remon, 2006**).

- **Les argiles** : ils présentent deux caractéristiques essentielles qui en font des minéraux diversement réactifs. D'une part, les argiles ont une structure formée d'une

superposition de feuillets (phyllosilicate) qui leur confère une surface spécifique interne très variée (de 20 m² .g⁻¹ pour la kaolinite à 750 m² .g⁻¹ pour des vermiculites ou des smectites). Cette surface interne vient s'ajouter à une surface externe importante liée à leur très petite taille et à leur morphologie (de moins de 1 m² .g⁻¹ pour les vermiculites à 50 m² .g⁻¹ pour les smectites). D'autre part, les argiles se caractérisent par une surface électrique non neutre, qui détermine leurs capacités d'échanges ioniques.

- **Les oxydes et les hydroxydes** : Les hydroxydes de fer et d'aluminium, sous forme amorphe ou cristalline, sont des constituants communs dans les sols naturels. Les hydroxydes de fer sont les plus abondants (Fe²O₃ : hématite et maghémite ; FeOOH : goethite et lepidocrocite et Fe²O₃, 9H₂O : ferrihydrite). Les hydroxydes d'aluminium (Al(OH)₃ : gibbsite ; AlOOH : boehmite) sont relativement moins fréquents. Enfin, les hydroxydes de manganèse, relativement mal définis car de structure minérale complexe, sont généralement minoritaires dans les sols naturels (**Remon, 2006**). Comme les argiles, la réactivité des hydroxydes de fer et d'aluminium provient de leur importante surface spécifique et de la charge de surface, variable avec le pH du milieu (**KabataPendias and Pendias, 2001**).
- **Les carbonates** : les carbonates existent généralement dans les sols sous forme de calcite, dolomite et magnésite. Ils ont un rôle important dans les sols, assez solubles, ils présentent une influence majeure sur les sols et par conséquent sur les phénomènes de sorption des EPT (**Duchaufour, 1997**). En outre, les réactions de dissolution/précipitation des carbonates favorisent le piégeage des ions métalliques au sein des cristaux formés (**Blanchard, 2000**). (**I.ELMAYEL**)

4. Contamination des sols par les métaux lourds :

Les métaux se répartissent dans les sols sous des formes variées. On les trouve sous forme échangeable dans les argiles et la matière organique qui leur permet d'être absorbés par les plantes, sous forme de complexes ou associés à des molécules organiques. Ils peuvent être inclus dans des phases cristallines ou directement adsorbés sur des particules d'oxydes ou d'hydroxydes de fer, d'aluminium et de manganèse. Enfin, ils peuvent être retenus dans les restes d'un organisme vivant qui les contenait. La forme des métaux dans les sols dépend de manière dynamique de leur composition minéralogique, des conditions de salinité, de pH, d'oxydoréduction de la granulométrie du sol, de sa teneur en eau, de la présence de ligands en

solution et de micro-organismes. Tous ces facteurs influencent la solubilisation des métaux ou au contraire, leur précipitation ou leur adsorption. Les interactions entre les différents compartiments du sol ont lieu par l'intermédiaire de la solution du sol qui transporte les métaux sous toutes leurs formes, solubles ou particulaires. La forme sous laquelle les éléments traces sont présents dans le sol conditionne leur mobilité et leur biodisponibilité, deux paramètres extrêmement importants pour évaluer leur impact toxicologique

La teneur en métaux des sols peut être d'origine naturelle ou d'origine anthropique, c'est-à-dire issue des activités humaines. L'apport en métaux se fait par des voies différentes dans les deux cas. Détaillons ces deux contributions.

4.1 Sources naturelles de contamination :

En dehors de toute intervention de l'homme, les sols ont une concentration naturelle en métaux provenant de l'altération de la roche-mère. L'effritement de celle-ci et l'érosion conduisent à la formation des sols. Ces processus géochimiques associés à d'autres phénomènes, en particulier biologiques, sont désignés sous le terme de différenciation des sols. Elle s'effectue sur une échelle de temps de l'ordre de plusieurs milliers d'années et est la source principale de contamination naturelle du sol en métaux. Ainsi, une roche-mère riche en arsenic, par exemple, donnera un sol riche en arsenic, bien que cette corrélation soit plus marquée pour certains métaux (Cr, V, Zn) que pour d'autres (Co, Mo, Pb, Se) dont l'abondance dans le sol peut être plus fortement liée au cycle bio-géochimique. Dans certains cas les sols ainsi formés peuvent donc être fortement concentrés en métaux, au point que cette contamination naturelle soit problématique sur le plan écologique

D'autres sources de contamination naturelle des sols par les métaux sont identifiables, mais leur contribution est relativement faible comparée à l'apport d'origine géologique. Citons :

- Le cycle bio-géochimique entre les sols et les plantes. Celles-ci absorbent des métaux dans le sol ou bien par voie atmosphérique, puis les redéposent à la surface (feuilles mortes, décomposition des végétaux...).
- Processus d'accumulation, dans un horizon du sol, des métaux provenant d'un autre horizon (illuviation).
- Apport par lessivage du sol et érosion en surface.

- Apports lointains d'origine atmosphérique : volcans (émissions d'As, Hg, Ni, Zn), feux de forêt (émission de Zn), embruns marins (émissions de Hg, Na), poussières et aérosols transportés par les vents.

4.2 Sources anthropiques de contamination :

La pollution des sols due à l'activité humaine intervient sur une échelle de temps beaucoup plus courte, de l'ordre de la décennie, voire moins. On distingue deux types de contamination :

- Les contaminations diffuses, mettant en jeu un faible nombre de polluants aux concentrations peu variables provenant de sources non stationnaires ou de grande étendue, ou bien d'un grand nombre de sources. Dans ce cas, la pollution se fait par voie atmosphérique sous forme de poussière et d'aérosols issus de l'activité industrielle, des chauffages domestiques, des automobiles, etc., se déposant sur les sols, sur les végétaux et sur les eaux de surface sous forme de précipitations sèches (transport par les vents, sédimentation) ou humides (pluie, neige, grêle), ou par interception de particules en suspension (brouillards). On parlera alors de sol pollué.
- Les contaminations ponctuelles, qui peuvent faire intervenir un grand nombre de polluants fortement concentrés, sur des zones localisées. C'est typiquement le cas d'une usine ou d'une mine, dans ce cas on préférera parler de site pollué ; mais il peut s'agir également d'apports agricoles bien délimités : engrais (notamment phosphatés, riches en cadmium), boues de station d'épuration (contenant la plupart des métaux toxiques), traitements phytosanitaires (pesticides et autres), lisiers de porcs (chargés en zinc), compost, sulfate de cuivre (la « bouillie bordelaise » employée dans les vignes), etc (**Jean-Baptiste Sirven. 2006**)

Chapitre III

Interactions entre les métaux lourds et les microorganismes du sol

Introduction :

Le problème des sols pollués par les métaux lourds est la conséquence d'un passé, et trop souvent encore d'un présent industriel, peu soucieux des rejets d'éléments toxiques dans les sols, rendant de nombreux sites potentiellement pollués et dangereux pour la santé publique et animale et sur les microorganismes du sol .Il est généralement admis que les microorganismes sont plus particulièrement sensibles aux déchets miniers que les plantes ou les animaux vivant (Gilleret *al.*, 1998).

1. Effet des métaux lourds sur les organismes vivants

Pour l'homme, l'inhalation de poussières et d'aérosols reste la principale source d'intoxication , mais les risques liés à l'absorption de métaux lourds par ingestion d'eau ou de nourriture ne sont toutefois pas négligeables (BAIZE, 1997). C'est ce qui s'est produit lors de la catastrophe tristement célèbre de la baie de Minamata, au Japon, dans les années 50 (MIQUEL, 2001) : une usine de produits chimiques déversait dans la mer l'Hg alors employé comme catalyseur. Les poissons et les coquillages, largement consommés par la population locale, furent fortement contaminés et empoisonnèrent près de 2000 personnes. La pêche fut interdite pendant 40 ans dans la baie. La troisième voie d'introduction des polluants dans l'organisme est la voie dermique, qui intervient en cas de contact direct avec les substances.

Cependant, quel que soit le mode de contamination, les éléments s'accumulent dans l'organisme (sang, foie, cerveau, reins, etc.) et ne sont éliminés que très lentement. Le tableau I montre, par ordre croissant, la demi-vie biologique des métaux (SALLE, 1999), au bout de laquelle l'organisme a éliminé la moitié de la quantité absorbée. Celle-ci s'étale de quelques jours pour le molybdène (Mo) à plusieurs années pour le Cr, le Zn ou le Cd. On note que certains éléments (Pb, Hg, Cd) ont des demi-vies biologiques très différentes selon leur cible dans l'organisme. D'une manière générale, Il est important de noter que le temps de demi-vie biologique des métaux est fonction de la concentration du métal absorbée.(T.HAOUCHINE, L.KOCEILA 2016)

Tableau I : Temps de demi-vie biologique de quelques éléments (WEBB *et al.*, 1997 ; SALLE, 1999).

Elément	Temps de demi-vie biologique
Mo	5 jours
Pb	20-30 jours dans le sang 40-60 jours dans les reins, la moelle, le foie, le cerveau 2-10 ans dans les os
Hg	30-60 jours à un 1 an dans le cerveau
Cr	1-2 ans
Zn	2-3 ans
Cd	30 jours dans le sang / 20-30 ans dans le rein

2. Effet des métaux lourds sur les microorganismes du sol

Le sol est un compartiment de l'écosystème possédant de multiples fonctions comme : support pour les organismes et microorganismes vivants, réservoir de matière organique et minérale, lieu de transformations, système épurateur, régulateur des flux et des échanges dans les cycles biogéochimiques (cycle de l'azote, du carbone...) (Gobatet *al.*, 1998). De nombreux organismes participent à la réalisation de ces fonctions. Le sol est un remarquable réservoir de microorganismes. Whitman *et al.* (1998) ont estimé à $2,6 \times 10^{29}$ le nombre total de cellules procaryotes vivant dans les sols. Différents types de microorganismes sont représentés dans le sol où ils jouent un rôle crucial dans les cycles biogéochimiques des éléments. En moyenne, on compte 10^7 bactéries, 10^5 champignons, 10^5 protozoaires et 10^4 algues par gramme de sol sec (Robert et Chenu, 1992). L'importance écologique des bactéries du sol ne se limite pas à leur nombre ou à leur biomasse, même si ces paramètres y contribuent grandement. En effet, leur atout principal réside dans leur grande diversité génétique et fonctionnelle. La diversité bactérienne dans le sol est en effet plus importante que celle des environnements aquatiques (Torsvik et Ovreås, 2002). Cette diversité est à l'origine d'un très large éventail de propriétés physiologiques mais aussi d'activités métaboliques et de fonctions que les bactéries peuvent accomplir dans le sol. La diversité métabolique couplée à leur imposante biomasse font que les bactéries du sol sont capables de métaboliser tous les composés naturels disponibles mais aussi la majorité des composés d'origine anthropique présents dans le sol, après un délai nécessaire à la mise en place des voies métaboliques. Les bactéries sont en effet les acteurs principaux des grands processus de transformation de la matière et des flux d'énergie dans le sol. Certaines étapes clé du cycle des éléments ne

peuvent d'ailleurs être réalisées que par les bactéries. Leur disparition ne permet donc plus de garantir à long terme la fertilité du sol.

C'est pourquoi, l'impact écologique des métaux lourds sur les communautés bactériennes telluriques a fait l'objet de très nombreuses études dans ces vingt dernières années. Il est généralement admis que les microorganismes sont plus sensibles aux métaux lourds que les plantes ou les animaux vivant dans les sols pollués (**Gilleret al., 1998**). Les impacts des métaux lourds sur les communautés microbiennes peuvent être abordés de diverses façons : la densité (colonie forming units, CFU), la taille, la structure des communautés (génétique et fonctionnelle) et également l'activité enzymatique.

2.1 Biomasse

Les métaux lourds sont réputés pour leur toxicité sur la plupart des microorganismes telluriques. Leurs effets de dénaturation des protéines ou de destruction de l'intégrité de la membrane cellulaire affectent la croissance, la morphologie et le métabolisme de ces microorganismes telluriques (**Leitaet al., 1995**). Ces altérations conduisent à des réductions de biomasse microbienne. De nombreuses études montrent que la biomasse bactérienne d'un sol a tendance à diminuer suite à une contamination par un métal (**Kandeleret al., 1996 ; Smit et al., 1997, Bååthet al., 1998 ; Konopkaet al., 1999 ; Kuperman et Carreiro, 1997 ; Kelly et al., 1999 ; Ekelund et al., 2003**). D'ailleurs, **Gilleret al. (1998)** estiment que, même à long terme et pour des faibles teneurs en métaux lourds, les microorganismes ne sont pas capables de maintenir une biomasse équivalente à celle d'un sol non pollué. Les expérimentations de **Sandaaet al. (1999)** ont montré qu'il y a une corrélation entre la diminution du nombre des génomes bactériens et les niveaux de concentration en métaux lourds. Dans le sol non contaminé, le génome bactérien est estimé à 16000/g de sol, dans le sol de contamination moyenne à 6400/g de sol et de seulement 2000/g de sol dans un sol fortement contaminé (**Sandaaet al., 1999**).

2.2 Activité enzymatique

D'autres propriétés biologiques largement étudiées dans les études d'impact concernent les activités enzymatiques, dont les activités respiratoires. L'effet néfaste des métaux lourds sur les activités enzymatiques du sol a souvent été souligné (**Renellaet al., 2003 ; Landi et al., 2000 ; Kandeleret al., 1996 ; Kuperman et Carreiro, 1997 ; Haanstra et Doelman, 1991 ; Hattori, 1992**). La sensibilité des activités vis-à-vis des métaux peut dépendre du type d'enzyme (**Renellaet al., 2003**). Dans une étude portant sur l'impact de différents métaux sur

13 enzymes impliquées dans les cycles du carbone (C), de l'azote (N), du phosphore (P) et du soufre (S), **Kandeler et al. (1996)** ont montré que la réduction de leurs activités était plus ou moins sévère : celles impliquées dans le cycle du carbone étaient moins affectées que celles liées aux cycles du N, P, S. Les sols contaminés par les métaux lourds peuvent donc perdre certaines de leurs propriétés biochimiques indispensables au bon fonctionnement de l'écosystème. Par exemple, il a été montré que l'activité déshydrogénase était réduite lors d'une contamination par un métal (**Doelman et Haanstra, 1979 ; Kelly et al., 1999 ; Kelly et Tate, 1998**). Cet effet, parfois sévère, peut aller jusqu'à une réduction de 95% de l'activité (**Kelly et al., 1999**). L'activité déshydrogénase étant corrélée à l'activité respiratoire du sol, une telle réduction peut avoir des répercussions néfastes significatives sur l'ensemble de l'écosystème du sol, avec une réduction de la décomposition de la matière organique et la perturbation des grands cycles des éléments (Kelly et al., 1999). (**TH .HUYNH,2009**)

3. Toxicité des métaux lourds :

On différencie deux types d'effets toxiques:

-**Les effets toxiques directs** : les effets létaux qui entraînent la mort rapide des espèces exposées après un court délai suivant l'absorption du composé nocif.

- **les effets sublétaux ou indirects** : qui engendrent un cumul d'effets nocifs et occasionnent parfois des troubles dégénératifs très graves. A terme, si le potentiel adaptatif des espèces ne leur permet pas de devenir résistantes, les effets sublétaux peuvent indirectement engendrer la mort.

Au niveau des micro-organismes, ces effets peuvent se manifester par une diminution du nombre de bactéries et de levure et de l'activité respiratoire des sols (**Walter and al, 1979; Trevors 1987**).

Au niveau de la faune, ces effets peuvent se manifester par une perte de poids, une inhibition de la croissance, une apparition de troubles comportementaux ou physiologiques à tous les stades de la reproduction (**Ramade, 1992**).

A l'échelle de l'écosystème ils peuvent engendrer une perte de la diversité, une perte de l'activité biologique (décomposition, minéralisation, aération du sol...) un changement de structure de la communauté spécifique (**Ramade, 1992**).

Mais on peut également poser l'hypothèse que les métaux peuvent en affectant certaines espèces clés, agir indirectement sur d'autres espèces avec lesquelles elles interagissent. Des études préliminaires sur notre site ont montré que la pollution modifie la structure de la

communauté de la faune des sols en réduisant notamment les effectifs de vers.(**Forneris Julien ,2001**)

4. Comment les métaux entrent-ils dans les bactéries:

Les voies de pénétration des métaux lourds dans les microorganismes utilisent les mêmes transporteurs prévus pour les fonctions physiologiques normales des bactéries.

Un exemple : Le cadmium : il se trouve que toutes les bactéries ont un transporteur à haute affinité et très efficace pour le manganèse (**SILVER.ET LUSK. J , 1987**) :

Ce transporteur est la principale voie d'entrée du cadmium chez *staphylococcus aureus* (**CH.Fatima et S. fatiha 2002**)

5. Toxicité des métaux lourds au niveau cellulaire

Les métaux toxiques peuvent avoir des effets néfastes à bien des égards mais principalement

en raison de leur forte capacité de coordination. Les effets toxiques comprennent le blocage de groupes fonctionnels de molécules à fonctions biologiquement importantes (par exemple: les enzymes et les systèmes de transports de nutriments essentiels et d'ions), le déplacement et/ou la substitution des ions métalliques essentiels dans des biomolécules, les modifications conformationnelles, les perturbations de membranes cellulaires (**Appenroth, 2010**).(**Didier DOILLON ,2010**)

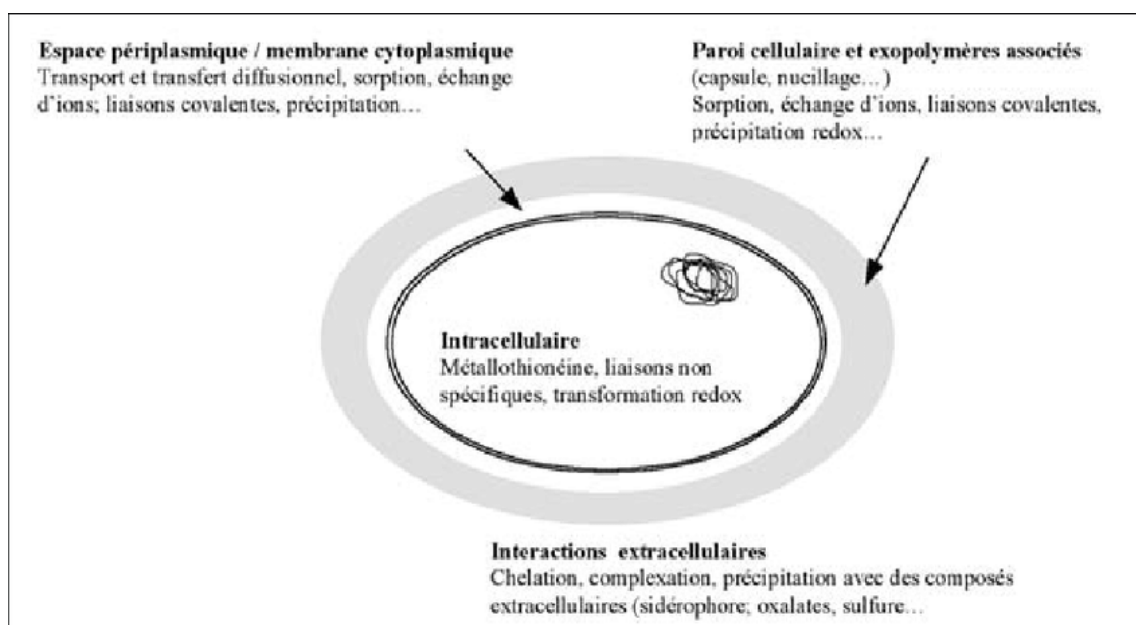


Figure 6: les différents niveaux de perturbation possible issue de l'absorption des métaux lourds par les cellules microbiennes

6. Les interactions entre les bactéries et métaux lourds

Les microorganismes, en particulier les bactéries, peuvent interagir avec les métaux via différents mécanismes susceptibles de modifier la biodisponibilité des métaux (Ledin, 2000 ; Juwarkar et Yadav, 2010). On peut observer une transformation des métaux par des processus d'oxydation/réduction ou d'alkylation. Par exemple, plusieurs microbes ont été choisis pour catalyser ces réactions conduisant à des changements dans la mobilité des métaux dans le sol. La production des substances chélatrices des métaux telles que les composés organiques ou des sulfides a été également observée. Ces modifications effectuées lors une interaction des métaux avec le microorganisme soit par le phénomène d'adsorption passive ou par transport actif à l'intérieur de la cellule (Haferburg et Kothe, 2007;Juwarkar et Yadav, 2010). Les principaux types d'interactions sont résumés dans la figure.

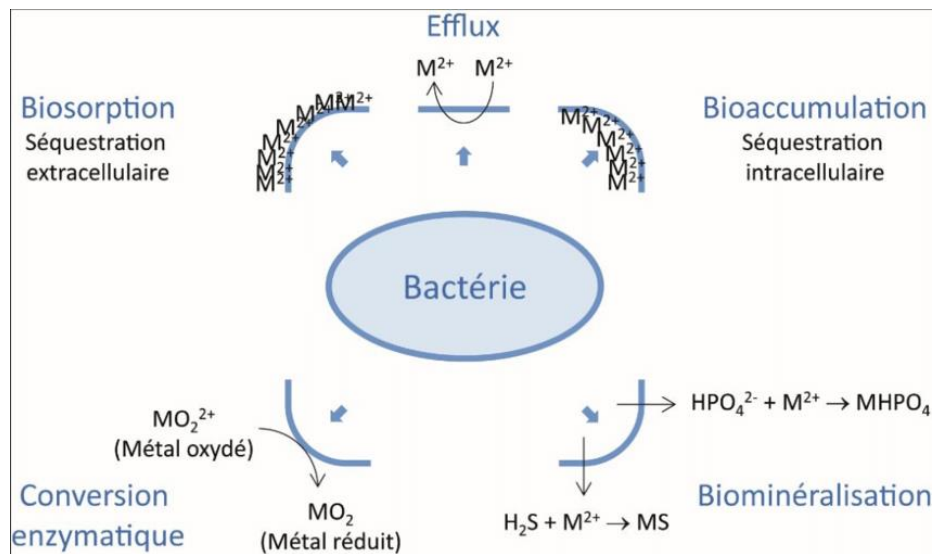


Figure 7: Les principaux types d'interactions entre les métaux lourds et les cellules microbiennes

7. Interactions des EPS bactériens avec les métaux lourds

Les polymères de surface tel que les exopolysaccharides (EPS)) sont des polymères biosynthétique produits par des microorganismes procaryotes et eucaryotes qui fournissent une barrière protectrice pour les cellules contre les contraintes de l'environnement, ils sont localisés à la surface cellulaire bactérienne, et composés d'une variété de macromolécules telles que les polysaccharides, les protéines, les acides nucléiques, et les phospholipides (Kazy et al., 2002;Pal et Paul, 2008).

Les interactions électrostatiques entre les ligands métalliques et les composants des biopolymères chargés négativement jouent un rôle dans la biosorption des métaux lourds. En outre, les activités enzymatiques dans les EPS contribuent également à la détoxification des métaux lourds potentiellement toxiques par la transformation et la précipitation subséquente dans la masse polymère (Mclean *et al.*, 1996 ; Pal et Paul, 2008) .

8. Les mécanismes de résistance aux métaux lourds

Les bactéries ont développé une variété de mécanismes de résistance pour faire face contre les tress des métaux lourds. Ces mécanismes comprennent : (Llanos *et al.*, 2000; Teitzel *et al.*, 2003).

- ✓ la séquestration intracellulaire ou extracellulaire des métaux lourds par des éléments de liaison spécifiques aux ions minéraux,
- ✓ la réduction d'un métal à un composé moins toxique,
- ✓ l'efflux directe d'un métal hors de la cellule,
- ✓ la modification des systèmes de transport membranaire, et la transformation enzymatique

Les bactéries adaptées aux métaux lourds montrent une résistance portée sur divers systèmes y compris le chromosome, les plasmides et les transposons, la plupart de ces mécanismes de résistance sont portés sur des plasmides et surtout associés aux mécanismes de résistance aux antibiotiques (Bruins *et al.*, 2000). (B.Narimène et B.Besma 2015)

CONCLUSION

CONCLUSUION

Le problème des sols pollués par les métaux lourds est la conséquence d'une activité industrielle, peu soucieuse des rejets;éléments toxiques dans les sols, créant de nombreux sites pollués et dangereux pour la santé publique et animale et sur les microorganisme du sol .Les microorganismes particulièrement sont plus sensibles aux déchets miniers que les plantes ou les animaux vivant. En effet, Le sol est un remarquable réservoir de microorganismes et la population microbienne qui s'y retrouve constitue le maillon final de la « chaîne trophique » du sol par laquelle transitent le carbone et les éléments nutritifs des matières organiques avant de redevenir disponibles pour les plantes ; les microorganismes remplissent donc une fonction essentielle et obligatoire dans le recyclage des matières organiques retournées au sol, d'où l'appellation de microorganismes décomposeurs. C'est pourquoi, l'impact écologique des métaux lourds sur les communautés bactériennes telluriques a fait l'objet de très nombreuses études dans ces vingt dernières années.

La teneur en métaux des sols peut être d'origine naturelle ou d'origine anthropique, c'est-à-dire issue des activités humaines. Les impacts des métaux lourds sur les communautés microbiennes peuvent être abordés de diverses façons : la densité , la taille, la structure des communautés et également l'activité enzymatique.

Les microorganismes, en particulier les bactéries, peuvent interagir avec les métaux via différents mécanismes susceptibles de modifier la biodisponibilité des métaux, d'autres mécanismes ont été rapportés chez les microorganismes constituant une barrière de défense contre les métaux lourds et qui sont contre le stress des métaux lourds. Ces mécanismes comprennent : la Biosorption, la conversation enzymatique, la biominéralisation et la bioaccumulation.

La diversité métabolique couplée à leur imposante biomasse font que les bactéries du sol sont capables de métaboliser tous les composés naturels disponibles mais aussi la majorité des composés d'origine anthropique présents dans le sol, après un délai nécessaire à la mise en place des voies métaboliques.

A

Adriano, D.C. (2001). Trace elements in terrestrial environments: Biochemistry, bioavailability and risks of metals. Springer-Verlag, New York

Anna Peregoedova, Ph. D. Géochimie Juin 2020 Guide de caractérisation des résidus miniers et du minerai Cette publication a été réalisée par la Direction des eaux usées du ministère de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MELCC) en collaboration avec les unités suivantes du MELCC p3

Aoyama M., Angers DA., N'dayegamiye A. (1999). "Particulate and mineral-associated organic matter in water-stable aggregates as affected by mineral fertilizer and manure applications." Canadian Journal of Soil Science. 79: 295-302

Appenroth, K.J. (2009) What are "heavy metals" in Plant Sciences? Acta Physiologiae Plantarum, 32(4), 615-619

B

Bååth, E., Díaz-Raviña, M., Frostegård, Å., Campbell, C.D. (1998). Effect of metal-rich sludge amendments on the soil microbial community. Appl. Environ. Microbiol. 64, 238-245.

Baize, D. (1997). Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). INRA Editions, Paris, p 408.

Baker, A.J.M. and Walker, P.L. (1989). Ecophysiology of metal uptake by tolerant plants. In: Heavy metal tolerance in plants - Evolutionary aspects. Shaw, A. (Eds). CRC Press, 155-177

Behrouz ESHGHI MALAYERI 1995. Décontamination des sols contenant des métaux lourds à l'aide de plantes et de microorganismes. thèse de Docteur en Biologie des Organismes à l'Université Henri Poincaré, Nancy 1 p 4

Bever JD. (2003). "Soil community feedback and the coexistence of competitors: Conceptual frameworks and empirical tests." New Phytologist. 157 (3): 465-473.

Bissonnette N., Angers DA., Simard RR., Lafond J. (2001). "Interactive effects of management practices on water-stable aggregation and organic matter of a Humic Gleysol." Canadian Journal of Soil Science. 81: 545-551.

Blanchard, C., 2000. Caractérisation de la mobilisation potentielle des polluants inorganiques dans les sols pollués. Thèse : Ecole Doctorale de Chimie de Lyon

Référence

Boubata Narimène Brahimi Besma 2015. Evaluation de la capacité de *Pseudomonas* sp. (S4) et *Bacillus megaterium* (A31) à accumuler certains métaux lourds. Mémoire fin d'étude Université Mohammed Seddik Benyahia - de Jijel p 10 11 12

Bourrelier, P.H. and Berthelin, J. (1998). Contamination des sols par les éléments traces: les risques et leur gestion. CR. Acc Sci, 42. Ed. Lavoisier, Paris

Bruins M. R., Kapil S. et Oehme F. (2000). Microbial resistance to metals in the environment. Ecotoxicology and Environmental Safety. 45: 198-207.

C

CHENNOUF Fatima. SIRADJ Fatiha 2008. Isolement des bactéries métallo-résistant à partir de Chott Ain El-Baidha et lac Temaçine Mémoire fin d'étude .Université KASDI-MERBAH- OUARGLA P26

Cl. MOUREAUX, 1973. Cours de MICROBIOLOGIE DU SOL , O.R.S.T.O.M. - S.S.C p5

D

Didier DOILLON, 2010. Déterminants moléculaires de la tolérance au zinc des microorganismes eucaryotes Thèse présentée pour l'obtention du titre de Docteur de l'université Henri Poincaré, Nancy-Université en Biologie Forestière P23

Doelman, P., Haanstra, L. (1979). Effect of lead on soil respiration and dehydrogenase activity. Soil Biol. Biochem. 11, 475-479.

Doelman, P., Jansen, E., Michels, M. and Van Til, M. (1994). Effects of heavy metals in soil on microbial diversity and activity as shown by the sensitivity-resistance index, an ecologically relevant parameter. Biol. Fertil. Soils 17, 177-184

Dr MERADI Laarem 2020/202. Les interactions microbiennes, université Larbi ben M'hidi Oum El-Bouaghi

Duchaufour, PH., 1995. Pédologie : sol, végétation, environnement. Masson, Paris, Milan, Barcelone

DufreÑne YF., Rouxhet PG. (1996). "Surface composition, surface properties, and adhesiveness of *Azospirillum brasilense* Ðvariation during growth." Can. J. Microbiol. 42: 548-556.

E.

Ekalund, F., Olsson, S., and Johansen, A. (2003). Changes in the succession and diversity of protozoan and microbial populations in soil spiked with a range of copper concentrations. Soil Biol. Biochem., 35, 1507-1516

Référence

ESTEBAN REMON 2006. Tolérance et accumulation des métaux lourds par la végétation spontanée des friches métallurgiques : vers de nouvelles méthodes de bio-dépollution thèse de doctorat Université Jean Monnet

F

Forneris Julien 2002. Impact des polluants métallique sur les microorganismes université val de maren paris p6

G

Giller, E., K., Witter, Ernst. and Mcgrath, P.S. (1998). Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils. *Soil. Biol. Biochem.* 30, 1389-1414.

Gobat, J.M., Aragno, M., Matthey, W. (1998). Le sol vivant – Base de pédologie – Biologie des sols. Presses polytechniques et universitaires romandes. Collection gérer l'environnement, p 14.

Godin, P. M., Feinberg, M.H. & Ducauze, C.J. (1985). Modelling of soil contamination by airborne lead and cadmium around several emission sources. *Environ. pollut.* 10, 97-114.

Grasso D., Smets BF., Strevett KA., Machinist BD., Van Oss CJ., Giese RF., Wu W. (1996). "Impact of physiological state on surface thermodynamics and adhesion of *Pseudomonasaeruginosa*." *Environ. Sci. Technol.* 30: 3604

H

Haanstra, L. and Doelman, P. (1991). An ecological dose-response model approach to short- and long-term effects of heavy metals on arylsulphatase activity in soil. *Biol. Fert. Soils* 11, 18-23

Haferburg G. et Kothe E. (2007). Microbes and metals: interactions in the environment. *Journal of Basic Microbiology.* 47: 453-467.

Haichar FZ., Marol C., Berge O., Rangel-Castro JI., Prosser JI., Balesdent J., et al. (2008). "Plant host habitat and root exudates shape soil bacterial community structure." *The ISME journal.* 2 (12): 1221-1230

HAOUCHINE Tassadit LEHAM Koceila 2016. Isolement de bactéries résistantes aux métaux lourds et évaluation de leur activité antagoniste vis-à-vis des microorganismes pathogènes Mémoire de fin d'études. Université Mouloud Mammeri Tizi-Ouzou p 5 -6

Hattori, H. (1992). Influence of heavy metals on soil microbial activities. *Soil Sci. Plant Nutr.* 38, 93-100.

Référence

I

Intissar ELMAYEL. Etude du comportement et de la distribution de quelques métaux lourds dans les sols agricoles du site minier de Jebel Trozza (la région de Kairouan) Thèse présentée à l'École Nationale d'Ingénieurs de Sfax *En vue de l'obtention du DOCTORAT* Géologie Génie de l'Environnement et de l'Aménagement à Université de Sfax École Nationale d'Ingénieurs de Sfax p 10- 11- 12

J

Jean-Baptiste Sirven. 2006. Détection de métaux lourds dans les sols par spectroscopie d'émission sur plasma induit par laser (LIBS). Physique Atomique [physics.atom-ph]. Thèse de docteur en spécialité lasers et matière dense .Université Sciences et Technologies - Bordeaux I. Français.tel-00122546 p31 -32- 33

Juwarkar A. A. et Yadav S. K. (2010). Bioaccumulation and biotransformation of heavy metals. In: Bioremediation Technology Recent Advances (ed) Fulekar M. H. India. p 266-284.

K

Kabata-Pendias, A. and Pendias, H. (2001). Trace elements in soils and plants. CRC Press, Boca Raton, London, New-York, Washington D.C

Kandeler, E., Gerber, H. (1988). Short-term assay of soil urease activity using colorimetric determination of ammonium. Biol. Fertil. Soils 6, 68- 72.

Kazy S. K., Sar P., Singh S. P., Sen A. K. et D'Souza S. F. (2002). Extracellular polysaccharides of a copper-sensitive and a copper-resistant *Pseudomonas aeruginosa* strain: synthesis, chemical nature and copper binding. World Journal of Microbiology and Biotechnology. 18: 583-588

Kelly, J.J., Tate, R.L. (1998). Effects of heavy metal contamination and remediation on soil microbial communities in the vicinity of a zinc smelter. J. Environ. Qual. 27, 609-617

Kelly, J.J., Häggblom, M., Tate III R.L. (1999). Changes in soil microbial communities over time resulting from one time application of zinc: a laboratory microcosm study. Soil Biol. Biochem. 31, 1445-1465

Konopka, A., Oliver, L., and Turco, R.F. (1998). The use of carbon substrate utilization patterns in environmental and ecological microbiology. Microbial Ecology 35, 103–115.

Kuperman, R.G., Carreiro, M.M. (1997). Soil heavy metal concentrations, microbial biomass and enzyme activities in a contaminated grassland ecosystem. Soil Biol. Biochem. 29, 179-190

Référence

L

Landi, L., Renella, G., Moreno, J.L., Falchini, L., Nannipieri, P. (2000). Influence of cadmium on the metabolic quotient, L-D-glutamic acid respiration ratio and enzyme activity: microbial biomass ratio under laboratory conditions. *Biol. Fertil. Soils* 32, 8-16

Ledin M. (2000). Accumulation of metals by microorganisms- processes and importance for soil systems. *Earth-Science Reviews*. 51 : 1-31.

Leita, L., De Nobili, M., Muhlbachova, G., Mondini, C., Marchiol, L., and Zerbi, G. (1995). Bioavailability and effects of heavy metals on soil microbial biomass survival during laboratory incubation. *Biol. Fertil. Soils*. 19, 103-108.

Lespagnol, G., 2003. Lixiviation du Chrome, du Cuivre et de l'Arsenic (CCA) à partir de sols contaminés sur des sites de traitement du bois. Thèse : Ecole Nationale Supérieure des Mines de Saint-Etienne, Université Jean Monnet

Llanos J., Capasso C., Parisi E., Prieur D. et Jeanthon C. (2000). Susceptibility to heavy metals and cadmium accumulation in aerobic and anaerobic thermophilic microorganisms isolated from deep-sea hydrothermal vents. *Current Microbiology*. 41 : 201-205.

Loué, A. (1993). Oligo-éléments en agriculture. Ed. Nathan (ed), 45-177

M

Martin CHANTIGNY, Ph. D et Denis ANGERS, Ph. D 2005, colloque en agroenvironnement Activité microbiologique et qualité des sols : quoi de neuf sous nos pieds ? , centre de référence en agriculture et agroalimentaire du QUEBEC , Drummond ville

Mclean R. J. C., Fortin D. et Brown D. A. (1996). Microbial metal-binding mechanisms and their relation to nuclear waste disposal. *Revue canadienne de microbiologie*. 42 (4): 392-400

MIQUEL G. (2001). Les effets des métaux lourds sur l'environnement et la santé.

P

Pal A. et Paul A. K. (2008). Microbial extracellular polymeric substances: central elements in heavy metal bioremediation. *Indian Journal of Microbiology*. 48:49-64.

Pierre Davide, 1996 , vie microbienne du sol et production , 1996, p46 ,47 p99 ,106,113,117,122, 125,126

R

Référence

Ranjard, L., Poly, F., Nazaret, S. (2000). Monitoring complex bacterial communities using culture-independent molecular techniques: application to soil environment. *Res. Microbiol.* 151, 167–177.

Ramade, F. (1992). Précis d'écotoxicologie. Masson. 45 – 85

Renella, G., Mench, M., van der Lelie, D., Pietramellara, G., Ascher, J., Ceccherini, M.T., Landi, L., Nannipieri, P. (2003). Hydrolase activity, microbial biomass and community structure in long-term Cd-contaminated soils. *Soil Biol. Biochem.* 36, 443-451.

Robert, M. and Chenu, C. (1992). Interactions between soil minerals and microorganisms. *Soil Biochemistry*. Stotzky, G., and Bollag, J.M., eds. p. 307-404. Marcel Dekker Inc, New York, Basel, Hong Kong.

Robert, M. and Juste, C. (1999). Dynamique des éléments traces de l'écosystème sol. In Club CRIN Environnement et Ministère de l'environnement. Spéciation des métaux dans le sol. Paris: CRIN

S

SALLE B. (1999). Étude de l'interaction laser-matériau appliquée à l'analyse élémentaire des solides. Thèse de doctorat, Université d'Orléans.

SILVER et J.LUSK , 1987 : Ion transport in prokaryotes . Pp (165.180).

Singh, O. V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R., and Jain R. K. (2003). Phytoremediation: an overview of metallic ion decontamination from soil. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 61, 405-412.

Smith, E., Leeflang, P., and Wernars, K. (1997). Detection of shifts in microbial community structure and diversity in soil caused by copper contamination using amplified ribosomal DNA restriction analysis. *FEMS Microbiol. Ecol.* 23, 249-261.

T

Teitsel G. M. et Parsek M. R. (2003). Heavy metal resistance of biofilm and planktonic *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied and Environmental Microbiology.* 69 (4): 2313-2320.

Thi My Dung HUYNH 2009 IMPACTS DES METAUX LOURDS SUR L'INTERACTION PLANTE/ VER DE TERRE/ MICROFLORE TELLURIQUE Thèse de Doctorat en ECOLOGIE MICROBIENNE université PARIS p 4-7 /11

Référence

Tisdall , J.M et J.M . Oades.1982. organic matter and water stable aggregates in soils .
Journal of Soil Science 33 :141-163

Torsvik, V., and Øvraås, L. (2002). Microbial diversity and function in soil: from genes to ecosystems. *Curr. Opin. Microbiol.* 5, 240-24

Trevors, J. T. (1987). "Copper resistance in bacteria." *Microbiol. Sci.* 4: 29-31

V

Van der Waaij, D, (1999). Probiotics other nutritional factors and intestinal microflor edited by Lars A. Hanson and Robert H., Yolken. Nestle Nutrition Workshop Series, Vol: 42, Nestec Ltd. Vevey/Lippineott-Raven Publishers, Philadelphia

W

Walter J. and Stadelmann H. (1979). Influence du Zn et du Cd sur les microorganismes ainsi que sur quelques processus biochimiques du sol. *Schweiz. Landwirsch. Forsch.* 18.4: 311-324.P 6

WEBB R.L., DICKINSON J.T., EXARHOS G.T. (1997). Characterization of particulates accompanying laser ablation of NaNO₃. *J. Appl. Spectrosc.* 51: 700-707

Withman, W.B., Coleman, D.C., and Wiebe, W.J. (1998). Procaryotes: The unseen majority. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 95, 6578-6583.

Y

Y, DOIVIMERGUES 1972. LA MICROBIOLOGIE DU SOL : EVOULOTION ,INTERET AGEONOMIQUE