



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية

République Algérienne Démocratique et Populaire

وزارة التعليم العالي والبحث العلمي

Ministère de l'Enseignement Supérieure et de la Recherche Scientifique

جامعة محمد البشير الإبراهيمي

Université Mohammed El Bachir El Ibrahim

كلية علوم الطبيعة و الحياة و علوم الأرض و الكون

Faculté des sciences de la nature et de la vie et des sciences de la terre et de l'univers

قسم العلوم البيولوجية

Département des Sciences Biologiques

## Mémoire

En vue de l'obtention du diplôme de Master

Domaine des Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Sciences Biologiques

Spécialité : Microbiologie Appliquée

## Intitulé :

**Etude bibliographique sur la bioremédiation des déchets industriels par le genre *Bacillus***

Présenté par:

BEKHTI Sabrina et ROUABAH Asma

Soutenu le 27/06/2022 Devant le jury :

Nom et prénom :	Grade	Affiliation / institution
Président : Mme ZERROUG Amina	MCB	Université de B.B.A
Encadrant : Mme IRATNI Nadjet	MAA	Université de B.B.A
Examinatrice: Mme CHENOUF Nadia Safia	MAA	Université de B.B.A

Année universitaire 2021/2022

## Remerciement

*Tout d'abord nous rendons grâce à **Allah** tout-puissant pour son aide tout au long de notre parcours d'étude en générale et particulièrement au cours de l'achèvement de ce modeste travail. Pour nous a donné la force, la patience et a été notre aide.*

*Nous remercions notre promotrice **Mm : IRATNI Nadjet** de tous ces efforts pour accomplir cette humble tâche. Nous la remercions également de sa confiance et de sa patience, ainsi que de tous ses encouragements et conseils.*

*Nous avons également l'honneur de remercier chaleureusement :*

***Mm : ZERROUG AMINA**, d'avoir accepté être le président de ce modeste travail, nous nous souviendrons de la qualité de l'enseignement que vous nous avez prodigués durant notre cursus.*

***Mm : CHENOUF NADIA SAFIA**, notre examinatrice Veuillez trouver ici toute l'expression de notre profond respect.*

*Un grand Merci pour tous ceux qui ont contribué à ce travail, que ce soit de près ou de loin.*

## Dédicace

*Je dédie ce modeste travail à :*

***Ma mère**, qui a prié toujours pour moi, elle a sacrifié jusqu'au bout et m'encouragé de réaliser mes rêves.*

***Mon père**, qui était toujours présent d'arrière moi par son soutien et ces encouragements.*

*Ma défunte sœur « **Amel** » tu resteras toujours présente au fond de mon cœur.*

*Ma sœur « **Mounira** », qui a tant fait pour moi, je n'oublierai jamais ce qu'elle m'a donné.*

*A et ma petite sœur « **Marwa** ».*

*Mes frères « **Saïd, Oussama et Abderrahmane** » qui m'ont soutenu toujours, que dieu vous sauve.*

*A « **Karima Belouadah** » la personne que j'aime la plus, merci d'être partie de ma vie, tu resteras toujours la plus chère et la plus proche de moi.*

*Mes amis « **Touta, Fatoum** » et à toute ma promotion.*

**SABRINA....**

## Dédicace

*Je tiens avant toute chose, à remercier le bon Dieu qui m'a donné la force, le courage et la santé pour pouvoir mener à terme ce modeste travail et poursuivre mes études avec succès.*

*Je dédie ce modeste travail,*

*A mon très cher marié NOUI IMAD aucune dédicace ne pourrait exprimer mon amour et mon attachement à toi. Depuis que je t'ai connu, tu n'as cessé de me soutenir et de m'épauler. Tu me voulais toujours le meilleur.*

*A ma mère qui m'a donné la vie, qui s'est sacrifiée pour mon bonheur, « croyez en dieu », ce sont les mots que j'ai appris d'elle et je suis parvenu à les garder, même lorsque les choses deviennent difficiles*

*Merci ma mère de m'avoir donné un bon pied dans la vie*

*A mon père, qui m'a soutenu et encouragé dans mon travail tout au long de mon cursus  
Aucune dédicace ne pourrait exprimer mon respect, ma considération et mon profond amour envers eux*

*A mon cher frère, Adem qui est toujours présent pour moi et qu'après toutes ces années je réalise vraiment ce que signifie avoir un frère*

*A mes chers petites sœurs Amel et Arridj je vous adore et je serai toujours là pour vous*

*A mes très chers tantes et oncles*

*A mon beau-frère kheiredine et Mon neveu djawed*

*A mes grands-mères, vous avez comblé ma vie de tendresse, d'affection et d'amour*

*A mes tantes hadhijra, Hanane, Ahlame et ces enfants Malek,*

*Ames oncles Abderrahmane, dada, ghano et ces enfants, Amani, Ines*

*A toutes mes amies et mes chères copines, qui m'ont épaulée et encouragée dans les moments les plus difficiles, merci à MEKHNACHE Nessrine, SALEM Chaima, AZZOUZI Chaima*

*Enfin,*

*Je dédie ce modeste travail à moi-même, pour tous le travail que j'ai fournis et tous les efforts que j'ai fait*

*A tous ceux qui m'ont aidé de près ou de loin.*

*MERCI ASMA...*

## Sommaire

Chapitre I:Description de genre <i>Bacillus</i> .....	2
1. Historique .....	2
2. Taxonomie du genre <i>Bacillus</i> :.....	2
3. Identification des espèces du genre <i>Bacillus</i> :.....	3
4. Caractéristiques bactériologiques:.....	4
5. Caractérisation des <i>Bacillus</i> par les techniques biochimiques et physiologiques: .....	5
6. Habitat: .....	5
7. Pouvoir pathogène naturel:.....	6
8. Intérêt biotechnologique des <i>Bacillus</i> : .....	6
9. La capacité de biodégradation des <i>Bacillus</i> :.....	7
Chapitre II: Types de déchets industriels et la bioremédiation.....	9
1. Equipements électriques et électroniques:.....	9
1.3. Déchets électroniques et leurs impacts sur l'environnement:.....	10
2. Matières plastiques: .....	10
2.1. Classification selon le comportement mécanique et thermique: .....	11
2.2. Matières plastiques et leurs impacts sur l'environnement: .....	11
3. Hydrocarbures pétroliers: .....	11
3.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs): .....	12
3.2. Composés non-hydrocarbonés: .....	12
3.4. Impact de la pollution pétrolière sur l'environnement: .....	13
3.5. Devenir des hydrocarbures dans l'environnement: .....	14
4. Aspects technologiques: .....	17
4.1. Bioremédiation du sol: .....	17
4.2. Bioremédiation des pollutions profondes: sous-sol et eaux de nappe: .....	19
4.3. Bioremédiation des effluents gazeux:.....	21
Chapitre III: <i>Bacillus</i> et la bioremédiation des déchets industriels .....	22
1. Impact de genre bactérien <i>Bacillus</i> dans la biorémediation des déchets industriels: .....	22
2. Effet de quelques paramètres sur la biorémediation des déchets industriels: .....	23
2.1. Effet de la biomasse: .....	23
2.2. Effet de l'agitation:.....	24
2.3. Influence de la CMI (Concentration minimale inhibitrice):.....	24
2.4. Nature du polluant: .....	25
2.5. Effet des paramètres physicochimiques: .....	25

2.6. Effet d'une culture mixte:.....	27
2.7. Addition de surfactants:.....	28
Conclusion: .....	30
Références	

## Liste des abréviations:

**ADA:** Acide déhydroabiétique

**ADN:** Acide désoxyribose nucléique

**API:** Analytical Profile Index

**ARN:** Acide ribonucléique

**ATP:** Adénosine triphosphate

**A<sub>w</sub>:** Activité d'eau

**BTEX:** Benzène, Toluène, Ethylène et Xylène

**CMI:** Concentration minimale inhibitrice

**Cr:** Chrome

**DEEE:** Déchets d'équipements électriques et électroniques

**H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>:** Eau oxygénée

**HAPs:** Hydrocarbures aromatiques polycycliques

**MES:** Matières en suspension

**PCR:** Polymerase chaine reaction « réaction de polymérisation en chaine»

**PE:** Polyéthylène

**PEBD:** Polyéthylène à basse densité

**pH:** Potentiel d'Hydrogène

**Rpm:** Rotation par minute

**UV:** Ultraviolet

## Liste des figures:

<b>Figure 01:</b> Caractéristiques morphologiques des <i>Bacillus</i> (A: Cellules végétatives, B: Spores).....	<b>5</b>
<b>Figure 02:</b> Structure moléculaire de base des principaux hydrocarbures pétroliers.....	<b>12</b>
<b>Figure 03:</b> Devenir d'un polluant organique au niveau du sol.....	<b>14</b>
<b>Figure 04:</b> Schéma synthétique des différentes méthodes de biodépollution du sol ex situ.....	<b>18</b>
<b>Figure 05:</b> Représentation schématique de la combinaison du compostage et de l'extraction aqueuse pour la décontamination du sol.....	<b>19</b>
<b>Figure 06:</b> Représentation schématique de la biodépollution du sous-sol et de la nappe stimulation de la microflore.....	<b>20</b>
<b>Figure 07:</b> Schéma synthétique d'un double traitement pour la dépollution d'un sous-sol et d'une nappe contaminés: extraction liquide et gazeuse et bio-traitement des effluents.....	<b>21</b>
<b>Figure 08:</b> Communauté microbienne impliquée dans la dégradation des hydrocarbures pétroliers.....	<b>27</b>



## Liste des tableaux

<b>Tableau 01</b> : Classification des <i>Bacillus</i> .....	<b>3</b>
--	----------

## Introduction

La pollution des sols est le résultat des activités minières et d'industries lourdes, comme l'industrie pétrolière ou l'industrie chimique. Les polluants sont majoritairement des composés organiques (hydrocarbures, composés phénols et chlorés,...) et des métaux lourds. La dépollution des sols vise à diminuer la biodisponibilité des polluants, en évitant leur transfert vers les nappes phréatiques ou les chaînes alimentaires par l'implication des trois processus: physiques, chimiques et biologiques (**Yadav et Hassanizadeh, 2011; Lipińska et al, 2014**). Cependant, en raison des limites des processus physico-chimiques qui sont coûteux, non écologiques, complexes, peuvent conduire à la destruction de la texture et les caractéristiques du sol, de plus ils ne conduisent pas toujours à la neutralisation complète des polluants.

Parmi les techniques de traitement des sols contaminés par des déchets industriels, la bioremédiation représente la méthode de traitement alternative de réhabilitation des sols. C'est la méthode la plus écologique puisqu'elle est naturellement gérée par les microorganismes et ne nécessite aucun apport chimique, mais également la moins couteuse. Les microorganismes jouent un rôle primordial dans la bioremédiation. Ils sont très divers dans la nature et composés de bactéries et de champignons (**Yadav et Hassanizadeh, 2011**).

Bien que le recyclage des polymères usés soit significativement amélioré afin de réduire leur volume dans les décharges (**Hakkarainen et Albertsson, 2004**). Cette technique reste inadéquate pour certains déchets tels que les sachets, les films de paillage agricole ou les emballages alimentaires, pour lesquels le polyéthylène à basse densité est le polymère de base. La biodégradation du polyéthylène à basse densité par des micro-organismes semble être le meilleur choix pour lutter contre son accumulation dans la nature (**Negi et al, 2009**).

Le manuscrit est débuté par une description du le genre bactérien *Bacillus*. Le second chapitre expose les types de déchets industriels et la technique de bioremédiation. Alors que le troisième chapitre consacrer l'effet de quelques paramètres sur la bioremédiation des déchets industriels. Le travail s'achève par une conclusion et quelques perspectives.

Ce travail a pour objectif de présenter l'intérêt de la bioremédiation des déchets industriels on utilisant toute une culture de microorganismes, particulièrement du genre *Bacillus*.

## Chapitre I:Description de genre *Bacillus*

### 1. Historique

En 1676, Van Leeuwenhoek (1632-1723) découvrit les micro-organismes qu'il appela à l'époque « animalcules » (Prescott et al., 1995). Suite à ses travaux se développa alors une très importante controverse à propos de la génération spontanée de la vie. Il faudra attendre 1861 et les travaux de Louis Pasteur (1822-1895) pour admettre que l'air contient des germes qui contaminent les solutions qui y sont exposées. C'est au cours de recherches sur ce sujet que John Tyndall (1820-1893) mit en évidence l'existence de formes bactérienne exceptionnellement résistantes à la chaleur, et c'est enfin Ferdinand Cohn (1828-1898) qui découvrit l'endospore bactérienne (Leclerc et al., 1995). Ces spores issues de bactéries Gram positives existent chez quatre genres bactériens, les genres *Bacillus*, *Clostridium*, *Sporosarcina* et *Sporolactobacillus*. Chez ces bactéries, le cycle sporal caractérise les transformations où alternent les phases végétatives de croissance, la sporulation, la dormance et la germination (Stephens, 2003).

### 2. Taxonomie du genre *Bacillus*:

La classification du genre *Bacillus* selon Bergey's Manual of systematic Bacteriology (2<sup>ème</sup> éd 2004) est:

**Règne:** *Bacteria*

**Embranchement :** *Firmicutes*

**Classe :** *Bacilli*

**Ordre :** *Bacillales*

**Famille :** *Bacillaceae*

**Genre :** *Bacillus*

Dans un premier temps, les *Bacillaceae* ont été classés en utilisant des approches phénétiques telles que les caractères morphologiques, physiologiques (composition des cellules), biochimiques (test API) et nutritionnels (Gordon et al., 1973, Logan et Berkeley 1984). Puis, dans un deuxième temps, d'autres approches moléculaires basées sur l'hybridation ADN-ADN (Priest et al., 1981) et la composition d'ADN, (Fahmy et al., 1985) ont aussi été utilisées, puis la classification s'est orienté sur les séquences du gène ARN 16S (Ash et al., 1991 ; Acinas et al., 2004).

**Rosler et al., (1991)** ont regroupé neuf espèces du genre *Bacillus* en quatre groupes. Cependant, Ash et ces collaborateurs (1991) ont séparé 51 espèces appartenant au genre *Bacillus* en cinq groupes phylogénétiquement distincts.

A cet effet, l'image finale de la taxonomie du genre *Bacillus* est encore loin d'être établie car de nombreuses espèces initialement décrites telles que *Bacillus* sont transférées vers des genres voisins. Néanmoins, le genre *Bacillus* comprend plus de 200 espèces et est l'un des plus grands genres bactériens (**Logan et al., 2007**).

**Tableau 1:** Classification des *Bacillus* (**Priest et al., 1993**)

Groups	Espèces représentantes
I	<i>B. polymyxa</i>
II	<i>B. subtilis</i> <i>B. pumilus</i> <i>B. licheniformis et</i> <i>B. amyloliquefaciens</i>
III	<i>Brevibacillus brevis</i>
IV	<i>B. sphaericus</i> <i>B. insolitus et</i> <i>B. psychrophilus</i>
V	<i>B. stearothermophilus</i>
VI	<i>Alicyclobacillus</i> (genre)

### 3. Identification des espèces du genre *Bacillus*:

Les *Bacillus*, étant un groupe hétérogène avec plus de 222 espèces identifiées, ont besoin d'une méthode efficace pour la différenciation des espèces. A cet effet, l'ADN est l'élément clé qui permet l'identification des différentes espèces de manière spécifique. Après extraction de l'ADN, certains gènes peuvent être ciblés, puis amplifiés par la technique de polymérisation en chaîne (PCR) en ciblant un gène d'intérêt donné pour l'identification de l'espèce et souvent même de la sous espèce (**Maughan et Van der Auwer, 2011**). Sur la base du génome de base, des scores similaires du génome (Genome Similarity Score, GSS), le gène de l'ARN<sub>16S</sub> et des COG, les *Bacillus* ont été phylogénétiquement classés.

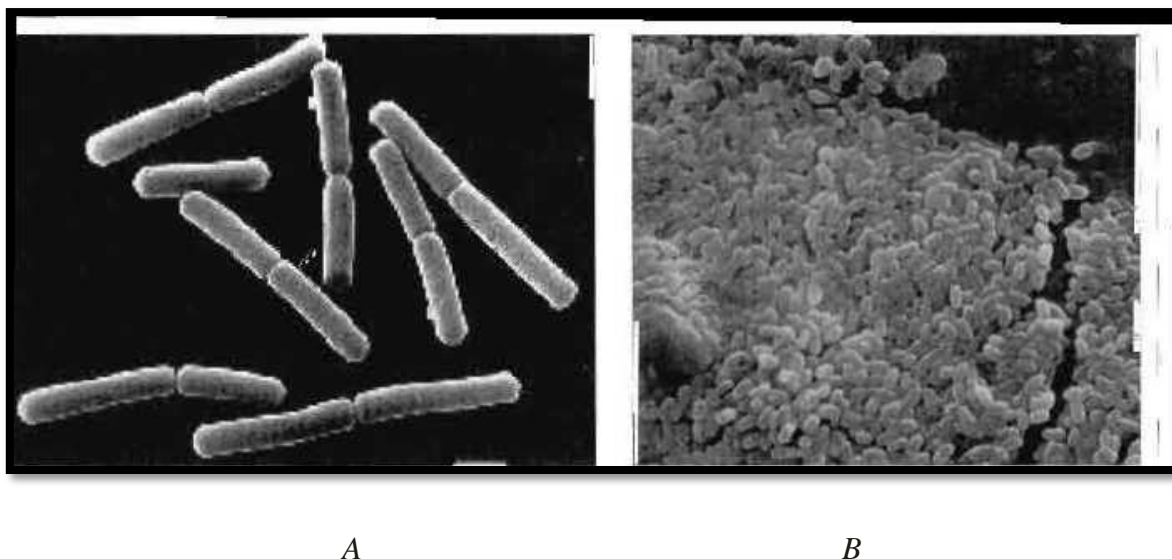
#### 4. Caractéristiques bactériologiques:

Les espèces du genre *Bacillus* sont des bacilles rectilignes (ou presque rectilignes), à extrémités carrées ou arrondies, de taille variable (de 0,5 x 1,5 µm), sporulés, Gram positif ou à Gram variable (fréquemment, la coloration de Gram n'est positive que dans les très jeunes cultures), généralement mobiles grâce à une ciliature pérित्रiche. Les espèces *Bacillus anthracis* et *Bacillus mycoides* sont immobiles et pour les espèces mobiles, la mobilité est variable selon les souches, parfois capsulés (*B.anthraxis*, *B.licheniformis*, *B.megaterium* et *B.subtilis*) peuvent élaborer une capsule formée d'un polymère d'acide glutamique, aérobies ou aéroanaérobies (**Priest., 1993**).

*Bacillus* représente une fraction d'un large consortium taxonomique de bactéries productrice d'endospore. La production d'endospore en condition aérobie représente le caractère définissant les *Bacillus* depuis 1920 (**Raupach et al., 1998**). Les endospores sont formées de façon intracellulaire à la fin de la phase exponentielle de croissance et une seule endospore par cellule sera formée et leur position dans la cellule est aussi caractéristique (**Raupach et al., 1998**). Les endospores sont extrêmement résistantes métaboliquement et ne possèdent pas d'ATP (**Schleifer, 2009**). Cet état de dormance est la clé qui leur permet de résister à différents stress (chaleur, radiation, produit chimique, etc.) et leur survie sur de longue période (**Raupach et al., 1998**).

L'aspect des colonies obtenues sur milieu gélosé est extrêmement variable et les phénomènes de dissociation sont fréquents (**Prokop et al., 1985**).

- ✓ *Bacillus anthracis*, *Bacillus cereus*, *Bacillus thuringiensis* et *Bacillus weihenstephanensis* donnent des colonies de grande taille (2 à 7 mm de diamètre), mates ou granuleuses et dont la forme est variable (circulaires ou non, à bords réguliers ou crénelés ou filamenteux).
- ✓ *Bacillus subtilis* produit des colonies de formes irrégulières (contours ondulés ou pouvant présenter des filaments), de consistance crémeuse et dont le diamètre est compris entre 2 et 4 mm. Dans les vieilles cultures, les colonies prennent un aspect sec, rugueux et elles s'incrument dans la gélose.
- ✓ *Bacillus circulans* donne des colonies qui envahissent les milieux gélosés (essaimage).



**Figure 1:** Caractéristiques morphologiques des *Bacillus* (A: Cellules végétatives, B: Spores) (Cheikh rouhou, 2006).

### 5. Caractérisation des *Bacillus* par les techniques biochimiques et physiologiques:

Les *Bacillus* se développent bien sur les milieux usuels non sélectifs, cependant ils sont connus d'avoir différents besoins nutritionnels (Claus et Berkeley, 1986). Ces besoins nutritionnels ainsi que la dégradation de certains métabolites sont des paramètres qui permettent de classer des espèces dans différents groupes (Holt, 1986). De nos jours, la galerie API 50 CH *Bacillus* (Collins et al., 1991) permet d'identifier les *Bacillus* en mettant en évidence la présence de certaines enzymes telles que la catalase, l'amylase, le citrate, la lécithinase, la caseinase, la nitrate réductase, l'uréase, l'hydrolyse de nombreux glucides ainsi que la production d'acétoïne et parfois d'indole (Das et al., 2014).

Le plus souvent catalase positive, donnant une réponse variable au test de l'oxydase (Priest, 1993). Ils exhibent diverses propriétés physiologiques ainsi ils sont capables de dégrader la plupart des dérivés animal ou de plantes, sont des producteurs d'antibiotiques, des nitrificateurs hétérotrophes, sont capables de dénitrification, de fixation d'azote, des précipitateurs de fer, des oxydants de sélénium, des oxydants et réducteurs de manganèse, des chemiliotrophes facultatifs, des acidophiles, des alcalophiles, des psychrophiles et des thermophiles (Schleifer, 2009).

### 6. Habitat:

Les *Bacillus* sont des bactéries telluriques largement répandues dans la nature, surtout dans le sol (Turnbull et Kramer, 1995), où ils joueraient un rôle dans les cycles du carbone

et de l'azote. La résistance des spores et la diversité physiologique des formes végétatives en font des bactéries très ubiquistes que l'on peut isoler du sol, de l'eau de mer, de l'eau douce ou de denrées alimentaires (**Priest, 1993**). La diversité phénotypique environnée par les membres de *Bacillus* est spectaculaire, ils vivent dans les milieux extrêmes, tous repartis en fonction des paramètres physiques (pression, température...) ou chimiques (acidité, salinité...) et même le système immunitaire de beaucoup d'animaux n'empêche pas la croissance de certains membres (**Maughan et Vander Auwer, 2011**).

### **7. Pouvoir pathogène naturel:**

La résistance des spores, constitue un problème majeur en médecine, l'épidémiologie de certaines infections repose sur la sporulation. Dans le domaine industriel (**Logan et al., 1999**) (industries agro-alimentaires, industries du médicament, production de matériel stérile à usage unique) se surajoutent au phénomène de résistance les problèmes posés par l'adhésion des spores. Une minorité d'espèces du genre *Bacillus* est pathogène pour l'Homme. *Bacillus anthracis* est l'agent responsable de l'anthrax aussi connu comme la maladie du charbon (**Prieur, 2008**). Cette bactérie est caractérisée par son pouvoir pathogène à l'égard de l'Homme et des animaux. La virulence de *B. anthracis* est due à la synthèse d'une capsule qui rend les bactéries résistantes à la phagocytose et la sécrétion d'une toxine puissante (**Berche et al., 1998; Prieur, 2008**). *Bacillus cereus*, d'une autre part est responsable d'intoxications alimentaires (**Organji et al., 2015**). Elle est à l'origine de contaminations alimentaires et occasionne deux types de maladies distinctes selon la toxine produite: la vomitoxine et une entérotoxine (**Louami, 2012**).

D'autres souches de ce genre ne sont pas pathogènes pour le genre humain, mais le sont pour certaines catégories d'insectes ou de parasites: elles sont utilisées par le secteur agronomique dans la lutte biologique (**Krieg et al., 1981**).

### **8. Intérêt biotechnologique des *Bacillus*:**

Les *Bacillus* présentent plusieurs intérêts d'ordre médical, agronomique, pharmaceutique et industriel (**Carr, 1983; Gordon et al., 1973; Hara et Veda, 1982; Parry et al., 1983**).

Ils sont présents dans les aliments fermentés jouent des rôles importants. Certains sont susceptibles de jouer un rôle de probiotique (**Voudibio Mbozo, 2016**). Il a été montré que les espèces du genre *Bacillus*, notamment *Bacillus subtilis*, produisent de nombreuses protéases telles que les enzymes fibrinolytiques (**Nguimbi et al., 2012**). Ces bactéries

produisent aussi des hydrolases qui peuvent dégrader les hydrocarbures, grâce à des gènes non clairement identifiés et caractérisés, impliqués dans la biodégradation des polluants (Rojo, 2010).

Outre les intérêts environnementaux, les *Bacillus* produisent divers métabolites ayant un intérêt industriel et commercial. Ils produisent différentes enzymes utilisées dans le textile, la boulangerie, la brasserie, l'agro-alimentaire, la papeterie, les industries biopharmaceutiques et bien d'autres (Schallmey et al., 2004).

*Bacillus*, en effet, sont en mesure de produire une grande diversité d'antibiotiques ou de protéines dans le milieu extérieur. Cette propriété est très appréciée par les industries médicales pour la production d'agents thérapeutiques. Certaines souches produisent des antibiotiques tels que la gramicidine, la polymyxine B et la bacitracine produits par *Brevibacillus brevis*, *B. polymyxa* et *B. subtilis* respectivement (Vouidibio Mbozo, 2016).

Les *Bacillus* sont utilisés dans le domaine de la technologie, notamment *Bacillus licheniformis* a des applications en nanotechnologie, telles que la synthèse des nanotubes d'or (Goldstein et al., 1990). Ils sont aussi utilisés comme modèles dans la recherche pour mieux comprendre les processus cellulaires tels que la réplication, la réparation et la ségrégation de l'ADN mais aussi dans l'étude de la transcription, la traduction, le cycle cellulaire, la division, la sporulation et la morphogénèse (Graumann, 2007).

Certaines espèces de *Bacillus* sont déjà commercialisées comme biofertilisant ou biopesticide, par exemple la souche *Bacillus amyloliquefaciens* FBZA2 est commercialisée comme biofertilisant par ABiTEP GbmH sous le nom de Rhizo Vital® (Borriss, 2011).

## 9. La capacité de biodégradation des *Bacillus*:

Les différents genres bactériens fréquemment décrits pour leur capacité à dégrader les hydrocarbures dans les environnements de sol comprennent: *Achromobacter*, *Bacillus*, *Acinetobacter*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Burkholderia*, *Collimonas*, *Corynebacterium*, *Dietzia*, *Flavobacterium*, *Gordonia*, *Micrococcus*, *Mycobacterium*, *Nocardia*, *Nocardioides*, *Pseudomonas*, *Ralstonia*, *Rhodococcus*, *Sphingomonas*, *Variovorax* et d'autres clones bactériens (Leahy et Colwell, 1990; Cerniglia, 1992; Juhash et Naidu, 2000; Hamamura et al., 2006; Chikere et al., 2009; Obayori et Salam, 2010).

Les bactéries du genre *Bacillus* ont été peu étudiées dans les phénomènes de biodégradation du pétrole. Seuls (Kachholz et Rehm, 1980) qui sont intéressés aux *Bacillus* thermophiles. De nombreux auteurs soulignent l'importance de l'étude de l'interaction



"microorganismes-pétrole-environnement". Dans les études de (**Walker et Colwell, 1973;1974 a et b**), les *Bacillus* sont mentionnés bien que ne faisant pas l'objet d'une attention particulière. Considérant leur ubiquité et leur potentiel métabolique, une étude systématique de leur rôle dans la biodégradation des hydrocarbures est souhaitable.

Selon **Pelmont, (1995)**, les caractéristiques des bactéries aptes à biodégrader les hydrocarbures sont les suivantes: Génétiquement stables, aptes à se reproduire rapidement suite à un entreposage de longue durée, aptes à biodégrader une vaste entendus de polluants pétroliers, activité enzymatique et croissances des bactéries dans des conditions environnementales optimums, aucun effet secondaire néfaste et produits finaux non toxiques,63% pigmentés(orange, jaune et rouge) la majorité des souches bâtonnets à Gram négative 2% des bactéries motiles ou mobiles 20%des bactéries à Gram positive, filamenteuses.

## Chapitre II: Types de déchets industriels et la bioremédiation

La biorémédiation est reconnue comme une alternative précieuse pour la détoxification et l'élimination de la substance toxique, en raison de leur rentabilité, leur respect à l'environnement, leur simplicité technologique et la conservation de la texture et des caractéristiques du sol (Agarry et Ogunleye, 2012). La bioremédiation a pour avantage indéniable qu'elle est naturelle, qu'elle n'implique aucune intervention humaine, et donc aucun effet supplémentaire sur la flore, et surtout qu'elle est moins chère (Russell, 1992; Christopher et al., 2016). Son inconvénient majeur est qu'elle peut être très lente. Le challenge est donc d'accélérer ce processus naturel (Megharaj et al., 2011).

### 1. Equipements électriques et électroniques:

Les équipements électriques et électroniques sont aujourd'hui des outils de travail indispensables dans plusieurs secteurs d'activités dans le monde. Ces équipements fonctionnent grâce à un courant électrique ou à un champ électromagnétique, et peuvent servir pour la production, le transfert ou la mesure des courants et champs. Ils sont conçus pour être utilisés à une tension ne dépassant pas 1000 Volts en courant alternatif ou 1500 Volts en courant continu (Directives 2002/96/CE, 2003). En fin de vie, ils deviennent des déchets d'équipements électriques et électroniques (DEEE) ou déchets électroniques. Ce volume est en croissance rapide du fait des fréquences de renouvellement élevées, des modes d'utilisation et de l'innovation technologique favorisant l'obsolescence rapide (Kiddee et al., 2013). Ces déchets contiennent à la fois des composants toxiques (plomb, mercure, cadmium) et des matériaux de valeur tels que le plastique, des métaux de base comme l'acier, l'aluminium ou le cuivre, et de métaux précieux comme l'or, l'argent ou le palladium (Bâle, 2011).

### 1.2. Classification des déchets électroniques:

La composition des déchets électroniques est très diverse et les produits diffèrent selon les catégories. Ils contiennent plus de 1000 substances différentes, qui relèvent des catégories "dangereuses" et "non dangereuses" (Wath et al., 2011). La présence d'éléments comme le plomb, le mercure, l'arsenic, le cadmium, le sélénium et le chrome hexavalent, ainsi que des retardateurs de flamme au-delà des seuils dans les déchets électroniques les classe comme des déchets dangereux (Bâle, 2011).

### 1.3. Déchets électroniques et leurs impacts sur l'environnement:

L'atteinte à l'environnement s'avère nocive lors des phases de démantèlement, de récupération et d'élimination finale des matériaux dangereux car les substances toxiques sont directement déchargées dans les sols. Le brûlage des fils électriques contribue à polluer l'air ambiant et à former des amas de cendres polluants. Les combustibles (pneus, mousse isolante) toxiques polluent les sites d'incinération par le rejet de substances qui appauvrissent la couche d'ozone et qui contribuent à produire des gaz à effet de serre dans l'atmosphère. Les matériaux qui ne sont pas utiles sont enfouis sous terre ou abandonnés ce qui contribue à polluer l'environnement (**Schlitz et al., 2009-2010**). En 2010, une étude sur les effets des substances toxiques libérées par les DEEE lors du recyclage en Chine et en Inde a été menée par des scientifiques. Il en ressort que les bienfaits du recyclage des DEEE sont annulés par la pollution causée par les méthodes de recyclage. Ces méthodes de recyclage émettent des fumées toxiques directement libérées dans la nature, qui polluent ainsi l'eau, l'air, la biosphère (**Walon, 2011**).

Il est établi par exemple que l'anémie est une importante expression de la toxicité du cadmium qui augmente la destruction des globules rouges et diminue leurs synthèses (**Diaby et al., 2016**).

### 2. Matières plastiques:

Les plastiques sont aujourd'hui partout autour de nous. Ils sont définis comme de polymères non-métalliques fabriqués par l'homme, de poids moléculaire élevé, constitués d'une répétition de macromolécules (**Bowmer et Kershaw, 2010**). Ces matériaux sont déformables et peuvent être moulés ou modelés facilement, en général à chaud et sous pression. Le mot plastique vient d'ailleurs du grec "plastikos", signifiant "capable de fondre sous différentes formes" (**Joel, 1995**). Ils sont donc faciles à mettre en forme mais aussi résistants aux chocs, aux variations de température, à l'humidité et aux détergents (Biron, 2012). Cela les rend extrêmement intéressants et c'est pourquoi leur utilisation est devenue si fréquente.

Sachant que, les plastiques peuvent prendre jusqu'à des milliards d'années pour se dégrader naturellement à cause de sa stabilité (**Shafferina et al., 2016**), ils constituent, donc, un problème social croissant en raison de la pollution de l'environnement et de l'épuisement des sites d'enfouissement (**Aguado et al., 2008**).

### 2.1. Classification selon le comportement mécanique et thermique:

Les polymères sont souvent classés selon les propriétés thermodynamiques en trois types:

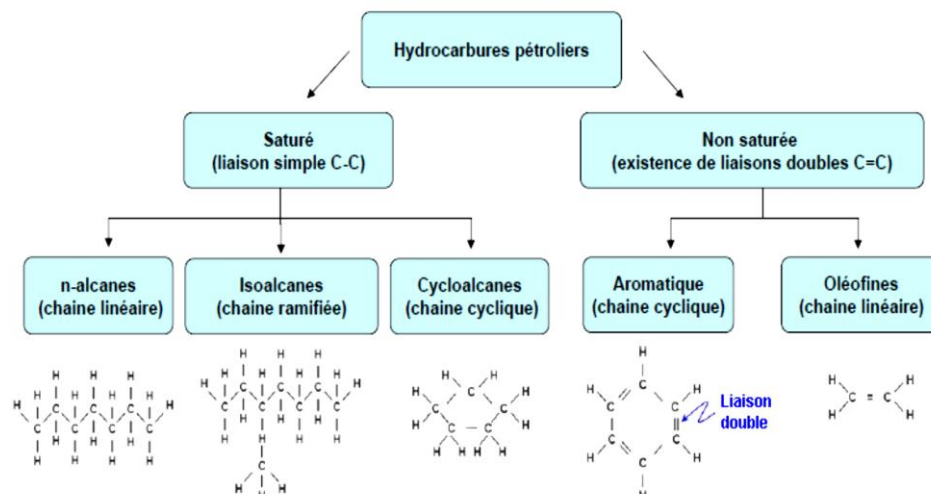
- ✓ Les thermoplastiques sont composés de polyoléfines telles que le polyéthylène, le polypropylène, le polystyrène et le chlorure de polyvinyle (**Buekens et Huang, 1998; Kunwar et al., 2016**) et peuvent être recyclés.
- ✓ D'autre part, les produits thermodurcissables comprennent principalement des résines époxydes et des polyuréthanes et ne peuvent pas être recyclés (**Kunwar et al., 2016**).
- ✓ Les élastomères sont des polymères étirés au moins deux fois leur longueur d'origine qui se rétracte à leur dimension initiale lors de la disparition de la force d'étirement. Parmi, les avantages des élastomères sont les propriétés mécaniques telles que son très faible échauffement interne et sa très bonne tenue au froid (**Arlie, 1980**).

### 2.2. Matières plastiques et leurs impacts sur l'environnement:

Malgré leur application bénéfique dans différents domaines, les matières plastiques posent des sérieux problèmes vis-à-vis de l'environnement et de la santé. En effet, la contenance des adjuvants et des monomères, en quantité plus au moins grandes, dans les polymères présente le risque de réactions chimiques nocives pendant le procédé de fabrication et l'usage de ces matières. La décomposition de matières plastiques à haute température génère des émissions de gaz, des solvants, des poussières et des rejets atmosphériques considérables (**Dorbane, 2014**).

### 3. Hydrocarbures pétroliers:

Les hydrocarbures constituent la fraction la plus importante d'un brut pétrolier, ils représentent entre 65 et 95 % de la plupart des pétroles bruts. Ces hydrocarbures peuvent être classés en quatre familles principales qui sont présentes en proportions variables selon leur origine: les hydrocarbures saturés (30 à 70 %), les hydrocarbures aromatiques et poly aromatiques (20 à 40 %), les composés polaires (5 à 25 %) et les asphaltènes, les résines et les métaux (0 à 10 %) (**Syakti, 2004**). Selon **Harayama et al. (1999)**, les hydrocarbures pétroliers sont classés comme suit: La composition élémentaire des hydrocarbures pétroliers est présentée dans la figure 2.



**Figure 2:** Structure moléculaire de base des principaux hydrocarbures pétroliers (Colombano *et al.*, 2008).

### 3.1. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAPs):

Les HAP sont produits sous la forme de mélange de HAP dont la composition exacte dépend de la source et également des conditions de leur formation. Les principaux types de sources des HAP sont : anthropique (pétrole et combustibles) et naturelles (Wakleham *et al.*, 1980 a et b). De nombreux HAP sont considérés comme des polluants environnementaux qui peuvent avoir un effet néfaste sur la flore et la faune des milieux concernés, aboutissant à l'absorption et l'accumulation de produits chimiques toxiques dans les chaînes alimentaires et dans certains cas, aux graves problèmes de santé et/ou des défauts génétiques chez les humains. Par conséquent, l'U.S. environmental Protection Agency a classé 16 HAP comme polluants fortement toxiques (Kunlei *et al.*, 2001).

### 3.2. Composés non-hydrocarbonés:

#### 3.2.1. Résines et asphaltées:

Les résines contiennent des structures aromatiques (polycondensées ou non) dont le nombre de cycles est supérieur à 6 (Speight, 2004). La définition générale présente les asphaltènes comme la fraction insoluble d'une matrice pétrolière dans un solvant paraffinique (n-heptane ou n-pentane) (Beens et Brinkman, 2000). Les composés appartenant à la fraction des résines et asphaltènes peuvent être complexés à d'autres éléments que l'hydrogène et le carbone tels que l'azote, l'oxygène et le soufre pour former des hétéroéléments. Ces éléments peuvent également être complexés à des métaux lourds, tels

que le nickel et le vanadium, généralement présents à l'état de trace dans les pétroles (**Tissot et Welte, 1984**).

### **3.2.2. Composés azotés, soufrés et oxygénés:**

Généralement sont, des constituants mineurs d'un pétrole brut (**Lefebvre, 1978**), à l'exception des pétroles très lourds; les dérivés soufrés sont dans la plupart des cas plus abondants que les composés oxygénés ou azotés (**Bertrand et Mille, 1989**).

### **3.2.3. Métaux:**

Les métaux sont présents dans les pétroles bruts à l'état de traces. Le vanadium, le nickel sont généralement les plus abondants mais le fer, le cuivre et l'uranium sont également détectés (**Bertrand et Mille, 1989; Escobar et al., 2012**). La pollution du lac obéira par les polluants inorganiques notamment les métaux lourds cause une toxicité à les organismes vivants. Car ces éléments métalliques ne sont pas biodégradables. L'absence de décomposition des métaux les fait s'accumuler dans l'organisme du vivant [2].

## **3.4. Impact de la pollution pétrolière sur l'environnement:**

### **3.4.1. Sur les sols et les eaux souterraines:**

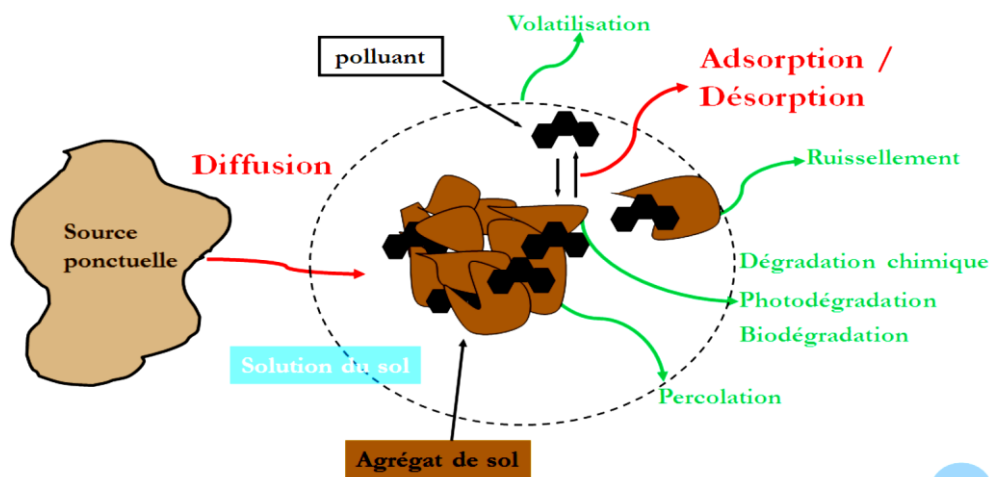
La pollution des sols par les hydrocarbures résulte généralement de l'infiltration à partir de la surface ou de l'enfouissement de produits pétroliers ou de résidus hydrocarbonés. La pollution des aquifères par des hydrocarbures solubles résulte d'un contact de la nappe d'eau avec un produit infiltré ou enfoui ou parfois provient d'une rivière polluée en charge par rapport à une nappe alluviale (**Bocard, 2006**). Les sols contaminés par les hydrocarbures présentent un danger lors d'un contact direct avec l'homme ou l'animal ou lors de leur transfert dans les chaînes alimentaires. C'est le phénomène de bioaccumulation avec le piégeage par les végétaux et les animaux des polluants ou de leurs produits de dégradation jusqu'à des teneurs atteignant les seuils de toxicité (**Gabet, 2004**).

### **3.4.3. Sur les milieux marins:**

L'impact environnemental du transport des hydrocarbures peut également être considérable et constitue la face la plus célèbre et dangereuse de cette menace environnementale (**Lestrangé et al., 2005**). Les déversements d'hydrocarbures peuvent avoir des impacts très divers sur l'environnement marin. Les marées noires sont présentées comme responsables de conséquences terribles pour la survie de la faune et la flore marines (**Soltani, 2004**).

### 3.5. Devenir des hydrocarbures dans l'environnement:

D'après **Pernot (2012)**, les différents processus naturels d'altération des hydrocarbures sont la volatilisation, la biodégradation, l'adsorption, etc. (Figure 3).



**Figure 3:** Devenir d'un polluant organique au niveau du sol (**Pernot, 2012**).

#### 3.5.1 Evaporation:

L'évaporation est un processus qui débute immédiatement après un déversement d'hydrocarbures et peut se poursuivre pendant quelques jours. Elle correspond au transfert des composés volatils plus légers, comme les aliphatiques, les BTEX et les HAP de faible masse moléculaire, vers l'atmosphère (**Neff et al., 2000**). Les principaux facteurs qui influent sur le processus d'évaporation sont la volatilité des composés présents et les conditions atmosphériques.

#### 3.5.2. Solubilisation:

La solubilité est la capacité d'une substance à se dissoudre dans la colonne d'eau. La solubilité des hydrocarbures dans l'eau est très faible. Un hydrocarbure est d'autant plus soluble que sa masse moléculaire est faible et que sa polarité est élevée tels que les composés aromatiques légers comme le benzène (**Fingas, 2013**).

#### 3.5.3. Émulsification:

L'émulsification est un processus d'incorporation de gouttelettes d'eau dans les hydrocarbures pétroliers. Ceci augmente le volume du produit déversé et modifie certaines propriétés physiques des hydrocarbures, telles que la densité et la viscosité. Pour que le produit obtenu soit appelé "émulsion", il doit avoir une certaine stabilité (**Fingas, 2013**).

#### **3.5.4. Sédimentation:**

La sédimentation est le passage du pétrole de la surface vers le fond. Les gouttelettes d'hydrocarbures dispersées peuvent interagir naturellement avec les matières en suspension (MES) présentes dans la colonne d'eau, tels que les minéraux argileux ou la matière organique, pour former des agrégats hydrocarbures-MES (**Gong et al., 2014; Fitzpatrick et al., 2015**).

#### **3.5.5. Photo-oxydation:**

La photo-oxydation, ou oxydation photochimique, est un processus d'altération des hydrocarbures qui est modulé par différents facteurs, notamment le spectre et l'intensité lumineuse du rayonnement solaire et la composition chimique des hydrocarbures déversés (**Prince et al., 2003**). Dans le cas des sols, ce phénomène n'a lieu que dans les premiers centimètres de la surface (**Park et al., 2001**). Sous l'action du rayonnement solaire, essentiellement les rayons UV, certains composés peuvent être oxydés. Les composés produits sont alors plus solubles (acides, alcools, cétones, peroxydes et sulfoxides) que les composés initiaux et peuvent être plus toxiques pour les communautés microbiennes (**Payne et Phillips, 1985; Larson et al., 1979; Maki et al., 2001**).

#### **3.5.6. Transformation biotique (bioremédiation):**

Une technique alternative plus intéressante à ces méthodes physiques, thermique et chimiques est la bioremédiation qui s'appuie sur le métabolisme et l'activité des êtres vivants (bactéries, champignons, plantes), du fait de leurs capacités à évoluer très rapidement en présence d'une pression de sélection. En effet, grâce aux mutations ponctuelles; aux réarrangements endogènes et aux transferts horizontaux, elles peuvent s'adapter à la présence de polluants en développant une machinerie enzymatique permettant de dégrader et/ou d'utiliser ce polluant pour leur survie et leur développement (**Cécile, 2007**).

##### **3.5.6.1. Biodégradation:**

La biodégradation est le processus naturel le plus important dans la dépollution de l'environnement. Les microorganismes en sont responsables, en particulier les bactéries (**Vogel et al., 2001**). Les hydrocarbures dans le sol sont principalement dégradés par voie microbienne. La biodégradation microbienne complète des hydrocarbures produits du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>), de l'eau ainsi que de petits alcanes et des hydrocarbures cycliques. Ces biodégradations peuvent survenir en conditions aérobies ou en conditions anaérobies, par



utilisation des sulfures ou du méthane (Caldwell *et al.*, 1998; Heider *et al.*, 1999; Spormann et Widdel, 2000).

#### **3.5.6.2. Bioaugmentation:**

Cette technologie consiste à introduire des cultures de microorganismes au milieu contaminé dans l'objectif d'augmenter la biodégradation des hydrocarbures. La technique repose sur l'addition d'une souche bactérienne pure pré-adaptée; ajout d'un consortium pré-adapté; introduction de bactéries génétiquement modifiées; et l'addition de gènes pertinents de biodégradation conditionnés dans un vecteur à transférer par conjugaison dans des microorganismes indigènes (El Fantroussi et Agathos, 2005).

L'utilisation d'un consortium microbien plutôt que d'une culture pure pour la bioremédiation est plus avantageuse car elle fournit la diversité métabolique et la résistance nécessaire aux applications sur le terrain (Rahman *et al.*, 2002). La biodégradation totale d'un composé organique s'appelle la minéralisation (Acharissou *et al.*, 2009).

#### **3.5.6.3. Biostimulation:**

Implique la modification de l'environnement pour stimuler l'activité des populations microbiennes autochtones du sol par l'ajout des nutriments notamment l'azote, le phosphore, l'oxygène ou le carbone (par exemple sous forme de mélasse) au site contaminé, ils sont par ailleurs disponibles en quantités suffisamment faibles ce qui limite l'activité microbienne (Guerin, 1999; Roling *et al.*, 2002; Delille *et al.*, 2004; Kalantary *et al.*, 2014).

#### **3.5.6.4. Bio-immobilisation:**

Utilisation de la capacité de certains microorganismes (essentiellement des bactéries) à immobiliser un / plusieurs composants présents à l'état soluble (Acharissou *et al.*, 2009).

#### **3.5.6.5. Biolixiviation:**

Solubilisation par les microorganismes et entraînement dans la phase aqueuse de polluants fixés ou piégés dans le sol injection d'eau oxygénée (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>) et éventuellement de nutriments dans la zone insaturée via des galeries construites, puis récupération de l'eau dans des puits de pompage (Acharissou *et al.*, 2009).

#### **3.5.6.6. Biorestauration:**

Ajout de nutriments (azote/phosphore) pour stimuler la croissance des microorganismes indigènes et favoriser la dégradation des polluants (Acharissou *et al.*, 2009).

#### **4. Aspects technologiques:**

Les sols (définis au sens agronomique du terme comme la partie supérieure de la lithosphère modifiée par des activités biologiques et anthropiques) ne sont généralement pas traités in situ, mais après excavation.

Ils sont dépollués "en tas", par des techniques de compostage, ou dans des dispositifs adaptés à leur traitement sous la forme de boues.

La dépollution des zones contaminées plus profondes (sous-sol et eaux des nappes phréatiques) peut se faire in situ et ex situ.

La dépollution de l'air et des effluents gazeux est obligatoirement mise en œuvre dans des dispositifs fermés (biofiltres et biolaveurs), donc ex-situ (**Rogeret Jacq, 2000**).

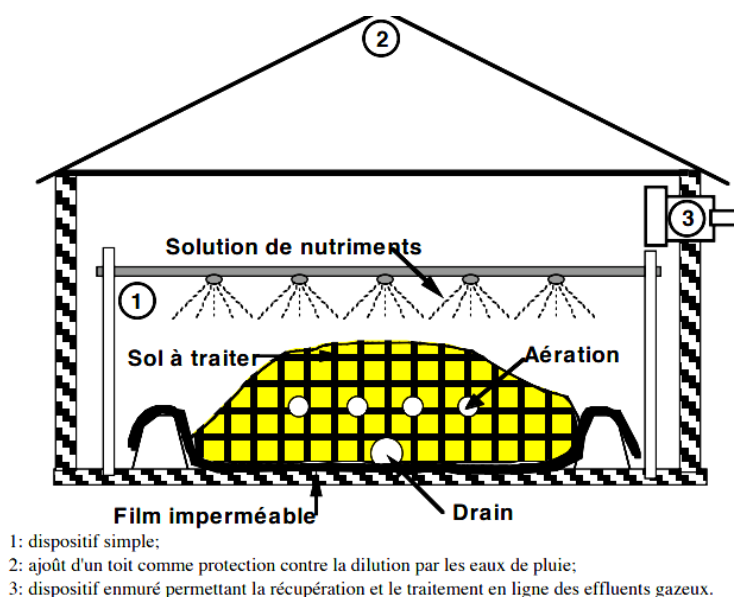
#### **4.1. Bioremédiation du sol:**

##### **4.1.1. Le traitement par épandage ("landfarming"):**

Cette méthode est surtout utilisée pour traiter des sols pollués par des déchets pétroliers. Elle utilise l'activité dépolluante de la microflore tellurique. L'ensemble du sol contaminé, des nutriments (N, P et K) et éventuellement, les hydrocarbures ramassés sous forme liquide ou pâteuse, sont épandus à la surface du sol et sont brassés à intervalles réguliers par des moyens mécaniques pour créer des conditions d'aérobiose. Cette technique est efficace, mais lente (il faut en général plusieurs mois de traitement). Elle présente l'avantage d'être relativement peu onéreuse. Cependant, utilisée sans précaution particulière (**Rogeret Jacq, 2000**).

##### **4.1.2. Le compostage:**

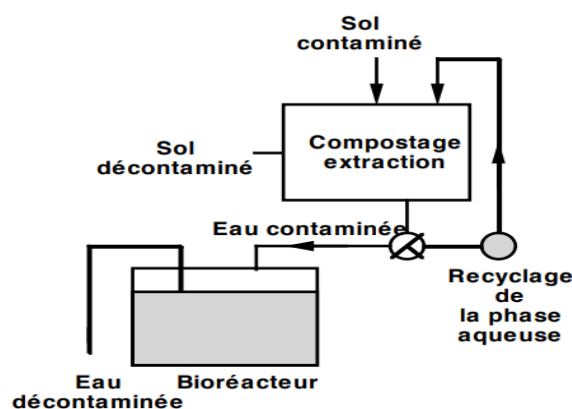
Ce procédé peut être appliqué au sol. Le sol excavé, est disposé sur un film imperméable, et traversé de drains pour permettre une ventilation forcée dans la masse (Figure 4). Les nutriments favorables à la microflore sont apportés sous la forme de solution par des asperseurs. La phase aqueuse, qui percole à travers l'ensemble du tas de sol, est évacuée dans sa partie la plus basse par un drain. Le sol à traiter peut également être enrichi en différents substrats organiques destinés à favoriser l'aération du sol et à promouvoir l'activité microbienne. L'ensemble du dispositif peut être recouvert d'un toit qui protège le sol des pluies, et/ou emmuré, ce qui permet de confiner la phase gazeuse, qui peut être évacuée par un extracteur muni d'un filtre et subir si nécessaire un second traitement, en particulier par biofiltre (**Roger et Jacq, 2000**).



**Figure 4:** Schéma synthétique des différentes méthodes de biodépollution du sol ex situ (Roger et Jacq, 2000).

#### 4.1.3. Les réacteurs à boues:

Dans le réacteur à boues, (Figure5) le sol excavé est mélangé à une phase aqueuse pour obtenir un produit fluide, homogénéisé et enrichi en éléments nutritifs, qui sont aéré par insufflation d'air. Le polluant est dégradé dans ce mélange, mais peut aussi être partiellement transféré à la phase aqueuse, que l'on traite après séparation des phases solides et liquides, et qui peut être recyclée. Cette procédure se rapproche de la technique des boues activées qui est fréquemment utilisée pour le traitement des eaux urbaines. Elle permet de maintenir en permanence le mélange sol/phase liquide dans des proportions adéquates et de contrôler en continu les facteurs qui permettent d'optimiser la biodégradation (Roger et Jacq, 2000).



**Figure5:** Représentation schématique de la combinaison du compostage et de l'extraction aqueuse pour la décontamination du sol (Hardman, 1993).

#### **4.1.4. Lagunage et phytoremédiation:**

Certains sols pollués peuvent être emboués et dépollués par lagunage. Le procédé est moins coûteux que le traitement dans des réacteurs à boue. La phytoremédiation est principalement utilisée pour traiter des eaux usées, en particulier avec des plantations de roseaux. Toutefois on peut également envisager de dépolluer dès les sols emboués ou des sédiments de rivières ou de mares par phytoremédiation (**Roger et Jacq, 2000**).

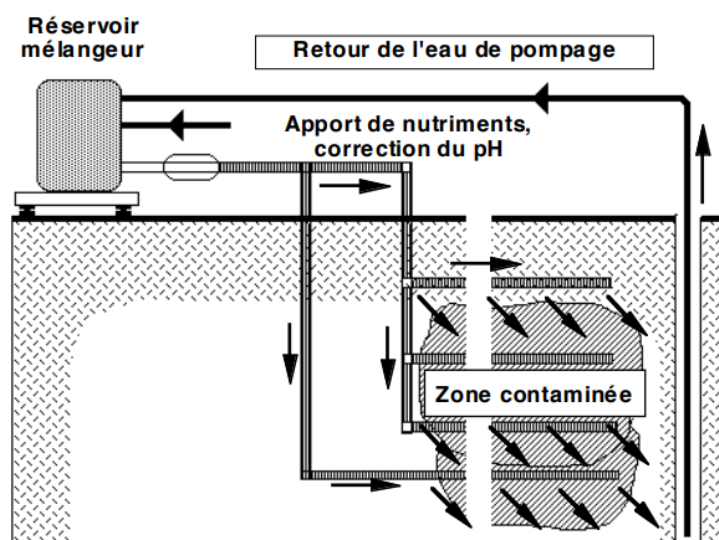
#### **4.2. Bioremédiation des pollutions profondes: sous-sol et eaux de nappe:**

##### **4.2.1. Percolation et traitement in situ:**

Le traitement du sous-sol in-situ présente l'avantage d'assainir un grand volume de sol sans pour autant entraîner les fortes dépenses (en équipement lourd et en main-d'œuvre) liées à l'excavation. Elle permet de traiter simultanément les eaux de nappes et le matériau profond (**Roger et Jacq, 2000**).

La méthode consiste essentiellement à apporter au niveau de la zone contaminée les éléments nutritifs et éventuellement l'oxygène nécessaire à la stimulation de la microflore autochtone. Le système conceptuel (Figure 6), fonctionnant en boucle, comporte les éléments suivants:

- Un système physique permettant de récupérer les produits non liés à une phase non mobile.
- Une tranchée permettant de récupérer la phase liquide (l'eau de nappe).
- Une pompe amenant la phase liquide jusqu'à un dispositif de récupération où lui sont apportés les nutriments et où son pH est ajusté si nécessaire et où elle peut être aérée.
- Un dispositif de réinjection à différents niveaux dans la nappe superficielle.
- Des capteurs et des appareils de contrôle permettant d'arrêter le dispositif en cas d'urgence.
- Des puits pour la vérification de routine du niveau de la nappe (**Roger et Jacq, 2000**).



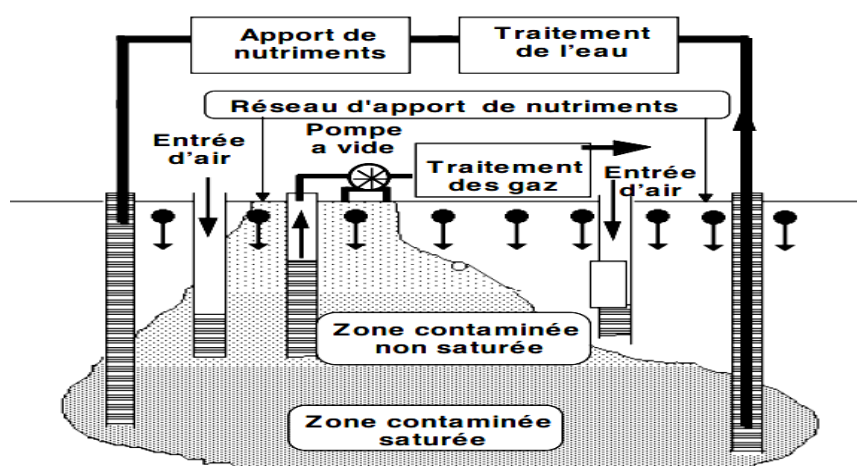
**Figure 6:** Représentation schématique de la biodépollution du sous-sol et de la nappe stimulation de la microflore (**Baker et Herson, 1994**).

#### 4.2.2. Extraction et traitement ex-situ des polluants:

La figure7 présente un schéma synthétique d'un double dispositif qui utilise:

-une extraction par une pompe à vide des effluents gazeux de la partie supérieure de la zone polluée et traite ces effluents dans un biofiltre (voir section suivante).

-l'injection de nutriments dans la zone de pollution plus profonde et l'extraction des effluents liquides qui sont traités en surface par un dispositif approprié (réacteur ou digesteur) (**Roger et Jacq, 2000**).



**Figure 7:** Schéma synthétique d'un double traitement pour la dépollution d'un sous-sol et d'une nappe contaminés: extraction liquide et gazeuse et biotraitement des effluents (**Baker et Herson, 1994**).

### 4.3. Biorémédiation des effluents gazeux:

#### 4.3.1. Biofiltres

Les biofiltres sont caractérisés par une flore microbienne immobilisée et une phase aqueuse stationnaire. Les effluents gazeux sont épurés lors de leur passage à travers un milieu solide (tourbe, compost, charbon actif) sur lequel sont fixés les microorganismes. Une humidification régulière permet le maintien d'une activité de l'eau ( $A_w$ ) compatible avec la biodégradation (**Roger et Jacq, 2000**).

#### 4.3.1. Biolaveurs

Dans les biolaveurs, le soluté à détruire est transféré à un liquide approprié dans un réacteur à colonne ou à venturi. Dans les biolaveurs à pulvérisation et à plateaux, les cellules sont en suspension, et l'on procède par lavage du gaz à l'aide d'eau chargée en biomasse. L'eau recircule dans la colonne d'absorption, avec une concentration en boue activée comprise entre 1 et 10 g/l. La biodégradation peut être effectuée dans un réacteur annexe alors que la biomasse est recyclée (**Roger et Jacq, 2000**).

## Chapitre III: *Bacillus* et la bioremédiation des déchets industriels

### 1. Impact de genre bactérien *Bacillus* dans la biorémediation des déchets industriels:

Pour montrer la contribution de *Bacillus* dans la dégradation des hydrocarbures, **Willemse et al. (1981)** ont étudié vingt-cinq souches de *Bacillus subtilis*, neuf de *B. polymyxa*, deux de *B. megaterium* venant du Central Public Health Laboratory de Londres et une souche de *Sporosarcina.sp* isolée d'un nid de cormoran, sur les 37 souches testées, sept souches de *B.subtilis*, deux de *B.polymyxa* et une de *Sporosarcina* peuvent se développer en utilisant le pétrole comme seule source de carbone. De ces dix souches capables d'utiliser le pétrole seules deux souches de *B.subtilis* provoquent une dégradation du pétrole supérieure à 10 % par rapport aux témoins négatifs, limite inférieure de prise en considération de la biodégradation.

Parmi toutes les souches bactériennes qu'ils ont isolées, il y avait seulement *Bacillus psychrophilus* qui démontre un pouvoir de biodégradation de l'acide déhydroabiétique (ADA). La biodégradation de l'ADA par cette bactérie est relativement rapide durant les 72 premières heures, puisque la concentration du polluant diminue de plus de 92 % ; après 96 heures, la biodégradation semble complète (**Côté et Otis, 1989**).

De nombreuses études ont montré que les bactéries du genre *Bacillus* sont impliquées dans la biodégradation du polyéthylène (**Restrepo-Flórez et al., 2014 ; Ghatge et al., 2020**). Les isolats bactériens *B.amyloliquefaciens* ont contribué à la dépolymérisation des produits biodégradés dans milieu extracellulaire, indiquant le processus de biodégradation du PE (polyéthylène) (**Das et Kumar, 2015**).

La participation de *B.brevis* à la biodégradation de PE est notée dans les travaux de Wasserbauer et al. (1990). Les propriétés de biodégradation de PE ont également été observées pour la souche *Bacillus cereus* Ma-Su CECRI-1 et la souche *B.cereus* A5, a. (Suresh et al., 2018). Les souches *B.safensis* et *B.amyloliquefaciens* ont démontré la capacité biodégradable du thermoplastique polyéthylène à basse densité, de plus *Bacillus safensis* avait une meilleure capacité biodégradable que *B.amyloliquefaciens* (Waqas et al., 2021). Dans un certain nombre d'études, *Bacillus sp.* sont indiquées comme bactéries dégradantes en polyéthylène (**Pinchuk et al., 2004; Kumari et al., 2019**).

Dans le même contexte, la souche *Bacillus megaterium* (A3-1), est largement utilisée en bioprocédés, elle est rapportée par plusieurs auteurs dans le domaine de la bioremédiation

pour une large gamme de polluants notamment les pesticides et les hydrocarbures (**Bouderhem, 2011**).

Certaines bactéries à Gram positif (*Arthrobacter nicotianae*, *Bacillus subtilis* ou *Micrococcus luteus*) fixent ainsi des quantités importantes d'uranium à leur surface et ce qu'elles soient vivantes ou mortes (**Pollman et al., 2006**). Ce phénomène de biosorption, notamment lorsqu'il est réversible, présente un intérêt particulier pour la bioremédiation des eaux.

En Algérie l'utilisation des *Bacillus* dans la bioremédiation des déchets est moins importante surtout en ce qui concerne les équipements électriques et électroniques.

## 2. Effet de quelques paramètres sur la biorémediation des déchets industriels:

### 2.1. Effet de la biomasse:

**Emadzadehet al. (2016)**, ont étudié l'effet des différents volumes d'inoculum (5, 10, 15 et 20 ml) de la souche *B.cereus* pour la réduction du Cr (VI) en présence d'une concentration de 50 mg/L du Cr (VI). Les résultats indiquent que l'augmentation du volume de la biomasse de 5 ml à 20 ml affecte le taux d'élimination du Cr (VI), qui atteint après 24h d'incubation un maximum de la réduction (100%) pour l'inoculum de 20 ml.

Une élimination totale du Cr (VI) a été notée avec les pourcentages d'inoculum 10% et 12% après 48 heures d'incubation. Ces résultats peuvent être expliqués par la disponibilité d'un nombre plus élevé de sites de liaison du métal lorsque la biomasse est importante dans le milieu (**Rouibah et hafsaoui, 2016**).

Des études similaires rapportées par **Xiao et al.(2017)**, ont montré que la réduction du Cr (VI) par *Bacillus* sp. FY1 et *Arthrobacter*.sp XZ2 augmente avec l'accroissement de la concentration de l'inoculum de  $0,1 \times 10^8$  à  $1 \times 10^8$  Cellules /ml, avec un taux de réduction de 95,0% et 92,6%, respectivement. De même, Pal et Paul, (2004) ont observé que la réduction du chromate par *B. sphaericus* augmente avec l'augmentation de la densité cellulaire.

Dans le même contexte, **Sethuraman et Balasubramanian, (2010)** ont étudié l'effet de la concentration de la biomasse sur la biosorption des ions métalliques dans un système discontinu par *B. subtilis*, *P. aeruginosa* et *E. cloaca*. Cette étude a révélé que l'efficacité de l'élimination des ions du Cr (VI) augmentait avec l'augmentation de la concentration de la biomasse. Cependant l'augmentation de la concentration de l'inoculum augmente le nombre des sites de liaison ce qui augmente la biosorption des ions Cr (VI). Une diminution du taux de réduction du Cr (VI) a été signalée lorsque la concentration de la biomasse d'*E.cloaca* diminue de façon significative (**Kathiravan et al., 2011**).



## 2.2. Effet de l'agitation:

La réduction complète est notée à s'accélère dans les 72h d'incubation sous agitation à 110 rpm, cette bonne réduction (100%) suggère que sous agitation, un bon contact a été développé entre l'ion métallique en solution et les sites de liaison sur la surface bactérienne, ce qui a favorisé le transfert efficace des ions du métal sur les sites absorbants (**Rouibah et hafsoui, 2016**).

Dans le même contexte, **Das et al. (2014)**, qui ont montré que la souche *B. amyloliquefaciens* a une tolérance relativement élevée au Cr ( $\leq 900$  mg/L) et un taux de réduction rapide de 2,22 mg/L/h est qui présentait une réduction maximale du Cr à une vitesse d'agitation de 125 Rpm.

De même, **Ibrahim et al. (2011)**, ont également évalué la réduction du Cr par *Bacillus* spKSUCr5 dans un milieu alcalin avec la variation de la vitesse d'agitation de 0 à 300, où il a été observé que la réduction maximale s'effectue à 150 Rpm avec la diminution de la réduction du Cr de part et d'autre de cette valeur. L'aération est donc, un autre facteur limitant à contrôler rigoureusement durant les procédés de biorémediation industrielles particulièrement lors de l'utilisation des bactéries aérobies stricte comme dans le cas de *B. megaterium*.

## 2.3. Influence de la CMI (Concentration minimale inhibitrice):

C'est, **Guo et al. (2010)**, qui ont montré que la souche *Bacillus* sp. L14 a un degré élevé de résistance aux métaux lourds, en particulier au Cu (II), Pb (II) et au Cr (VI) avec une CMI égale à 10 mM, 12 mM, 4 mM, respectivement dans le milieu LB contenant les ions des métaux.

Par contre, **Raja et al. (2006)**, ont trouvé que *P.aeruginosa* possède un très haut niveau de résistance aux différents métaux lourds dont les valeurs de CMI variaient de 100 à 800 ppm. Ces métaux notamment Pb, Cr et le Cd avaient une CMI égale à 800 ppm, 500 ppm et 400 ppm, respectivement.

De plus, **Kathiravan et al. (2011)** ont démontré que les trois espèces bactériennes *Bacillus.sp*, *E. coli* et *Alcaligenes.sp*. Isolées à partir des sites contaminés par le Cr (VI) avaient la capacité de résister au chrome avec des CMI égales à 50, 40 et 35 mg/L, respectivement.

*Bacillus* et *Arthrobacter* ont la capacité de résister même à des concentrations élevées de chrome allant jusqu'à 1000 mg/L (**Xiao et al., 2017**), la souche *B.cereus* avait une CMI

plus faible égale à 1500 µg/ml (Singh *et al.*, 2013) et *B.sphaericus* tolère jusqu'à 800 mg/L de Cr (VI) (Pal et Paul, 2004).

#### 2.4. Nature du polluant:

Les composés pétroliers diffèrent par leur susceptibilité à l'attaque microbienne, ainsi, la vitesse de biodégradation est plus élevée pour les hydrocarbures saturés, viennent ensuite les hydrocarbures aromatiques légers, les hydrocarbures aromatiques à haut poids moléculaire et les composés polaires ayant la vitesse de dégradation la plus faible (Soltani, 2004). Le même résultat est mentionné par Van Hamme *et al.* (2003), ils sont classés selon leur sensibilité aux attaques microbiennes de la manière suivante: n-alcanes > alcanes ramifiés > aromatiques à faible poids moléculaire > alcanes cycliques > aromatiques à haut poids moléculaire > stéraneshopanes.

Les *Bacillus* ont été pareillement cités dans la liste des bactéries pouvant utiliser les carbones des naphthalène, d'acénaphène, de fluorène, de phénanthrène et d'anthracène comme sources de carbone et d'énergie (Pelaez *et al.*, 2013).

Roy *et coll* (2008) ont rapporté sur des résultats semblables sur la dégradation de films de polyéthylène basse densité, contenant du stéarate de cobalt comme pro-oxydant), inoculé dans un milieu de culture enrichi avec des espèces microbiennes appartenant au genre de *Bacillus* a causé une perte de 8% du poids du polymère et une augmentation considérable de la biomasse bactériennes (Martin et Averous, 2001).

#### 2.5. Effet des paramètres physicochimiques:

##### 2.5.1. pH:

Si la réduction du chrome est médiée par des enzymes. Le changement du pH affectera le degré d'ionisation de cette enzyme, en modifiant la conformation des protéines ce qui affecte l'activation enzymatique (Belattmania *et al.*, 2015). Sethurman et Balasubramanian, (2010) ont été démontré que les souches *E.cloacae* et *P.aeruginosa* ont la capacité d'adsorber le chrome dans une gamme de pH de 2 à 9 avec une réduction maximale dans les pH alcalins, due à l'activité des ions hydrogène, car à faibles valeurs de pH, les groupes fonctionnels transfèrent les ions H<sup>+</sup> ce qui indique que la majorité des sites de liaison étaient occupés. Lorsque le pH augmente, la concentration des ions H<sup>+</sup> diminue et la surface de la biomasse chargée négativement peut interagir avec les ions métalliques chargés positivement.

Plusieurs travaux ont montré la réduction du Cr (VI) dans des conditions alcalines, par des microorganismes isolés à partir des sites pollués. C'est le cas des *Bacillus sp.* qui sont des espèces réductrices du Cr (VI), pour lesquelles les conditions optimales de réduction sont à pH 7, et une température de 30°C (**Rouibah et hafsoui, 2016**). De même, **Wang et Shen, (1995)** ont montré qu'*E. coli* a la capacité de réduire le Cr dans une gamme de pH de 3 à 8 et une gamme de température de 10°C à 45°C avec un taux, de réduction maximal dans un pH 7 et une température d'environ 36°C.

D'autres études ont montré que *B.cereus* a la capacité de réduire le Cr (VI) dans un milieu à une concentration de 1000 µg/ml en Cr, avec un maximum à pH 8, où plus de 70% de l'activité de réduction au pH optimal (pH=8) est perdue lorsque le pH est changé à 5,0 ou 11,0. Ainsi, la réduction du Cr (VI) a légèrement diminué avec l'augmentation ou la diminution du pH de 8,0 (**Singh et al., 2013**). Tandis que, **Aslam et al. (2016)**, suggèrent que le changement progressif du pH neutre au basique d'un lixiviat favorise la réduction du Cr par *Bacillus megaterium*-ASN3.

**Hambrick et al. (1980)** ont trouvé que la minéralisation du naphthalène et de l'octadécane est possible à un pH de 6,5. Ce taux augmente préférentiellement lorsque le pH augmente de 6,5 à 8,0 pour l'octadécane, alors qu'il reste inchangé dans le cas du naphthalène.

### 2.5.2. Température:

La température joue un rôle essentiel dans la biodégradation des hydrocarbures en affectant non seulement la nature physico-chimique de ceux-ci, mais aussi en modifiant le taux métabolique et la diversité des microorganismes indigènes. À faible température, la viscosité des huiles augmente et la volatilisation des composés toxiques (comme les alcanes courts) est réduite ce qui limite la biodégradation microbienne (**Leahy, 1990; Head et al., 2006**).

Généralement, le taux de biodégradation des hydrocarbures décroît avec la température en raison, entre autres, de la diminution de l'activité enzymatique des microorganismes présents. Le métabolisme des hydrocarbures atteint généralement son maximum à des températures de l'ordre de 30 à 40°C (**Leahy, 1990**). Au-delà de la température optimale de croissance et de biodégradation, on assiste à une augmentation de la toxicité des hydrocarbures et une diminution de l'activité métabolique. **Roling et al. (2004)** mentionnent une inhibition totale de la biodégradation au-delà de 80-90°C après l'isolement des bactéries thermophiles.

Ainsi, la biodégradation des plastiques est ralentie avec la diminution de la température et de la concentration en oxygène lorsque les plastiques coulent, et arrivent dans les fonds marins (Dussud et Ghiglione, 2014; Wang *et al.*, 2018).

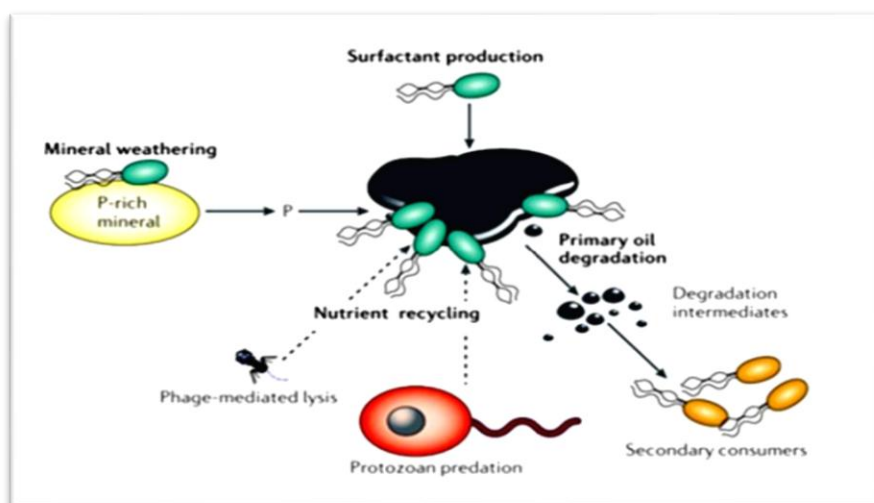
### 2.5.3. Taux d'oxygène:

L'étape initiale du catabolisme des hydrocarbures par les bactéries et les champignons inclus l'oxydation de ces substrats par l'intermédiaire d'hydroxylases et d'oxygénases, pour lesquelles l'oxygène moléculaire est indispensable. Les conditions aérobies sont, nécessaires pour cette voie d'oxydation microbienne des hydrocarbures dans l'environnement (Leahy et colwell, 1990).

La concentration d'oxygène a été déterminée comme variable limitant la dégradation des hydrocarbures pétrolier dans l'environnement (Von Wedel *et al.*, 1988). Certaines études ont indiqué que la dégradation anaérobie des hydrocarbures par les microorganismes est presque négligeable (Haritash et Kaushik, 2009). De plus, les taux de biodégradation relevés sont très faibles (Al-Hawash *et al.*, 2018).

### 2.6. Effet d'une culture mixte:

Aucun microorganisme ne peut à lui seul dégrader tous les composants du pétrole brut, ou des carburants raffinés, qui sont déversés dans l'environnement. Certaines bactéries peuvent dégrader plusieurs hydrocarbures ou toute une classe d'hydrocarbures, (AAM 2011) mais les dizaines de milliers de composés différents qui forment le pétrole ne sont biodégradables que par l'action combinée de l'ensemble des membres d'une communauté microbienne complexe (Head *et al.*, 2006) (Figure 8).



**Figure 8 :** Communauté microbienne impliquée dans la dégradation des hydrocarbures pétroliers (Head *et al.*, 2006).

L'emploi d'un consortium de bactéries est plus efficace pour la dégradation des matières polluantes que de ne sélectionner que une seule bactérie (**Lin et Cai, 2008; Chaudhary et al., 2015**). Par conséquent, la coopération métabolique de plusieurs micro-organismes peut se traduire par une meilleure utilisation des HAP, étant donné que les intermédiaires métaboliques produits par un groupe de micro-organismes peuvent servir de substrats pour la croissance des autres (**Dean-Ross et al., 2002**).

Il a été démontré qu'à la place de la compétition classiquement observée en inoculant simultanément deux souches bactériennes, un effet synergique a été constaté. Cet effet positif pourrait être attribué à la complémentarité fonctionnelle entre les souches d'actinomycète et la souche de *Bacillus* (**Rasoanarivony, 2016**).

Des cultures mixtes de bactéries dégradant les hydrocarbures ont également été appliquées pour remédier les sols contaminés par le diesel, le pétrole brut et l'huile de moteur (**Ghazali et al., 2004**). Dans ces études, deux consortiums (consortium 1 et 2) ont été réalisés en mélangeant des cultures bactériennes pures isolées à partir de sols contaminés par des hydrocarbures. Les auteurs ont prouvé que le deuxième consortium qui est consisté principalement en *Bacillus* et *Pseudomonas.sp* est plus efficace pour éliminer les alcanes à chaîne moyenne et longue dans les sols contaminés par le diesel et l'huile de moteur (**Ghazali et al., 2004**).

## 2.7. Addition de surfactants:

Des chercheurs ont observé l'inhibition de la dégradation des HAP en présence de surfactants non ioniques en dessus de leur CMC (**Laha et Luthy, 1991; Aronstein et Alexander, 1993; Tiehm, 1994**). D'autres ont observé que la biodégradation de certains composés organiques peut être améliorée par l'addition de surfactants non ioniques à des concentrations en dessus de leur CMC (**Aronstein et Alexander, 1993**) ou en présence de micelles de surfactant (**Bury et Miller, 1993**).

**Churchill et al. (1995)** ont étudié l'effet de 3 surfactants non ioniques, le Triton X-45, Le Triton X-100 et le Triton X-165, sur le taux de biodégradation du phénanthrène par des cultures bactériennes pures. Selon les bactéries utilisées, ils augmentaient les taux de biodégradation ou les inhibaient: en plus d'une augmentation de la concentration aqueuse des hydrocarbures, les surfactants interagissent avec les surfaces bactériennes et les variations de résultats sont dus aux différences entre les bactéries utilisées.

La dégradation du polyéthylène par les micro-organismes peut être améliorée par l'addition de surfactants tels que le Tween 80, l'huile minérale, Mn (II) et l'éthanol, dans le

milieu de culture (**Williams, 1981; MacDonald et al., 1996; Moon et al., 2003**). **Arena et al. (2011)** ont signalé que l'addition du surfactant tel que le Tween 80 dans le milieu de culture liquide, inoculé avec *Pseudomonas aeruginosa*, a favorisé la formation de biofilm sur la surface du polyéthylène, expliqué par l'orientation des groupes hydrophobes du surfactant vers la surface du polyéthylène.

Même si l'addition de surfactants semble une approche valable pour augmenter la biodisponibilité et sans doute la biodégradation des contaminants hydrophobes, leur rôle dans les processus de biodégradation n'est pas toujours clair. En outre, des résultats montrent que leur addition n'est pas toujours bénéfique (**Laha et Luthy, 1991**). Les surfactants eux-mêmes peuvent être toxiques à la microflore du sol (**Kuhnt, 1993**) ou peuvent être si facilement biodégradés que leur apport n'est pas visible.

## Conclusion:

Les sols avec les milieux aquatiques et l'atmosphère sont les composants majeurs de la biosphère. A ce titre, ils jouent un rôle primordial dans l'apparition et le maintien de l'activité biologique et de la biodiversité à la surface de la planète. La pollution de l'environnement est directement associée aux activités humaines (activités minières et d'industries lourdes), comme l'industrie pétrolière ou l'industrie chimique. Ceci entraîne une énorme quantité de déchets industriels; notamment les DEEE et les plastiques synthétiques; qui peuvent être responsables à long terme à des problèmes aigus et chroniques pour les êtres vivants et pour la planète elle-même

La bioremédiation est l'utilisation de microorganismes pour détoxifier ou éliminer les polluants en raison de leurs diverses capacités métaboliques. Ce processus joue un rôle important pour la dégradation des polluants organiques d'origine anthropique, tels que les hydrocarbures pétroliers, car le carbone contenu dans leur structure moléculaire peut servir de source de nourriture pour les microorganismes. Cependant plusieurs facteurs environnementaux peuvent affecter, positivement ou négativement, l'efficacité de processus de bioremédiation.

*Bacillus* ainsi que certains microorganismes représentent une capacité importante dans la biodégradation des hydrocarbures et des déchets plastiques par contre leur utilisation est moins importante en ce qui concerne la bioremédiation des DEEE. De plus les conditions environnementales (pH, Température, taux d'oxygène.....) et la diversité des microorganismes (culture mixte), sont les paramètres majeurs qui contrôlent le déroulement de ce mécanisme car ils influencent directement le métabolisme des microorganismes et donc leur capacité à dégrader ces composées polluantes.

Cette étude n'est qu'une initiation au traitement des déchets industriels par *Bacillus*. Il sera très intéressant de poursuivre la recherche sur ce sujet important, spécialement avec l'augmentation marquée des déchets industriels en raison de leurs utilisations fréquente par l'homme.

En perspective:

- Faire des études plus approfondies sur le maximum des souches de *Bacillus*.

- Changer les paramètres des expériences et essayer à chaque fois de déterminer le paramètre le plus influent auquel la bioremédiation des déchets industriels est maximale.
- Il est important d'essayer d'appliquer au niveau national les microorganismes dégradants les hydrocarbures dans le traitement des sols contaminés par les hydrocarbures pétroliers et d'améliorer l'efficacité du traitement par bioremédiation.
- Utilisation des techniques plus sophistiquées.



## *References bibliographiques*

[1] Disponible sur [Peeranart Kiddee<sup>1</sup>, Ravi Naidu, Ming H Wong](#) 2013.. Electronic waste management approaches: an overview. DOI: [10.1016/j.wasman.2013.01.006](#). (consulte le 17 2 2022).

**AAM, FAQ(2011):** Microbes and oil spills. ASM FAQs

**Acharissou A, Lejeun P. H. (2009)** .Etat de l'art sur les potentialités des techniques de bioaugmentation dans le traitement des déchets, sédiments et sols pollués. Etude de RECORD N

**Acinas S.G, Marcelino, L. A, K1epac-Ceraj, V et Polz, M. F. (2004)**. Divergence and redundancy of  $16S$ RNA sequences in genomes with multiple *rrn* operons. 1. *Bacteriol.* 9: 2629 -2635.

**American Society for Microbiology.** Washington, De. pp: 357 -369.

**Agarry Samuel E. et Ogunleye Oladipupo O. (2012)**. Box-Behnken design application to study enhanced bioremediation of soil artificially contaminated with spent engine oil using biostimulation strategy. *International Journal of Energy and Environmental Engineering.* 3(31): 1-14

**Aguado, J. D. P. Serrano, et J. M. Escola.(2008)** Fuels from Waste Plastics by Thermal and Catalytic Processes: A Review. *Ind. Eng. Chem. Res.*, 47, 7982–7992

**Al-Hawash, A.B.,(2018)**. *Isolation and characterization of two crude oil-degrading fungi strains from Rumaila oil field, Iraq.* *Biotechnology reports*, 2018. 17: p. 104-109.

**Arena M., Abbate C., Fukushima K., Gennari M. (2011)**. Degradation of poly(lactic acid) and nanocomposites by *Bacillus licheniformis*. *Environmental Science and Pollution Research*, 18(6) : 865-870.

**Arlie J. P. (1980)**. Caoutchoucs synthétiques. Procédés et données économiques. Éditions Technip,.

**Aronstein B.N., Alexander M., 1993**, *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, Vol.39, 386-390 : Effect of a non-ionic surfactant added to the soil surface on the biodegradation of aromatic

**Ash C, Farrow J.A.E, Wallbanks S et Collins M.D. (1991)**. Phylogenetic heterogeneity of the genus *Bacillus* revealed by comparative analysis of small-subunit-ribosomal RNA sequences, *Lett. Appl. Microbiol.*, 13, 202-206..

**Aslam, S., Hussain, A., et Qazi, J. I. (2016)**. Dual action of chromium-reducing and nitrogen-fixing *Bacillus megaterium*. *3 Biotech*, 6(2), 1-11.

**Asmita, A.; Shubhamsingh, T.; Tejashree, S.(2015)** Isolation of plastic degrading micro-organisms from soil samples collected at various locations in Mumbai, India. *Int. Res. J. Environ. Sci.*, 4, 77–85.

**Atlas, R.M. et T.C. Hazen,(2011)***Oil biodegradation and bioremediation: a tale of the two worst spills in US history*, 2011, ACS Publications.

**Auta, H.S.; Emenike, C.U.; Fauziah, S.H.(2017)**. Screening of *Bacillus* strains isolated from mangrove ecosystems in Peninsular Malaysia for microplastic degradation. *Environ. Pollut.*231, 1552–1559. [[CrossRef](#)].

**Baker H, Herson. S (1994).***Biorémédiation*.University of Minnesota.New York ,p 140.

**Bâle. (2011).**Rapport technique de diagnostic national des mouvements transfrontières et de l'gestion des DEEE, SBC e-Waste Africa Project Benin octobre 2011, V.1.0.

**Beens J., et Brinkman U.A.T.(2000).**The role of gas chromatography in compositional analyses in the petroleum industry. *TrAC, Trends in Analytical Chemistry*, 19:260– 275

**Belattmania, Z., Zrid, R., Reani, A., Tahiri, S., Eddaoui, A., Loukili, H., et Sabour, B.Bouderhem A. (2011).** Utilisation des souches bactériennes telluriques autochtones dans labiodetection et la bioremediation des sols pollués par les hydrocarbures. (Thèse de magister).UniversitekasdiMerbah-Ouargla.

**Berche ,P. Gaillard , J. Simonet M.(1994).** Bactériologie : Bactéries des infections humaines.De La Biologie A La Clinique.

**Bertrand J.C. et Mille G. (1989).** Devenir de la matière organique exogène. Un modèle: les Hydrocarbures. Microorganismes dans les écosystèmes océaniques. Bianchi M., Marty D., Bertrand J.C., Caumette P., Gauthier M.J. et al.éds. Masson publ., Paris: 343-385.

**Bidhya Kunwar, H.N.Cheng, Sriram R Chandrashekar, Brajendra K Sharma. (2016)** Plastics to fuel: a review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews* 54 .421–428.

**Biney.C, A.T. Amuzu, D. Calamari, N. Kaba, I.L. Mbome, H. Naeve O. Ochumba, O.Caldwell M. E., R. M. Garrett R. C. Prince. et J. M. Sufliita. (1998).** Anaerobic biodegradation of long-chain n-alkanes under sulfate-reducing conditions.*Environmental Science & Technology*.32(14): 2191-2195.

**Biron, M., (2012).**Thermoplastics and Thermoplastic Composites. 2nd ed., Burlington:ElsevieScience.

**Borriss R. (2011)**Use of plant-associated *Bacillus* strains as biofertilizers and biocontrol agents, p 41-76. In Maheshwari DK (<sup>Ed</sup>), *Bacteria in agrobiologie: plant growth responses*. Springer Heidelberg, Heidelberg, Germany.

**Bowmer, T.; Kershaw P.(2010).** Proceedings of the GESAMP International Workshop onMicroplastic Particles as a. Catalytic plastics cracking for recovery of gasoline range hydrocarbons from municipal plastic wastes. *Resources Conservation and Recycling* 1998; 23:163–81

**Brocard, C. (2006).** Marées noires et sols pollués par des hydrocarbures : enjeux environnementaux et traitement des pollutions. IFP Publications. Editions TECHNIP. Paris, 295 p.

**Buekens AG, Huang H.(1998)**Catalytic plastics cracking for recovery of gasoline range hydrocarbons from municipal plastic wastes. *Resources Conservation and Recycling*; 23:163–81.

**Bury S.J., Miller C.A., (1993),** *Environ. Sci. Technol.*, Vol.27, 104-110: Effect of micellar solubilization on biodegradation of hydrocarbons

**Carr, J. G. (1983).** Microbes I have known: a study of those associated with fermented products.1. *Appl. Bacteriol.* 55: 383 -402.

**Cécile Militon. (2007).**Caractérisation des communautés procaryotiques impliquées dans la bioremédiation d'un sol pollué par des hydrocarbures et développement d'outils d'analyse à haut débit page 22-24.

**Chaudhary, P., Sahay, H., Sharma, R., Pandey, A. K., Singh, S. B., Saxena, A. K., & Nain, L. (2015).** "Identification and analysis of polyaromatic hydrocarbons (PAHs) biodegrading bacterial strains from refinery soil of India". *Environmental monitoring and assessment*, 187(6): 1-9.

**Cheikh Rouhou M.(2006).** Évaluation des classifications phylogénétiques des *bacillaceae* basées sur les gènes de l'opéron.

**Christopher C. A., Chioma B. C., et Gideon C. O.. (2016).** Bioremediation techniques—classification based on site of application: principles, advantages, limitations and prospects. *World J Microbiol Biotechnol.*32(180) : 1-18. DOI 10.1007/s11274-016-2137-x.

**Churchill P.F., Dudley R..J., Churchill S.A.(1995),** *Waste Management*, Vol. 15, n05/6,371-377: Surfactant-enhanced bioremediation

**Claus, D., et Berkeley, R. W. (1986).**Genus *Bacillus* Cohn 1872,174AL. In Sneath P.H.A., Mair N.S. Sharpe and Holt J.G.(ed) *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*. . Baltimore, USA.

**Collins, N. E., Kirschner, L. A., et Von Holy, A. (1991).**characterisation of *Bacillus* isolates from ropey bread, bakery equipment and raw materials. *South African Journal of Science*, 62-66.

**Colombano, S., V. Guerin, A. Saada, D. Hiez et H. Bomer. (2008).** Journée technique d'information et de retour d'expérience de la gestion des sols pollués. Les Diagnostiques Objectifs, enjeux & moyens. IN Gouvernement de France, ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie. [http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/etude\\_de\\_cas\\_TAUW.pdf](http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/etude_de_cas_TAUW.pdf).

**Côté, R. et Otis, C. (1989).** Étude de la biodégradation de l'acide déhydroabiétique par *Bacillus psychrophilus*. *Revue des sciences de l'eau /Journal of Water Science*, 2(3), 313–324.

**Das, M.P.; Kumar.(2015).**An approach to low-density polyethylene biodegradation by *Bacillus amyloliquefaciens*. *3 Biotech* **2015**, 5,81–86. [[CrossRef](#)]

**Das, S., Dah, H. R., Mangwani, N., Chakroborty, J., et Kumari, S. (2014).**Understanding molecular identification and polyphasic taxonomic approaches for genetic relatedness and phylogenetic relationships of microorganismes.*Journal of Microbiological Methods*, 80-100.

**Dean-Ross, D., Moody, J., Cerniglia, C.E. (2002).** “Utilization of mixtures of polycyclic aromatic hydrocarbons by bacteria isolated from contaminated sediment”. *FEMS Microbiology Ecology*, 41(1): 1-7.

**Delille D., Coulon F., et Pelletier E. (2004).**Effects of temperature warming during a bioremediation study of natural and nutrient-amended hydrocarbon-contaminated sub-antarctic soils. *Cold Reg Sci Technol.* 40:61–70. doi:10.1016/j.coldregions.2004.05.005.

**DIABY. N, A F YAPO. A M ADON , H F YAPI , A J DJAMA, et M DOSSO. (2016)** Biotoxicité hématologique du sulfate de cadmium chez les rats Wistar .nt. *J. Biol. Chem. Sci.* 10(4): 1765-1772

**Directives 2002/96/CE** du parlement Européen et du conseil du 27 janvier 2003 relatives aux déchets d'équipements électriques électroniques (DEEE)

**Dorbane N. (2014).** Gestion déchets développement durable de (LIVRE).

**El Fantroussi S., et Agathos S.N. (2005).**Is bioaugmentation a feasible strategy for pollutant removal and site remediation? *Curr Opin Microbial.* 8:268–275. doi:10.1016/j.mib. 2005.04.011

**Emadzadeha, M., Pazoukib, M., AbdollahzadehSharghib, E., etTaghavia, L. (2016).**Experimental study on the factors affecting hexavalent chromium bioreduction by *Bacillus*

**Escobar M., Márquez G., Azuaje V., Da Silva A., Tocco R. (2012).** Use of biomarkers, porphyrins, and trace elements to assess the origin, maturity, biodegradation, and migration of Alturitas oils in Venezuela.*Fuel* . 97: 186-196.

**Fahmy f, Flossdorj f, et Claus d. (1985).**The DNA base composition of type strains of the genus*Bacillus*. *Systematic and Applied Microbiology* **6**, 60- 65.**Garrity M, Bell J, Lilburn T. (2004).**Bergey's Manual of systematic Bacteriology. Ed Doi. pp 172-178.

**Fingas M. (2013).** The Basics of oil spill cleanup. CRC Press, États-Unis.

**Fitzpatrick F.A., M.C., Boufadel R., Johnson K., Lee T.P., Graan A.C., Bejarano Z., Zhu D., Waterman D.M., Capone E., Hayter S.K., Hamilton T., Deffer M.H., Garcia, Et J.S., Hassan. (2015).** Oil-particle interactions and submergence from crude oil spills in marine and freshwater environments – Review of the science and future science needs. U.S. Geological Survey Open-file report 2015-1076, 33 p.

**Gabet S., (2004).**Remobilisation d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) présents dans les sols contaminés à l'aide d'un tensioactif d'origine biologique. Thèse de doctorat de l'université de Limoges, spécialité chimie et microbiologie de l'eau, p. 177.

**Ganesh Kumar, A.; Hinduja, M.; Sujitha, K.; NivedhaRajan, N.; Dharani, G. (2021)** Biodegradation of polystyrene by deep-sea *Bacillus paralicheniformis* G1 and genome analysis. *Sci. Total Environ.*, 774, 145002.[CrossRef].

**Ghatge, S.; Yang, Y.; Jae-HyungAhn, J.-H.; Hur, H.-G.(2020)** Biodegradation of polyethylene: A brief review. *Appl. Biol. Chem*, 63,27. [CrossRef].

**Ghazali F. M., Abdul Rahman R.N.Z., S. Abu Bakar, et MahiranB..(2004).** Biodegradation of hydrocarbons in soil by microbial consortium.*International Biodeterioration&Biodegradation*. 54:61-67

**Gibbons and Murray 1978, 5).** In: Vos P, Garrity G, Jones D et al (eds) *Bergey's Manual® of systematic bacteriology*. Springer, New York, pp 19-1317.

**Goldstein, G., Flory, K. R., Browne, B. A., Macckenzie, J. M., et Shih, J. C. (1990).**Isolation, identification and characterisation of a feather-degrading bacterium.*Appl. Environ. Microbiol.*, (56), 1509-1515.

**Gong, Y., X. Zhao, Z. Cai, S. E. O'Reilly, X. Hao et D. Zhao. (2014).** A review of oil, dispersed oil and sediment interactions in the aquatic environment: Influence on the fate, transport and remediation of oil spills. *Marine Pollution Bulletin*. 79(1-2): 16-33.

**Gordon R E., Haynes W.C and H N Pang .(1973).**The genus *Bacillus* Agricultural Handbook n°427. Washington.

**Gordon, R. E., Hayens, W. C et Pang, C. H. N. (1973).**The genus *Baeil/us*.In *Baeil/us* Edited by Colin R. Harwood. New -York & London: Plenum Press. p: 293 -320.

**Graumann, P. (2007).***Bacillus*: Cellular and Molecular Biology ed. G. Peter GraumannUniversity of Freiburg. *Caister Academic Press* , 454.

**Guerin T. F. (1999).** Bioremediation of phenols and polycyclic aromatic hydrocarbons in creosote contaminated soil using ex-situ landtreatment. *J. Hazard. Mater.*B(65):305-315.

**Guo, H., Luo, S., Chen, L., Xiao, X., Xi, Q., Wei, W et He, Y. (2010).**Bioremediation of heavy metals by growing hyperaccumulaorendophytic bacterium *Bacillus* sp. L14. *Bioresource technology*, 101(22), 8599-8605

**Hakkarainen M., et Albertsson A. C. (2004).**Environmental degradation of polyethylene, In *Long Term Properties Og Polyolefins*, ed. A. C. Albertsson (Berlin: Springer),177-200.

**Hambrick, G.A., R.D. DeLaune, et W. Patrick,** *Effect of estuarine sediment pH and oxidation-reduction potential on microbial hydrocarbon degradation.* Applied and Environmental Microbiology, 1980.**40**(2): p. 365-369.

**Hara, T. et Veda, S. (1982).** Regulation of polyglutamate production in *Bacillus subtilis*(natto): Transformation of high PGA productivity. *Agrie. Biol. Chem.* 29:45 -72.**Holt, J. G. (1986).**Bergey's Manual of Systemic Bacteriology. In: Sneath, P.H.A., Mair, N.S., Sharpe, M.E., Holt,J;G. (Eds), Gram-positive Bacteria Other than *Actinomycetes.* Williams & Williams, Baltimore, MD .

**Harayama Shigeaki, Kishira Hideo, Kasai Yuki et Shutsubo Kazuaki.(1999).** Petroleum biodegradation in marine environments.*J.Molec.Microbiol.Biotechnol.*1(1): 63-70.

**Hardman J. (1993).** Pollution: ecology and biotreatment / Sharron McEldowney. p 100

**Haritash, A. and C. Kaushik,** *Biodegradation aspects of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs): a review.* J Hazard Mater, **2009.**169(1-3): p. 1-15

**Head IM, Jones DM, Roling WFM (2006)** Marine microorganisms make a meal of oil. Nat Rev Micro 4:173-182.**hydrocarbons within the soil.indigenous facultative anaerobic Bacillus cereus strain isolated from tannery effluent.** AfricanJournal of Biotechnology, 12(10).

**Heider J., A. M. Spormann, H. R. Beller Et F. Widdel. (1999).** Anaerobic bacterial metabolism of hydrocarbons.*FEMS Microbiology Reviews.* 22(5): 459-473.

**Kalantary R. R., Anoushiravan M., A. Esrafilii., S. Nasserii., F. R. Ashmagh., S. Jorfi., et M. Ja'fari. (2014).** Effectiveness of biostimulation through nutrient content on the bioremediation of phenanthrene contaminated soil. *Journal of Environmental Health Science & Engineering.* 12(143): 1-9. DOI 10.1186/s40201-014-0143-1.

**Kathiravan, M. N., Karthick, R., etMuthukumar, K. (2011).** Ex situ bioremediation of Cr (VI) contaminated soil by *Bacillus* sp.: batch and continuous studies. Chemical engineering journal, 169(1), 107-115

**Krieg, A. (1981).** In The genus *Bacillus*: insect pathogen in the prokaryotes, a handbook on habitats, isolation, identification of bacteria. Starr, M.P., Stolp, H., Trüper, H.G., Balows, A. and Schlegel, H.G. New York: Springer-Verlag. 2: 1743 -1755.

**Kuhnt G.E., 1993,** Environ. Toxicol. Chem., Vol12, 1813-1820 : Behavior and fate of surfactants in soil

**Kumari, A.; Chaudhary, D.R.; Jha, B.(2019)** Destabilization of polyethylene and polyvinylchloride structure by marine bacterial strain. Environ. Sci. Pollut. Res. **2019,** 26, 1507–1516. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)].

**Kunlei Liu, Wenjun Han, Wei-Ping Pan et John T. Riley. (2001).** Polycyclic aromatic hydrocarbon (PAH) emissions from a coal fired pilot FBC system. *J. Hazard. Mater.* 84: 175–188

**Laha S., Luthy R.G., (1991),** Environ. Sci. Technol., Vol.25 , 1920-1930 : Inhibition of

**Larson, R.A., Bott, T.L., Hunt, L.L. et Rogenmuser, K. (1979).** Photooxidation products of a fuel oil and their antimicrobial activity.*Environmental Science and Technology* .13:965-969.

**Leahy J.G., Colwell R.R. (1990).**Microbial degradation of hydrocarbons in the environment.*Microbiol.Rev.* 54:305-315.

**Leahy JGC, R R. (1990)** Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. MICROBIOLOGICAL REVIEWS 54:305-315

**Leclerc H, Gaillard J. L, Simonet M. (1995).** Microbiologie générale. La bactérie et le monde bactérien. Ed Doin .Lett 70: 305-310.

**Lee, E. H. Owens, G. A. Sergy, J. F. Braddock, J. E. Lindstrom et R. R. Lessard. (2003).** the roles of photooxidation and biodegradation in long-term weathering of crude and heavy fuel oils ». *Spill Science & Technology Bulletin*. 8(2): 145-156

**Lefebvre G., 1978.** Chimie des hydrocarbures. Publication de l'Institut Français du Pétrole. 284 p.

**Lestrangle, C., Paillard C. A., et Zelenko, P. (2005).** Géopolitique du pétrole, Un nouveau marché. De nouveaux risques. Des nouveaux mondes. Paris : Éditions Technip.

**Lin Y., Cai, L.X. (2008).** “PAH-degrading microbial consortium and its pyrene-degrading plasmids from mangrove sediment samples in Huian, China” *Marine Pollution Bulletin*, 57(6-12): 703-6.

**Lipińska Aneta, Kucharski Jan et Wyszowska Jadwiga. (2014).** Activity of arylsulphatase in soil contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons.*Water Air Soil Pollut* . 225(9): 2097.DOI 10.1007/s11270-014-2097-4.

**Logan N, Berkeley W. (1984).** Identification of *Bacillus* strain using API system.*J.Microbiol.* 130:1871-1880

**Priest F. G. (1981).** DNA homology in the genus *Bacillus*. In *The Aerobic Endospore-forming Bacteria: Classification and Identification*. Edited by R. C. W. Berkeley & M. Goodfellow. Academic Press. London, PP 33-57.

**Logan N. A et Turnbull P. C. (1999).** *Manual of Clinical Microbiology* (Murray, P.R., Ed.).

**Lou, Y.; Ekaterina, P.; Yang, S.-S.; Lu, B.; Liu, B.; Ren, N.; Corvini, P.F.X.; Xing, D.(2020)** Biodegradation of polyethylene and polystyrene by greater wax moth larvae (*Galleriamellonella* L.) and the effect of co-diet supplementation on the core gut microbiome. *Environ. Sci. Technol.*54, 2821–2831.[CrossRef].

**Louami, S. (2012).** Métabolisme et toxicogénèse de *Bacillus cereus*: rôles de l'enzyme fermentaire LdhA et du régulateur rédox Rex. *Sciences agricoles.Université d'Avignon*.

**MacDonald R. T., McCarthy S. P., Gross R. A. (1996).**Enzymatic degradability of poly (lactide): effects of chain stereochemistry and material crystallinity.*Macromolecules*, 29(23): 7356-7361.

**Maughan, H., et Van der Auwer, G. (2011).***Bacillus* taxonomy in the genomic era finds phenotypes to be essential though often misleading. *Infection, Genetics and Evolution*, 789-797.

**Maughan, H., et Van der Auwer, G. (2011).***Bacillus* taxonomy in the genomic era finds phenotypes to be essential though often misleading. *Infection, Genetics and Evolution* , 789-797.

**Megharaj Mallavarapu, Balasubramanian Ramakrishnan, Kadiyala Venkateswarlu, Nambrattil Sethunathan, et Ravi Naidu. (2011).** Biorémediation approches for organic pollutants: A critical perspective. *Environment International*. 37: 1362–1375.

**Meng, T.K.; Beng, D.Y.Y.; MohdKassim, A.S.; Razak, A.H.A.; MohdFauzi, N.A.(2018)** Optimization of Polystyrene Biodegradation using Response Surface Methodology (RSM) Measured by Simple Colorimetric Method. *Int. J. Eng. Technol.* 7, 216–220. [[CrossRef](#)].

**Mohan, A.J.; Sekhar, V.C.; Bhaskar, T.; Nampoothiri, K.M.(2016)** Microbial assisted High Impact Polystyrene (HIPS) degradation.*Bioresour. Technol.* 213, 204–207. [[CrossRef](#)].

**Moon S.I., Urayama H, Kimura Y (2003)** Structural characterization and degradability of poly(L-lactic acid)s incorporating phenylsubstituted alpha-hydroxy acids as comonomers. *MacromolecularBioscience* 3: 301–309.

**Neff, J. M., S. Ostazeski, W. Gardiner et I. Stejskal. (2000).** Effects of weathering on the toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals.*Environmental Toxicology and Chemistry*.19 (7):1809-1821.

**Negi H., Kapri A., Zaidi M.G.H., Satlewal A., Goel R. (2009).** Comparative in vitro biodegradation studies of epoxy and its silicone blend by selected microbial consortia. *International Biodeterioration and Biodegradation* 63 (5): 553-558.

**Nguimbi, E., Ahombo, G., Moyen, R., Ampa, R., Voudibio, A., Ontsira, E. N., et al. (2012).** Optimization of growth, fibrinolytic enzyme production and PCR amplification of encoding fibrinolytic enzyme gene in *Bacillus amyloliquefaciens* isolated from Ntobambodi at Brazzaville.*International Journal of Science and Research* , 2799-2803.

**O., Averous L. (2001).**Poly (lactic acid): plasticization and properties of biodegradable multiphase systems. *Polymer*, 42(14): 6209-6219.



**Organji, S. R., Abulreesh, H. H., Osman, E. H., et Khider, M. (2015).** Occurrence and characterization of toxigenic *Bacillus cereus* in food and infant feces. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*, 515-520.

**Osibanjo, V. Radeconde Et M.A.H. Saad.,** Etude Des Metaux Lourds [En Ligne]. Disponible Sur: <http://www.fao.org/3/V3640f/V3640f04.htm> (Consulté Le 16.2.2022).

**Pal, A., et Paul, A. K. (2004).** Aerobic chromate reduction by chromium-resistant bacteria isolated from serpentine soil. *Microbiological Research*, 159(4), 347-354.

**Park J.H., Zhao X. et Voice T.C. (2001).** Biodegradation of non-desorbable naphthalene in soils. *Environmental Science and Technology*.35: 2734-2740

**Parry, J. M., Turnbull, P. C. B. et Gibson, J. R. (1983).** A Color atlas of *Bacillus* species. Wolfe Medical Atlases, 19. London: Wolfe Medical Publications.

**Payne J.R. et Philipps, C.R. (1985).** Photochemistry of petroleum in water: Photooxidation causes changes in oil and enhances dissolution of its oxidized products. *Environmental Science and Technology*.19 (7): 569-579.

**Pelaez A.I., I. Lores , A. Sotres , C. Mendez-Garcia , C. Fernandez-Velarde , J.A. Santos, J.L.R. Gallego , Sanchez J. (2013).** "Design and field-scale implementation of an on-site bioremediation treatment in PAH-polluted soil, *Environmental Pollution*" :190e199.

**Pernot.A.( 2012).** « Soil structure and organic matter repartition as controlling factors of PAH type compounds availability in a former industrial soil ». Université de Lorraine,

**Pinchuk, L.S.; Makarevich, A.V.; Vlasova, G.M.; Kravtsov, G.A.; Shapovalov, V.A.(2004)** Electret-thermal analysis to assess biodegradation of polymer composites. *Int. Biodeter. Biodegr.* 54, 13–18. [CrossRef].

**Pollman K et al. (2006)** *Biotechnology Advances* 24,58-68 *Public Health* 2021, 5, em0069.

**Prescott L, Harley J, Klein D. (1995).** Prescott, Harley, Klein - Microbiologie. De Boeck-Wesmael S.A., Bruxelles

**Priest G. (1993).** *Biotechnology, biological fundamentals volume 1, second edition, 367-400.*

**Priest, B., Sonenshein, A. L., Hoch, J. A., et Losick, R. (1993).** *Bacillus subtilis* and other Gram-Positive Bacteria: Biochemistry, Physiology and Molecular Genetics. Washington DC., American Society for Microbiology, USA .

**Prieur, A. (2008).** Contribution à l'étude de la diversité génétique bactérienne et la caractérisation de bactéries présentes dans des prélèvements atmosphériques. *Sciences du vivant [q-bio]. Université Paris Sud-Paris.*

**Prince R. C., R. M. Garrett, R. E. Bare, M. J. Grossman, T. Townsend, J. M. Sufliata, K. Rahman K.S.M.,**

**Banat I.M., Thahira J., Thayumanavan T., et Lakshmanaperumalsamy P. (2002).**Bioremediation of gasoline contaminated soil by a bacterial consortium amended with poultry litter, coir pith, and rhamnolipid biosurfactant. *Bioresour Technol.* 81(1): 25–32

**Prokop W. H., et H. L. Bohn (1985)** Soil Bed System for Control of Rendering Plant Odors, *Journal of the Air Pollution Control Association*, 35:12, 1332-1338.

**Raja, C. E., Anbazhagan, K., et Selvam, G. S. (2006).**Isolation and characterization of a metalresistant *Pseudomonas aeruginosa* strain. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 22(6), 577-585.

**Rasoanarivony Andriambolahasimanga Mialy .(2016)**bioremediation des sols pollues par les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) etude de cas de la region de tsimiroro.

**Raupach, G. S., and J. W. Kloepper. (1998)** Mixtures of plant growth-promoting rhizobacteria enhance biological control of multiple cucumber pathogens. *Phytopathology* 88: 1158-1164.

**Restrepo-Flórez, J.-M.; Bassi, A.; Thompson, M.R.** Microbial degradation and deterioration of polyethylene—A review. *Int. Biodeter. Biodegr.* 2014, 88, 83–90. [[CrossRef](#)].

**ROGER P. et JACQ V. (2000).** Introduction à la biorémédiation des sols, des eaux et de l'air. Université de Provence Aix-Marseille 1 E.S.G.B.M.A - E.S.I.L. Luminy

**Rojo, F. (2010).**Enzymes for aerobic degradation of alkanes. *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology*, 18.

**Roling W. F. M., Milner M. G., Jones D. M., Lee K., Daniel F., Swannell R. J. P., et Head I. M. (2002).** Robust hydrocarbon degradation and dynamics of bacterial communities during nutrient-enhanced oil spill bioremediation. *Appl Environ Microbiol.* 68 (11): 5537-5548.

**Roling W.F., de Brito Couto I.R., Swannell R.P., Head I.M.(2004).**Response of archaeal communities in beach sediments to spilled oil and bioremediation. *Applied And Environmental Microbiology.* 70: 2614-2620.

**Rosler, D., Ludwig, W., Schleifer, K. H., Lin, C., McGill, T. J., Wisotzky, J. D.(1991).**Phylogenetic diversity in the genus *Bacillus* as seen by 16S rRNA sequencing studies. *Systematic and Applied Microbiology* , 14: 266-269.

**Rouibah, D., Hafsaoui, S.(2016).** Evaluation de l'effet de quelques paramètres sur l'élimination du chrome hexavalent par *Bacillus megaterium*. thèse de master de l'université de Jijel.

**Roy, P. K., Titus, S., Surekha, P., Tulsi, E., Deshmukh, C., Rajagopal, C. (2008).** Degradation of abiotically aged LDPE films containing pro-oxidant by bacterial consortium. *Polymer Degradation and Stability*, 93(10): 1917-1922.

**Russell D.L., (1992).** Remediation manual for petroleum-contaminated sites, Technomic Publishing Co., Lancaster, PA., USA. ISBN 0-87762-876-9. Pages: 175.

**Schallmeyer, M., Singh, A., et Ward, O. P. (2004).** Developments in the use of *Bacillus* species for industrial production. *Canadian Journal of Microbiology*, 50: 1-17.

**Schleifer K.H. (2009)** Phylum XIII. Firmicutes Gibbons and Murray 1978, 5 (Firmicutes [sic])

**SCHLITZ S., STEVENIN M., AIT HMAD A., MARIAGE T., (2009-2010).** *Le trafic international des déchets*, Université Libre de Liège, Liège.

**Sethuraman, P., et Balasubramanian, N. (2010).** Removal of Cr (VI) from aqueous solution using *Bacillus subtilis*, *Pseudomonas aeruginosa* and *Enterobacter cloacae*. *International Journal of Engineering Science and Technology*, 2(6), 1811-182

**Shafferina D; Anuar S; Faisal A; Wan M Ashri; Wan D; Mohamed K; Aroua. (2016)** A review on pyrolysis of plastic wastes. *Energy Conversion and Management* 115 308–326.

**Shimpi, N.; Mishra, S.; Kadam, M. (2012)** Biodegradation of polystyrene (PS)-poly(lactic acid) (PLA) nanocomposites using *Pseudomonas aeruginosa*. *Macromol. Res.* 20, 181–187. [[CrossRef](#)].

**Singh, N., Verma, T., Gaur, R. (2013).** Detoxification of hexavalent chromium by an indigenous facultative anaerobic *Bacillus cereus* strain isolated from tannery effluent. *African Journal of Biotechnology*, 12(10).

**Soltani M. (2004).** Distribution lipidique et voies métaboliques chez quatre bactéries Gram négatives hydrocarbonoclastes. Variation en fonction de la source de carbone. *Thèse de doctorat de l'université Paris 6, spécialité chimie analytique*, p.284.

**Speight J.G. (2004).** Petroleum asphaltenes - part 1 - asphaltenes, resins and the structure of petroleum. *Oil & Gas Science and Technology - Rev. IFP*, 59(5):467–477.

**Spormann A., et F. Widdel. (2000).** Metabolism of alkylbenzenes, alkanes, and other hydrocarbons in anaerobic bacteria. *Biodegradation*. 11(2-3): 85-105.

**Stéphane G. (2003).** Modélisation de la thermorésistance, de la viabilité et du comportement à la recroissance de *Bacillus cereus*, en fonction de la température, du pH et de l'activité aqueuse. Bretagne, PP 5-6

**Stevcevska, V., et J. Jovanovic-Kolar. (1974).** Influence of air pollution on the content of 3, 4-benzopyrene in nonrefined oil obtained from sunflower seeds grown in differently polluted areas. *Arh. Hig. Rada* 23:191-196.

**Suresh, B.; Maruthamuthu, S.; Palanisamy, N.; Ragunathan, R.; Pandiyaraj, K.N.; Muralidharan, V.S.(2011)**Investigation on biodegradability of polyethylene by *Bacillus cereus* strain Ma-Su isolated from compost soil. *Int. Res. J. Microbiol.* 2, 292–302.

**Syakti A.D. (2004).**Biotransformation des hydrocarbures pétroliers et effets sur les acides gras phospholipidiques de bactéries hydrocarbonoclastes marines. Thèse de doctorat, (Aix Marseille III), Marseille, France.

**Tiehm A., 1994,** *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, Vo1.60, 258-263 : Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in the presence of surfactants

**Tissot B.P. et Welte D.H. (1984).**Petroleum formation and occurrence. A new approach to oil and gas exploration.Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.pp 120-128UMR 1120 LSE Sols et Environnement de Nancy.Vector in Transporting Persistent, Bioaccumulating andToxic Substances in the Oceans. *UNESCO-IOC, Paris. GESAMP Reports Stud.* 82. Joel, F

**Turnbull, P. C., et Kramer, J. M. (1995).***Bacillus*.In *Manual of Clinical microbiology* , 349-56.

**Udomsil, N., Rodtong, S., Tanasupawat, S., etYongsawatdigul, J. (2010).** Proteinase-producing halophilic lactic acid bacteria isolated from fish sauce fermentation and their ability to produce volatile compounds. *International Journal of food Microbiology* , 141(3): 186-194.

**Van Hamme J.D., Singh A., Ward O.P. (2003).** Recent advances in petroleum microbiology. *Microbiology and Molecular Biology Reviews.* 67: 503-549.

**Vogel T., Ballerini D. (2001).** Biorestauration des sols et des aquifères contaminés par des hydrocarbures et des composés halogénés. *Bull. Soc. Fr. Microbiol.*, 16(3) : 204-209.

**Von Wedel, R.(1988).**.,.,*Bacterial biodegradation of petroleum hydrocarbons in groundwater: in situ augmented bioreclamation with enrichment isolates in California.* *Water Science and Technology*, **1988.20**(11-12): p. 501-503.

**VouidibioMbozo, A. (2016).** Identification génotypique et étude du potentiel fermentaire et probiotique des *Bacillus* du Ntobambodi. *Université Marien Ngouabi.*

**Wakleham S.G., Schaffner C. et Giger W. (1980a).** Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments-I.Compounds having anthropogenic origins.*Geochim.Cosmochim.Acta* 44,403-413.

**Wakleham S.G., Schaffner C. et Giger W. (1980b).** Polycyclic aromatic hydrocarbons in recent lake sediments-II. Compounds derived from biogenic precursors during early diagenesis. *Geochim.Cosmochim. Acta* 44,415-429.

**WALONA.R. (2011):** «Les Technos passent au vert»,*market.ch*.

**Wang, Y. T., et Shen, H. (1995).**Bacterial reduction of hexavalent chromium. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 14(2), 159-163.

**Waqas, M.; Haris, M.; Asim, N.; Islam, H.; Abdullah, A.; Khan, A.; Khattak, H.; Waqas, M.; Ali, S. (2021)**Biodegradable potential of *Bacillus amyloliquefaciens* and *Bacillus safensis* using low density polyethylene thermoplastic (LDPE) substrate. *Eur. J. Environ. Public Health* 5, em0069.

**Wasserbauer, R.; Beranova, M.; Vancurova, D.; Dolezel, B.(1990).**Biodegradation of polyethylene foils by bacterial and liver homogenates.*Biomaterials*1990, 11, 36–40. [[CrossRef](#)]

**Williams D. F. (1981).** Enzymic hydrolysis of polylactic acid.*Engineering in Medicine*, 10(1): 5-7.

**willemsecollin.M.F, J.Lcarsin, E.brodard,Y.L'emillat 1981.**contribution du genre bactérien *Bacillus* a la degradationbacterienne des hydrocarbures.

**Xiao, W., Ye, X., Yang, X., Zhu, Z., Sun, C., Zhang, Q., etXu, P. (2017).**Isolation and

**yadav, B.K. and Hassanizadeh, S.M. (2011)** An Overview of Biodegradation of LNAPLs in Coastal (Semi)-Arid Environment. *Water Air and Soil Pollution*, 220, 225-239.

## Résumé:

Une augmentation incessante du volume des déchets industriels est marquée pendant ces dernières années. Certains d'eux sont nocifs pour les êtres vivants. L'objectif de ce travail est d'étudier la capacité de bioremédiation des déchets industriels par *Bacillus*. La réalisation de cette étude a été faite par la comparaison des résultats obtenus par de nombreux chercheurs. D'après les résultats, les *Bacillus* ont une capacité importante pour la dégradation de polyéthylène et des hydrocarbures, alors qu'ils sont moins utilisés pour la dégradation des déchets d'équipements électriques et électroniques. Cette capacité de biodégradation est influencée par un certain nombre de paramètres (paramètres physico-chimiques; culture mixte).

**Mots clés:** Bioremédiation; Déchets industriels; Hydrocarbures; *Bacillus*

## المخلص:

نظرا للزيادة المعتبرة للنفايات الصناعية في السنوات الأخيرة. منها ما هو ضار بالطبيعة والكائنات الحية. الهدف من هذا العمل هو دراسة قدرة *Bacillus* على المعالجة الحيوية للنفايات الصناعية. تم إجراء هذه الدراسة من خلال مقارنة النتائج المتحصل عليها من طرف الباحثين. وفقا للنتائج، تتمتع *Bacillus* بقدرة هامة على تحليل polyéthylène و الهيدروكربونات، في حين أنها أقل استخداما لتحليل نفايات المعدات الكهربائية والإلكترونية. وتتأثر قدرة التحلل البيولوجي هذه بعدد من البارامترات (البارامترات الفيزيائية والكيميائية، المزرعة المختلطة).

الكلمات المفتاحية: المعالجة البيولوجية، النفايات الصناعية، الهيدروكربونات، عسوية.