

République Algérienne Démocratique et Populaire  
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique  
Université 20 Août 1955 Skikda



Faculté de Technologie

Département de Génie des Procédés

Ref : D012125041D

Laboratoire de domiciliation : Laboratoire de Recherche des Interactions,  
Biodiversité, Ecosystème et Biotechnologie (LRIBEB)

## THÈSE

### EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE DOCTORAT EN 3<sup>ème</sup> CYCLE\_LMD

Domaine : Science et technologie

Filière : Science et génie de l'environnement

Spécialité : Génie de procédés de l'environnement

## Valorisation des boues huileuses des raffineries

Présentée par

MESBAH ASMA

Soutenu le : 14/12/2025

Devant le jury composé de :

Mme AMMOUCHI Nassrine	MCA	Université de Skikda	Présidente
Mme CHAIB Nadjla	Professeur	Université de Skikda	Promotrice
Mr CHARCHAR Nabil	Maître de recherche A	Centre de recherche en biotechnologie de Constantine	Co- promoteur
Mr BOUGDAH Nabil	Professeur	Université de Skikda	Examineur
Mr KADRI Skander Elhadi	Professeur	Université d'Annaba	Examineur
Mme MECHATI Fadia	MCA	Université de Skikda	Examinatrice
Mme DAHEL Amina Tania	MCA	Université El-Tarf	Examinatrice

Année universitaire : 2025-2026

# Remerciements

Avant tout, je rends grâce au Bon Dieu, le Tout-Puissant et le Miséricordieux, qui m'a accordé la force, la patience et la volonté nécessaires pour mener à bien ce modeste travail.

**Merci Allah.**

Ce travail a été réalisé au sein du **Centre de Recherche en Biotechnologie (CRBt) de Constantine**, du **Centre de Recherche et Développement (CRD) de Boumerdès**, ainsi que dans les **laboratoires pédagogiques du Département de Génie des Procédés du Hall Technologique de l'université de Skikda**.

Je tiens, en premier lieu, à exprimer ma profonde gratitude à ma promotrice, **Madame le Professeur CHAIB Nadja**, pour avoir dirigé cette thèse avec dévouement et bienveillance. Je lui suis particulièrement reconnaissante pour le temps qu'elle m'a consacré, ses précieux conseils, son écoute constante, sa patience, son encouragement et sa franchise. J'ai énormément appris à ses côtés et je lui adresse toute ma gratitude pour son accompagnement exemplaire.

Mes sincères remerciements vont également à mon co-promoteur, **Monsieur CHARCHAR Nabil**, pour son accompagnement scientifique, sa disponibilité et la pertinence de ses remarques, qui ont grandement contribué à l'avancement de ce travail.

Je remercie aussi l'ensemble des **membres du jury** qui ont accepté d'examiner ce travail, pour le temps et l'attention qu'ils y ont consacrés.

Je souhaite exprimer toute ma reconnaissance aux équipes du **CRBt de Constantine** et du **CRD de Boumerdès**, pour leur accueil et leur précieuse collaboration.

Mes remerciements s'adressent également aux membres des **laboratoires pédagogiques du Département de Génie des Procédés**, ainsi qu'à tous les **enseignants des départements de Génie des Procédés et de Pétrochimie**, avec lesquels j'ai eu l'honneur et le plaisir de travailler.

Enfin, je remercie sincèrement toutes les personnes qui, de près ou de loin, ont contribué à la réalisation de ce travail, que ce soit sur le plan humain ou scientifique.

# Dédicace

*À mon défunt papa,*

*qui m'a toujours aidée et guidée sur le chemin de la réussite.*

*Qui est toujours à mes coté, avec discrétion, courage, patience et un amour immense.*

*C'est grâce à ses sacrifices, à son soutien indéfectible et à sa présence constante,*

*dans les moments faciles comme dans les plus difficiles,*

*que j'ai pu arriver jusqu'ici.*

*À ma très chère maman,*

*pour m'avoir toujours écoutée, pour son soutien moral et ses précieux conseils.*

*Véritable source d'énergie, elle a toujours été à mes côtés et n'a jamais cessé de m'encourager et de me pousser vers l'avant tout au long de ma vie*

*À mon cher mari,*

*pour son courage, sa compréhension, sa patience et son appui constant.*

*À toute ma famille,*

*pour leur affection, leur soutien et leur confiance tout au long de mon parcours.*

*Asma*

## Résumé

Cette étude analyse les propriétés physicochimiques et microbiologiques des boues huileuses de la raffinerie pétrochimique de Skikda (Algérie), afin d'évaluer les risques écologiques et le potentiel bioremédiateur pour un compostage durable. Trois échantillons à divers stades de vieillissement (fraîches, 3 et 6 mois) ont été examinés par GC-MS, FTIR, SEM-EDX et métabarcoding 16S rRNA. Les résultats mettent en évidence une riche teneur en matière organique (53-63 %), hydrocarbures pétroliers (14 700-21 440 mg kg<sup>-1</sup>) et métaux lourds (Cd, As, Cr), avec une toxicité croissante liée à l'âge des boues. L'indice de risque environnemental (ERI < 40) révèle un faible danger écologique, malgré l'accumulation graduelle des métaux. Microbiologiquement, les communautés sont dominées par les Protéobactéries, Firmicutes et Bactéroïdètes, incluant des dégradeurs hydrocarbonoclastes comme *Pseudomonas* et *Klebsiella*, indiquant un fort potentiel de bioremédiation. Une phase ultérieure a isolé trois souches bactériennes (*Pseudomonas stutzeri* R11, *Stutzerimonas balearica* IMB16-157, *Achromobacter xylosoxidans* R8-558) et deux fongiques (*Aspergillus hortai* CBS 124230, *Aspergillus terreus* ALG001). Ces micro-organismes solubilisent le phosphore sans fixer l'azote ; *Aspergillus* et *Pseudomonas* dégradent efficacement le pétrole brut en un mois. Le compostage enrichi atteint la maturité en sept mois : rapport C/N de 17,36, hydrocarbures réduits à l'ordre du µg/mL, et ETM significativement atténués. Les tests de germination (indice 80-100 %) confirment l'absence de phytotoxicité, rendant le compost viable pour l'agriculture. Ces avancées orientent une gestion éco-responsable des déchets pétroliers, via bioremédiation et recyclage.

**Mots-clés:** Boues huileuses, Bioremédiation, Compostage aérobie, Indice de risque environnemental (ERI), Dégradeurs hydrocarbonoclastes, Tests de Phytotoxicité.

## Abstract

This study investigates the physicochemical and microbiological properties of oily sludge from the Skikda petrochemical refinery (Algeria), with the aim of assessing ecological risks and bioremediation potential to facilitate sustainable composting. Three samples at varying stages of aging (fresh, 3 months, and 6 months) were analyzed using GC-MS, FTIR, SEM-EDX, and 16S rRNA metabarcoding. The findings reveal high levels of organic matter (53-63%), petroleum hydrocarbons (14,700-21,440 mg kg<sup>-1</sup>), and heavy metals (Cd, As, Cr), accompanied by increasing toxicity associated with sludge age. The environmental risk index (ERI < 40) indicates low ecological hazard, notwithstanding the gradual accumulation of metals. Microbiologically, the communities are dominated by Proteobacteria, Firmicutes, and Bacteroidetes, including hydrocarbonoclastic degraders such as *Pseudomonas* and *Klebsiella*, which suggest substantial bioremediation potential. A subsequent phase isolated three bacterial strains (*Pseudomonas stutzeri* R11, *Stutzerimonas balearica* IMB16-157, *Achromobacter xylosoxidans* R8-558) and two fungal strains (*Aspergillus hortai* CBS 124230, *Aspergillus terreus* ALG001). These microorganisms exhibit phosphorus solubilization without nitrogen fixation; notably, *Aspergillus* and *Pseudomonas* effectively degrade crude oil within one month. The enriched composting process achieves maturity after seven months, characterized by a C/N ratio of 17.36, hydrocarbons reduced to the µg/mL order, and significant attenuation of trace elements (TEs). Germination tests (index 80-100%) confirm the absence of phytotoxicity, rendering the compost suitable for agricultural applications. These advancements inform eco-responsible management strategies for petroleum wastes through bioremediation and recycling.

**Keywords:** Oily sludge, Bioremediation, Aerobic composting, Environmental risk index (ERI), Hydrocarbonoclastic degraders, Phytotoxicity tests.

## ملخص

تُحلل هذه الدراسة الخصائص الفيزيائية و الكيمائية و الميكروبيولوجية للرواسب النفطية الناتجة عن مصفاة البتروكيماويات في الجزائر (سكيكدة) بهدف تقدير المخاطر البيئية وإمكانات المعالجة الحيوية لتسهيل السمادة المستدامة. تم تحليل ثلاث عينات من الرواسب في مراحل مختلفة من الشبخوخة (طازجة، 3 أشهر، و6 أشهر). كشفت النتائج عن مستويات مرتفعة من المادة العضوية (53%–63%) والهيدروكربونات النفطية (14,700–21,440 ملغ/كغ)، إضافةً إلى وجود معادن ثقيلة مثل الكاديوم (Cd) ، الزرنيخ (As) ، والكروم (Cr) ، مصحوبة بزيادة السمية مع تقدم عمر الرواسب. أظهر مؤشر المخاطر البيئية ( $ERI < 40$ ) أن الخطورة البيئية منخفضة، على الرغم من التراكم التدريجي للعناصر المعدنية. من الناحية الميكروبيولوجية، تهيمن على المجتمعات الميكروبية سلالات من البروتيوباكتيريا، الفيرميكوتيس، والبكتيرويديتيس، وتشمل كائنات محللة للهيدروكربونات مثل *Pseudomonas* و *Klebsiella*، مما يشير إلى إمكانات معالجة حيوية واعدة. في مرحلة لاحقة، تم عزل ثلاث سلالات بكتيرية (*Pseudomonas stutzeri* R11 ، *Stutzerimonas balearica* ، *IMB16-157* ، *Achromobacter xylosoxidans* R8-558 وسلالتين فطريتين (*Aspergillus hortai* CBS 124230 ، *Aspergillus terreus* ALG001). أظهرت هذه الكائنات الدقيقة قدرة على تحلل الفوسفور دون تثبيت النيتروجين، كما أظهرت *Aspergillus* و *Pseudomonas* بشكل خاص كفاءة عالية في تحلل النفط الخام خلال شهر واحد. وصلت عملية السمادة المعززة إلى مرحلة النضج بعد سبعة أشهر، وتميزت بنسبة  $C/N = 17.36$ ، وانخفاض تركيز الهيدروكربونات إلى مستويات ضئيلة (ملغ/مل)، مع تخفيف واضح لعناصر التتبع (TEs). أكدت اختبارات الإنبات (مؤشر 80–100%) غياب السمية النباتية، مما يجعل السماد الناتج ملائماً للتطبيقات الزراعية. تُوفر هذه النتائج توجيهات عملية لوضع استراتيجيات إدارة بيئية مسؤولة للنفايات النفطية من خلال المعالجة الحيوية وإعادة التدوير.

### الكلمات المفتاحية:

الرواسب النفطية، المعالجة الحيوية، السمادة الهوائية، مؤشر المخاطر البيئية، المنحلات الهيدروكربونية، اختبارات السمية النباتي

## Sommaire

Remerciements	i
Dédicace	ii
Résumé	iii
Abstrat	iv
ملخص	v
Sommaire	vi
Liste des abréviations	xii
Liste des figures	xiv
Liste des tableaux	xviii
<b>Introduction générale</b>	<b>1</b>
<b>Chapitre I: Origine, Production et Caractérisation des Boues Huileuses Issues des Raffineries pétrochimiques</b>	
I.1. Introduction	5
I.2. Description de la raffinerie de Skikda	5
I.3. Processus de traitement des effluents liquides	7
I.3.1. Prétraitement	8
I.3.2. Traitement primaire	8
I.3.3. Traitement secondaire	9
I.3.4. Traitement tertiaire	11
I.4. Boues huileuses dans l'industrie pétrolière	12
I.5. Propriété physico-chimique et microbiologique des boues huileuses	12
I.5.1. Propriétés physico-chimiques	12
I.5.2. Propriétés microbiologiques	14
I.6. Analyses toxicologiques et écotoxicologiques	15
I.7. Voies de valorisation des boues	17
I.7.1. Valorisation agricole	17
I.7.1.1. La digestion aérobie (compostage)	17
I.7.1.2. Valorisation énergétique	17
I.7.1.3. Digestion anaérobie	18
I.7.2. Valorisation en matériaux de construction	19
I.7.2.1. Récupération de métaux et éléments de valeur	19
I.7.2.2. Production de bioproduits à haute valeur ajoutée	20

I.8. Conclusion	20
-----------------	----

## **Chapitre II : Biodégradation des Hydrocarbures dans les Boues brutes des Raffineries Pétrolières**

II.1. Introduction	21
II.2. Impacts environnementaux et sanitaire des déchets pétroliers	21
II.2.1. Contamination des milieux naturels	22
II.2.1.1. Sols et eaux souterraines	22
II.2.1.2. Impacts sur les végétaux	22
II.2.1.3. Milieux marins	23
II.2.2. Risques sanitaires pour l'homme	23
II.2.3. Devenir des hydrocarbures dans l'environnement	24
II.2.3.1. Évaporation	24
II.2.3.2. Solubilisation	25
II.2.3.3. Émulsification	25
II.2.3.4. Sédimentation	26
II.2.3.5. Photo-oxydation	26
II.2.3.6. Biodégradation	26
II.3. Caractérisation, composition et classification des hydrocarbures	27
II.3.1. Composition	27
II.3.2. Classification	27
II.3.2.1. Hydrocarbures saturés	28
II.3.2.2. Hydrocarbures aromatiques	28
II.3.2.3. Composés non-hydrocarbonés	28
II.3.3. Propriétés physico-chimiques des hydrocarbures	29
II.4. Principes et types de biodégradation	31
II.4.1. Définition et principe	31
II.4.2. Types de biodégradation	32
II.4.2.1. Biostimulation	32
II.4.2.2. Bioaugmentation	32
II.4.2.3. Étude comparative des stratégies de biodégradation	32
II.4.3. Voies métaboliques de la biodégradation	33
II.4.3.1. La biodégradation aérobie	34
II.4.3.2. Biodégradation anaérobie	37

II.4.3.3. <i>Étude comparative des principes et types de biodégradation</i>	39
II.5. Mécanismes microbiens de biodégradation (bactéries et champignons)	40
II.5.1. Les bactéries	40
II.5.1.1. <i>Mécanismes de biodégradation des hydrocarbures par les bactéries</i>	41
II.5.2. Les champignons	42
II.5.2.1. <i>Mécanismes de biodégradation des hydrocarbures pétroliers par les champignons</i>	42
II.6. Facteurs influençant la biodégradation des hydrocarbures pétroliers	45
II.6.1. Température	45
II.6.2. pH	45
II.6.3. Oxygène	46
II.6.4. Nutriments	47
II.6.5. Biodisponibilité des hydrocarbures	47
II.6.6. Études complémentaires	48
II.7. Conclusion	48
<b>Chapitre III: Co-compostage des boues huileuses: Principes et valorisation</b>	
III.1. Introduction	50
III.2. Généralités sur le compostage	50
III.2.1. Définition et objectif du compostage	50
III.2.2. Phases de compostage	51
III.2.3. Conditions de compostage	53
III.3. Contraintes de compostage des boues huileuses	55
III.4. Techniques et paramètres de compostage	57
III.4.1. Rapport C/N	57
III.4.2. Granulométrie	58
III.4.3. Teneur en humidité	59
III.4.4. Teneur en oxygène	60
III.4.5. Température	61
III.4.6. pH	62
III.5. Rôle des micro-organismes dans le compost	62
III.5.1. Critères d'évaluation de la qualité du composte	64
III.5.1.1. <i>Paramètres physiques</i>	64
III.5.1.2. <i>Paramètres chimiques et méthode spectroscopique</i>	66

III.5.1.3. Méthodes biochimique et respirométrie	67
III.5.1.4 Méthodes biologiques d'évaluation de la maturité du compost	69
III.6. Cadre réglementaire relatif à l'utilisation agricole des composts dérivés des déchets urbains et industriels	71
III.6.1. Situation réglementaire en Algérie	71
III.6.2. Normes	71
III.7. Conclusion	72
<b>Chapitre IV: Matériels et Méthodes</b>	
IV.1. Introduction	73
IV.2. Origine et prélèvement des boues huileuses de la raffinerie de Skikda	73
IV.3. Méthodes et caractérisation des boues	74
IV.3.1. Les analyses physico-chimiques	74
IV.3.2. Caractérisation spectroscopique et morphologique	82
IV.3.3. Composition microbienne des boues huileuses	83
IV.4. Isolement et identification des souches hydrocarbonoclastes	89
IV.5. Protocole de biodégradation microbienne des hydrocarbures	90
IV.5.1. Évaluation des interactions antagonistes	90
IV.5.2. Caractérisation des activités enzymatiques	91
IV.5.2.1. Solubilisation du phosphore	91
IV.5.2.2. Fixation d'azote atmosphérique	91
IV.5.2.3. Résistance aux métaux	91
IV.5.3. Identification morphologique et structurale par coloration de Gram	91
IV.5.4. Criblage des souches hydrocarbonoclastes	92
IV.6. Compostage et suivi des paramètres physico-chimiques et phytotoxiques	93
IV.6.1. Prétraitement des boues	93
IV.6.2. Mise en place et suivi du processus de compostage	95
IV.6.3. Évaluation de la maturité et de l'innocuité du compost	97
IV.6.3.1. Test de phytotoxicité	97
IV.6.3.2. Dosage des pigments chlorophylliens	98
IV.6.3.3. Dosage de Malondialdéhyde (MDA)	95
IV.7. Analyse des résultats et tests statistiques	100
IV.7.1. Traitement des données	100
IV.7.2. Tests statistiques	101

IV.7.3. Interprétation des résultats	101
IV.8. Conclusion	102

## Chapitre V: Résultats & discussions

V.1. Résultats de la caractérisation des boues	101
V.1.1. Propriétés physico-chimiques	101
V.1.2. Composition Organique des boues huileuses	103
V.1.3. Teneur en métaux lourds dans les boues huileuses	104
V.1.4. Évaluation du potentiel de risque écologique	105
V.1.5. Spectroscopie	108
V.1.6. La composition minérale des boues par DRX	111
V.1.7. Analyse thermogravimétrique	114
V.1.8. Microbiologiques	116
V.2. Identification moléculaire et biochimique des souches	122
V.2.1 Isolement et purification des souches	122
V.2.2. Tests biochimiques	125
V.2.3. Identification moléculaire et microscopique des souches	129
V.3. Résultats du suivi de biodégradation : efficacité, cinétique, identification des métabolites	131
V.3.1 Évolution du pH	132
V.3.2. Influence de la concentration du pétrole	133
V.3.3 Interprétation des résultats de biodégradation par GC-MS	134
V.3.4 Interprétation des profils BTEX	139
V.3.5. Corrélation entre la croissance microbienne (DO) et la cinétique de dégradation (GC-MS)	143
V.4. Résultats du compostage : stabilité, maturité, toxicité, qualité agronomique	145
V.4.1 Suivi de ph et température	145
V.4.2 Suivi des paramètres physico-chimiques	147
V.4.3. Les ETM et minéraux	150
V.4.4. Analyse élémentaire	154
V.4.5. Hydrocarbure pétrolière totale HCT	155
V.4.6. Evaluation de la maturité du compost par la spectroscopie infrarouge (FTIR)	157
V.4.7. Test de phytotoxicité	158

<b>Conclusion générale</b>	165
<b>Références bibliographiques</b>	168

## Liste des abréviations

---

<b>ADN</b> : Acide Désoxyribonucléique	<b>EPT</b> : Eau peptonée tampon
<b>AF</b> : Acide fulvique	<b>EPA</b> : Eau peptonée alcalin
<b>AH</b> : Acide humique	<b>FTIR</b> : Fourier Transform Infrared Spectroscopy (Spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier)
<b>API</b> : l'American Petroleum Institute.	<b>GN</b> : Gélose nutritive
<b>ATG</b> : Analyse Thermogravimétrique	<b>GSH</b> : Glutathion réduit
<b>ATP</b> : Adénosine TriPhosphate	<b>GC-MS</b> : Gas Chromatography – Mass Spectrometry (Chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse)
<b>ATSDR</b> : Agency of Toxic Substances and Disease Register	<b>GNAB</b> : Gélose Nutritive Alcaline Biliée
<b>Bc</b> : La biomasse microbienne carbonée	<b>HTP</b> : hydrocarbures pétrolière totaux
<b>Bn</b> : La biomasse microbienne azotée	<b>HAP</b> : hydrocarbures aromatiques polycycliques
<b>BTEX</b> : Benzène, Toluène, Éthylbenzène, Xylènes	<b>IL6</b> : Interleukine-6
<b>BCPL</b> : Bromo-Cresol Pourpre Lactose	<b>ICP-OES</b> : Inductively Coupled Plasma – Optical Emission Spectrometry (Spectrométrie d'émission optique avec plasma à couplage inductif)
<b>CIRC</b> : Le Centre international de recherche sur le cancer	<b>ICP-MS</b> : Inductively Coupled Plasma – Mass Spectrometry (Spectrométrie de masse avec plasma à couplage inductif)
<b>CRP</b> : C-Réactive protéine.	<b>ITS</b> : Espace intergénique transcrit interne
<b>COD</b> : Carbone organique dissous	<b>IG</b> : indice de germination
<b>C/N</b> : carbone/ azote	<b>IQR</b> : l'intervalle interquartile
<b>COT</b> : Carbone organique total	<b>IRE</b> : L'indice de risque environnemental
<b>CHNOS</b> : Carbone (C), Hydrogène (H), Azote (N), Oxygène (O) et Soufre (S)	<b>M</b> : Molaire
<b>CTAB</b> : Bromure de cétyltriméthylammonium	<b>MES</b> : Matière en suspension
<b>Ch T</b> : chlorophylle totale	<b>MDA</b> : Malondialdéhyde
<b>C1</b> : compost 1	<b>MF</b> : facteur de pollution par les métaux.
<b>C2</b> : compost 2	<b>MF</b> : Matière fraîche
<b>C3</b> : composte 3	<b>MSM</b> : Milieu minimum minérale
<b>C4</b> : compost 4	<b>MO</b> : matière organique
<b>DO</b> : Densité optique	
<b>DTG</b> : Analyse thermogravimétrique	
<b>DWH</b> : Deepwater Horizon	
<b>DHases</b> : Déshydrogénases	
<b>EC</b> : Conductivité	

## Liste des abréviations

---

**NADH** : Nicotinamide Adénine Dinucléotide hydrogéné.

**PCR** : Réaction de polymérisation en chaîne

**pH** : Potentiel hydrogène

**P450** : Monooxygénases intracellulaires du cytochrome

**PVK** : Milieu Pikovskaya

**OI** : Quotient intellectuel

**OS1** : Boue huileuse 1

**OS2** : Boue huileuse 2

**OS3** : Boue huileuse 3

**RA1K** : Raffinerie de Skikda

**rARN** : ARN ribosomique (ribosomal Ribonucleic Acid)

**RP**: Rock Phosphate

**STEP** : Station d'épuration des eaux usées

**SU10** : Bassin des boues chimiques

**SU12** : Bassin des boues biologiques

**SOD** : Superoxyde dismutase

**SS** : Gélose Salmonella Shigella

**TCA** : Acide tricarboxylique

**TSR** : Résidu solide total

**TBA** : Acide thiobarbiturique

**UV** : ultraviolet

**W (%)**: Le contenu en humidité

**XRF** : X-Ray Fluorescence (Fluorescence des rayons X)

**XRD** : Diffraction des Rayons X

**YE** : Extrait de levure

<b>Chapitre I: Origine, Production et Caractérisation des Boues Huileuses Issues des Raffineries pétrochimiques</b>	
<b>Figure I.1 :</b> Localisation géographique de la raffinerie de Skikda RA1K	5
<b>Figure I.2 :</b> Schéma des opérations de traitement des eaux rencontrées dans une station d'épuration	7
<b>Figure I.3 :</b> Décanteur primaire	9
<b>Figure I.4 :</b> Schéma du mécanisme de biodégradation des substrats insolubles et solubles par les bactéries	11
<b>Chapitre II : Biodégradation des Hydrocarbures dans les Boues brutes des Raffineries Pétrolières</b>	
<b>Figure II.1:</b> Représentation schématique du devenir d'une pollution pétrolière à la surface du sol	24
<b>Figure II.2:</b> Ensemble des différentes fractions d'hydrocarbures présentes dans les pétroles bruts	27
<b>Figure II.3:</b> Structures chimiques des BTEX	28
<b>Figure II.4:</b> Voies métaboliques de la dégradation des hydrocarbures pétroliers	33
<b>Figure II.5 :</b> Principe de dégradation aérobie des hydrocarbures par les microorganismes.	34
<b>Figure II.6:</b> Différents types de voies de dégradation aérobie des n-alcanes par les bactéries	36
<b>Figure II.7:</b> Différents types de voies de dégradation aérobie des composés aromatiques par des bactéries utilisant (A) le benzène et (B) le toluène	37
<b>Figure II.8 :</b> Différents types de voies de dégradation anaérobie des n-alcanes par les bactéries	38
<b>Figure II.9 :</b> Bioactivation séquentielle du benzo(a)pyrène. De multiples enzymes catalysent la biotransformation du benzo(a)pyrène en 7, 8- diol-9, 10, époxide, molécule cancérigène	41
<b>Figure II.10:</b> Dégradation aérobie des hydrocarbures aliphatiques par les champignons. Les voies terminales, diterminales et subterminales possibles pour la dégradation des n-alcane sont illustrées	43
<b>Figure II.11:</b> Mécanisme de dégradation des HAP par les champignons ligninolytiques et non ligninolytiques	44
<b>Chapitre III: Co-compostage des boues huileuses: Principes et valorisation</b>	
<b>Figure III.1 :</b> Courbe théorique d'évolution de la température et du pH au cours du compostage	53
<b>Chapitre IV: Matériels et Méthodes</b>	
<b>Figure IV.1:</b> Localisation de la raffinerie de Skikda. La ligne jaune en pointillés délimite la région de Skikda, tandis que la ligne rouge indique l'emplacement précis du complexe pétrochimique.	74

<b>Figure IV.2:</b> Différentes étapes de la mesure du pH	75
<b>Figure IV.3:</b> Mesure de la conductivité électrique des boues brutes	75
<b>Figure IV.4:</b> Résidus calcinés des échantillons de boues brutes	77
<b>Figure IV.5:</b> Procédé d'extraction des hydrocarbures totaux à partir des boues brutes	77
<b>Figure IV.6:</b> Équipements utilisés pour l'analyse des hydrocarbures totaux	78
<b>Figure IV.7:</b> Analyseur COT Rock-Eval 6	79
<b>Figure IV.8:</b> Analyseur Analyseur élémentaire CHNS/O	82
<b>Figure IV.9:</b> Recherche et dénombrement flore mésophile totale sur milieux GN	83
<b>Figure IV.10:</b> Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux sur milieux BCPL et Shubert	84
<b>Figure IV.11:</b> Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux sur milieux	84
<b>Figure IV.12:</b> Recherche et dénombrement des spores anaérobies sulfito-réductrices sur gélose au foie fondue	85
<b>Figure IV.13:</b> Recherche des entérobactéries sur milieux Hektoen	86
<b>Figure IV.14:</b> Recherche des Salmonella.	86
<b>Figure IV.15:</b> Test de détection des Vibrio sur eau peptonée alcalin	87
<b>Figure IV.16 :</b> Recherche de Pseudomonas sur milieu king A	88
<b>Figure IV.17:</b> Dispositif expérimental pour l'étude de la biodégradation des hydrocarbures et préparation des extraits pour analyse GC-MS	93
<b>Figure IV.18:</b> Prétraitement pas séchage à l'air libre des boues et retournement quotidien	94
<b>Figure IV.19:</b> Dispositif expérimental de compostage en andains	96
<b>Figure IV.20:</b> Test de germination pour l'évaluation de la phytotoxicité du compost	98
<b>Figure IV.21:</b> Préparation des pigments chlorophylliens pour analyse spectrophotométrique à UV-Vis	99
<b>Figure IV.22 :</b> Échantillons préparés pour quantification spectrophotométrique du malondialdéhyde (MDA)	100

## Chapitre V: Résultats & discussions

<b>Figure V.1.</b> Diagramme représentant les facteurs de pollution métallique dans différents échantillons de boues provenant de la raffinerie de Skikda en Algérie.	105
<b>Figure V.2:</b> Spectres FTIR des trois échantillons de boues huileuses.	109
<b>Figure V.3.</b> Distribution granulométrique obtenue par analyse SEM-EDX des solides contenus dans les boues huileuses.	110
<b>Figure V.4:</b> Répartition des principaux éléments des trois échantillons (FRX)	111
<b>Figure V.5 :</b> La composition minérale des boues huileuse des raffineries par DRX. Boues huileuses, âgées de 6 mois ; (b) : boues huileuses, âgées de 3 mois ; (c) : boues huileuses fraîches.	113

<b>Figure V.6 :</b> le profil de perte de poids et le DTG des boues dans une plage de température comprise entre 30 °C et 1 000 °C à une vitesse de chauffage de 10 °C min <sup>-1</sup> . Boues huileuses, âgées de 6 mois ; (b) : boues huileuses, âgées de 3 mois ; (c) : boues huileuses fraîches.	116
<b>Figure V.7.</b> Variations du nombre de bactéries dans des boues huileuses d'âges différents. OS1 : boues huileuses, 6 mois ; OS2 : boues huileuses, 3 mois ; OS3 : boues huileuses fraîches.	117
<b>Figure V.8.</b> Graphiques à barres représentant l'abondance relative des phylums (a), classes (b), familles (c) et genres (d) présents dans les boues huileuses fraîches OS3.	120
<b>Figure V.9.</b> Diagramme circulaire et répartition de l'abondance des genres à partir des boues huileuses fraîches OS3.	121
<b>Figures V.10 :</b> profil de variation du pH à différentes concentrations (5 % et 20 %).	134
<b>Figure V.11 :</b> Variation en pourcentage des alcanes au fil du temps.	135
<b>Figure V.12 :</b> La variation en pourcentage de la dégradation de chaque alcane durant 30 jours (5%)	136
<b>Figure V.13 :</b> La variation en pourcentage de la dégradation de chaque alcane durant 30 jours (20%)	137
<b>Figure V.14 :</b> Profil de dégradation des composés BTEX par les différentes souches bactériennes au cours d'une incubation de 30 jours (concentration initiale : 5 %)	142
<b>Figure V.15 :</b> Profil de dégradation des composés BTEX par les différentes souches bactériennes au cours d'une incubation de 30 jours (concentration initiale : 20 %)	143
<b>Figure V.16 :</b> Corrélacion entre la croissance microbienne et la dégradation des alcanes au fil du temps.	144
<b>Figure V.17 :</b> Evolution de la température durant le compostage	146
<b>Figure V.18:</b> Évolution du pH pendant le compostage	148
<b>Figure V.19 :</b> Évolution temporelle de ( a ) phénol, ( b ) COT, ( c ) phosphore total et ( d ) azote total au cours du processus de compostage. Les métaux	150
<b>Figure V.20:</b> Évolution des minéraux au cours du compostage	152
<b>Figure V.21 :</b> Évolution des ETM au cours du compostage	153
<b>Figure V.22:</b> Évolution des éléments (C,H,N,S,C/N) au cours du compostage	155
<b>Figure V.23:</b> Spectre FTIR des deux compostes au mois de novembre	158
<b>Figure V.24:</b> Germination des graines	158

**Chapitre I: Origine, Production et Caractérisation des Boues Huileuses Issues des Raffineries pétrochimiques**

<b>Tableau I.1 :</b> Capacité annuelle de production des produits finis de la raffinerie	6
<b>Tableau I.2:</b> Plage des concentrations des métaux lourds et la radioactivité des radionucléides courants présents dans les boues huileuses	14
<b>Tableau I.3 :</b> Différentes catégories de microorganismes pathogènes isolés des boues d'épuration.	15

**Chapitre II : Biodégradation des Hydrocarbures dans les Boues brutes des Raffineries Pétrolières**

<b>Tableau II.1 :</b> Classification des pétroles bruts selon leur densité API	29
<b>Tableau II.2 :</b> Genres de bactéries qui utilisent les hydrocarbures comme seule source de carbone et d'énergie	40
<b>Tableau II.3:</b> Conditions optimales pour la croissance microbienne et la biodégradation des hydrocarbures	46

**Chapitre III: Co-compostage des boues huileuses: Principes et valorisation**

<b>Tableaux III.1:</b> Matériaux de compost couramment utilisés et leur rapport azote et C/N rapportés dans la littérature	58
<b>Tableau III.2:</b> Échelle de Rottegrad et température d'auto-échauffement du compost en fonction de sa maturité.	65
<b>Tableau III.3 :</b> Normes IANOR relatives aux engrais et fertilisants	72

**Chapitre IV: Matériels & Méthodes**

<b>Tableau IV.1 :</b> Coefficients de toxicité des métaux lourds courants	81
---	----

**Chapitre V: Résultats & discussions**

<b>Tableau V.1 :</b> Propriétés physiques de la boue huileuse des trois échantillons provenant de la raffinerie de Skikda. OS1 : Boue huileuse, âgée de 6 mois ; OS2 : Boue huileuse, âgée de 3 mois ; OS3 : Boue huileuse fraîche.	101
<b>Tableau V.2:</b> Propriétés chimiques de la boue huileuse des 3 échantillons provenant de la raffinerie de Skikda (RA1K). OS1 : Boue huileuse, âgée de 6 mois ; OS2 : Boue huileuse, âgée de 3 mois ; OS3 : Boue huileuse fraîche.	102
<b>Tableau V.3:</b> Teneur en métaux lourds et facteurs de pollution par les métaux des trois échantillons de boues huileuses. OS1 : boues huileuses, âgées de 6 mois ; OS2 : boues huileuses, âgées de 3 mois ; OS3 : boues huileuses fraîches. MF : facteur de pollution par les métaux.	103
<b>Tableau V.4.</b> Indice de risque écologique (IRE) calculé pour les 3 échantillons de boues huileuses	107
<b>Tableau V.5:</b> Observation macroscopique des souches présents (a) champignons (b) bactéries	122
<b>Tableau V.6:</b> Test d'antagonisme pour les bactéries	126
<b>Tableau V.7:</b> Test d'antagonisme pour les champignons	126

## Liste des tableaux

---

<b>Tableau V.8:</b> Résultats des tests biochimiques pour les champignons et bactéries	127
<b>Tableau V.9:</b> L'identification moléculaire et microscopique des souches	130
<b>Tableau V.10 :</b> L'évolution des hydrocarbures au cours des deux derniers mois.	156
<b>Tableau V.11:</b> Indice de germination pour les deux compost	159
<b>Tableau V.12 :</b> Les caractéristique biométriques des plantes testées	160
<b>Tableau V.13:</b> Les niveaux de chlorophylle totale (Ch T) et MDA des plantes	162

# **Introduction générale**

D'après (Gao et al., 2020), les boues huileuses issues des raffineries pétrochimiques représentent une question environnementale sérieuse, avec plus d'un milliard de tonnes produites globalement chaque année. Pour chaque 500 tonnes de brut raffiné, une tonne de résidus huileux est générée, mettant en péril la diversité microbienne, les écosystèmes et la santé des populations, notamment sur des lieux comme la raffinerie de Skikda en Algérie (Belahmadi et al., 2023). Comportant généralement des hydrocarbures (entre 10 et 30 %), des solides (de 5 à 20 %) et de l'eau (Al-Mebayedh et al., 2022), une mauvaise manipulation peut libérer des composés organiques volatils (COV). Cela pourrait entraîner une contamination du sol et des eaux souterraines, perturber les cycles biogéochimiques, avoir des effets toxiques sur la végétation et la faune, provoquer une bioaccumulation de polluants dans la chaîne alimentaire et poser des risques pour la santé publique (Talukdar et al., 2023; S. Zhang et al., 2022). Il est crucial de définir ses propriétés pour assurer un traitement efficace (I. Ali et al., 2021).

Selon l'Agence américaine de protection de l'environnement américaine (Ubani & Atagana, 2018), les boues huileuses sont considérées comme des complexes organiques dangereux. Constituent des additifs chimiques, des dérivés du benzène, des métaux lourds et des agents pathogènes qui sont influencés par les conditions géologiques, les technologies de production et le traitement des eaux usées (Zhang et al., 2022). Les méthodes traditionnelles sont onéreuses, consommatrices d'énergie et génèrent des résidus dangereux, alors que leur élimination en décharge pose des problèmes d'espace restreint et de rejet de composés organiques volatils (COV) (Liu et al., 2019; Ubani & Atagana, 2018).

Parmi ces approches, le compostage s'est établi comme la méthode dominante et largement employée pour le traitement des déchets organiques, est une stratégie écologique et économiquement viable. Ce phénomène naturel biologique fait intervenir la décomposition complexe de la matière organique (MO) par le biais d'un processus biochimique, facilité par l'interaction synergique des champignons, des bactéries et d'autres microorganismes dans un environnement de développement favorable. Ce processus produit un matériau stable et riche en nutriments, parfaitement adapté aux usages liés aux engrais organiques (Chand et al., 2023; Moubareck et al., 2023; Sun et al., 2022). L'emploi de consortiums microbiens autochtones, prélevés directement des boues, présente un double bénéfice : d'un côté, la dégradation des hydrocarbures et autres substances persistantes ; de l'autre côté, la maturation graduelle des boues en compost mature, abondant en matière organique nutritive et possiblement réutilisable comme amendement.

En outre, cette méthode s'aligne sur une stratégie de valorisation circulaire, où un déchet

industriel nuisible est transformé, via un processus biologique, en un produit ayant un faible impact sur l'environnement.

La bioremédiation propose une solution pérenne en utilisant des micro-organismes tels que les bactéries hydrocarbonoclastiques (comme *Pseudomonas*, *Acinetobacter*) et les archées méthanogènes (telles que *Methanocellales*, *Methanosaeta*) pour la dégradation des hydrocarbures (Alaidaroos, 2023; Das & Kazy, 2014). Les boues hébergent diverses communautés de microbes, y compris des bactéries aérobies/anaérobies, des champignons et des agents infectieux potentiels tels que les coliformes et les streptocoques, ce qui requiert des recherches pour mesurer le potentiel de décomposition et les dangers pour la santé (Benguenab & Chibani, 2021; Das & Kazy, 2014). Il est nécessaire d'évaluer les métaux lourds contenus dans les boues, qui sont transformés lors du processus de traitement, en utilisant des indices écotoxicologiques (Igeo, ER, RACm). Cela est essentiel pour la gestion des risques environnementaux et le soutien à des stratégies durables basées sur l'économie circulaire (Tytla, 2023).

L'expansion rapide du secteur pétrolier et gazier intensifie la problématique mondiale de la gestion des boues huileuses, spécifiquement dans les pays en voie de développement qui manquent d'infrastructures adéquates pour le traitement des déchets, ce qui entraîne fréquemment une élimination incorrecte (Liu et al., 2019). Les études réalisées à la raffinerie de Skikda traitent cette problématique locale tout en participant aux initiatives mondiales visant à promouvoir des pratiques de gestion des déchets durables et écologiques par le biais de la remédiation microbienne.

Cette étude, la première à caractériser de manière exhaustive les propriétés physico-chimiques et microbiologiques des boues huileuses de la raffinerie de Skikda, un acteur clé de l'industrie pétrolière algérienne, comble une lacune importante dans les données régionales sur la gestion des déchets pétroliers. En analysant les boues à différents stades de vieillissement (6 mois, 3 mois et fraîches), nous apportons un éclairage nouveau sur la dynamique temporelle de la dégradation des hydrocarbures, de l'accumulation des métaux lourds et des changements dans la communauté microbienne, en mettant l'accent sur le potentiel de bioremédiation. Contrairement aux études précédentes qui se concentrent souvent uniquement sur les aspects physico-chimiques ou microbiologiques, notre approche intégrée combine des techniques d'analyse avancées (chromatographie en phase gazeuse-spectrométrie de masse (GC-MS), spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR), microscopie électronique à balayage (MEB) et analyse EDX (MEB-EDX), et métabarcoding 16S rRNA) pour évaluer les risques écologiques et identifier les bactéries dégradant les hydrocarbures, telles que *Pseudomonas* et

*Klebsiella.*

Dans ce contexte, des expériences de biodégradabilité ont été menées pour mesurer la faculté des souches autochtones à dégrader les hydrocarbures. Ces tests ont été suivis par des procédures de compostage employant le consortium microbien sélectionné dans le but d'améliorer la stabilisation et la détoxification des boues.

Nous émettons l'hypothèse que les propriétés des boues, notamment leur teneur en hydrocarbures, leur accumulation de métaux lourds et leur diversité microbienne, varient avec le vieillissement, ce qui influence leur potentiel de biodégradation et leur aptitude au compostage.

Afin de faciliter la compréhension de notre étude nous l'avons organisée en deux parties constitue une revue de la littérature et se compose de 3 chapitres, la deuxième partie portera sur la caractérisation de la composition physico-chimique (hydrocarbures, métaux lourds et matière organique) des boues à différents stades de vieillissement, évaluer les risques écologiques à l'aide de l'indice de risque écologique de Håkanson, identifier les communautés microbiennes, en particulier les bactéries dégradant les hydrocarbures, afin d'évaluer le potentiel de bioremédiation et élaborer le compostage avec un consortium microbien des souches hydrocarbonoclaste. En répondant à ces objectifs, cette recherche soutient les stratégies de gestion durable des déchets pour les raffineries algériennes et contribue aux efforts mondiaux en faveur d'un traitement écologique des déchets pétroliers (**Alaidaroos, 2023; Elshafei & Mansour, 2024**).

Ce travail sera présenté sous la forme d'une introduction générale, suivie de deux grandes parties, et se clôturera par une conclusion générale.

La première partie est consacrée à une synthèse bibliographique subdivisée en trois chapitres :

- **Chapitre I** : Origine, production et caractérisation des boues huileuses issues des raffineries.
- **Chapitre II** : Biodégradation des hydrocarbures dans les boues brutes des raffineries pétrolières.
- **Chapitre III** : Co-compostage des boues huileuses : principes, mécanismes et valorisation.

La deuxième partie porte sur la méthodologie expérimentale mise en œuvre ainsi que sur les résultats obtenus et leur interprétation. Elle comprend deux chapitres :

## Introduction générale

---

- **Chapitre IV** : Présentation des différentes techniques de caractérisation des boues à l'état brut, l'isolement et l'identification des souches hydrocarbonoclastes, l'élaboration des tests de biodégradation, puis les essais de compostage et de phytotoxicité.
- **Chapitre V** : Présentation et discussion des résultats expérimentaux obtenus

**Chapitre I:  
Origine, Production et  
Caractérisation des Boues  
Huileuses Issues des  
Raffineries pétrochimiques**

### I.1. Introduction

Les boues huileuses, résidus de procédés de traitement et de raffineries, constituent des déchets importants et stratégiques dans l'industrie du raffinage pétrolier. Elles sont générées lors de différentes opérations : séparation pétrole-eau-solides dans les bacs de traitement des eaux usées, lavage d'appareils, décantation, flottation, bacs à résidus, etc. (Hasan et al., 2024). Ces boues se distinguent par une composition complexe qui inclut des hydrocarbures (saturés, aromatiques, asphaltènes), de l'eau et des particules solides (minéraux, sédiments). Elles contiennent fréquemment des métaux lourds et des substances susceptibles d'être toxiques (Jasmine & Mukherji, 2015).

Ainsi, afin d'ancrer ce travail dans un cadre industriel réel et représentatif, l'investigation a été conduite au sein de la raffinerie de Skikda. Cette installation constitue l'un des complexes de raffinage majeurs en Algérie et dans la région méditerranéenne, tant par sa capacité de traitement que par sa fonction stratégique dans l'approvisionnement national en produits pétroliers. À l'instar des autres raffineries, elle génère des volumes considérables de boues huileuses provenant de la diversité de ses procédés de transformation et de traitement. Cette spécificité confère à ce site un intérêt scientifique particulier pour l'étude, la caractérisation et l'évaluation de la problématique liée à la gestion de ces résidus complexes

### I.2. Description de la raffinerie de Skikda

- Localisation géographique :

La raffinerie est implantée dans la zone industrielle de Skikda, à 7 kilomètres à l'est de la ville et à seulement 2 kilomètres de la mer Méditerranée. Elle occupe une superficie de 190 hectares et emploie actuellement environ 1 280 personnes, comme l'illustre la figure ci-dessous.



Figure I.1 : Localisation géographique de la raffinerie de Skikda RA1K

- **Capacité de traitement**

- Matières premières : 15000000T/an.
- Brut réduit importé : 227 000T/an.

- **Produit finis :**

- La raffinerie de Skikda produit une large gamme de produits finis, allant des gaz liquides (propane, butane) aux carburants (essences, kérosène, gasoil), en passant par les produits pétrochimiques (naphta, aromatiques) et les produits lourds comme le fuel oil et le bitume (Tableau I.1).

**Tableau I.1** : Capacité annuelle de production des produits finis de la raffinerie

Produits	Capacité (t/ans)
Propane	65 000
Butane	300 000
Essence normale	100 000
Essence super	300 000
Essence expert	1 180 000
Naphta pétrochimique	1 700 000
Benzène	40 000
Toluène	11 000
Mélange xylènes	120 000
Para-xylène	20 000
Kérosène / Jet A1	1 500 000
Gas-oil BTS	4 250 000
Fuel oil BTS	4 300 000

- **Principales installations :**

La raffinerie de Skikda est constituée d'un ensemble d'unités de production et de traitement, permettant de transformer le pétrole brut en une large gamme de produits finis. Ces unités principales se répartissent comme suit :

- Deux unités de distillation atmosphérique (Topping – U10/U11) : première étape de séparation du brut en différentes fractions.
- Trois unités de séparation et de traitement du gaz (U30/U31/U104).
- Une unité de distillation sous vide (U70), dédiée à la production de bitume.
- Deux unités de prétraitement et de reformage catalytique :
  - Magnaforming (U100).

- Platforming (U101/U103), objet de notre étude.
- Une unité d'extraction d'aromatiques (U200).
- Une unité de cristallisation et de séparation du paraxylène (U400).
- L'unité Milex (U600).
- Une centrale thermodynamique (CTE1050), assurant la fourniture d'énergie et de vapeur.
- Une unité de traitement des effluents.

### I.3. Processus de traitement des effluents liquides

Le traitement des effluents liquides nécessite souvent l'utilisation séquentielle de diverses techniques de traitement, chacune étant adaptée à l'élimination de certains contaminants. Un processus de traitement des effluents liquides comprend généralement des étapes préliminaires, primaires, secondaires et tertiaires.

Le déroulement d'un processus général de traitement et les techniques de traitement correspondantes utilisées sont illustrés dans la figure I.2 .

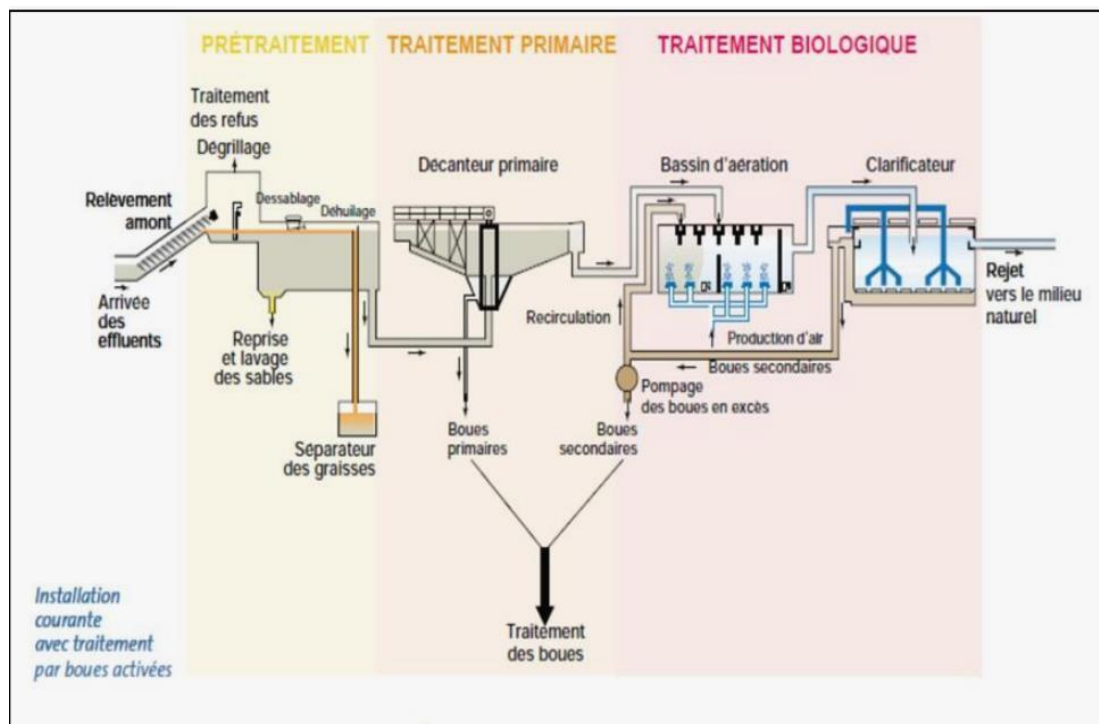


Figure I.2 : Schéma des opérations de traitement des eaux rencontrées dans une station d'épuration.

### I.3.1. Prétraitement

Le prétraitement constitue la première étape du processus d'épuration des eaux usées. Son objectif principal est d'éliminer les matières susceptibles de perturber le fonctionnement des équipements de la station et du réseau d'égouts. Cette phase repose sur des procédés mécaniques (dégrillage, tamisage) et physiques, tels que la décantation pour l'élimination des sables (dessablage) et la flottation pour l'extraction des graisses (**Kato & Kansha, 2024; Pandolfi, 2006**).

#### • Dégrillage

Le dégrillage constitue la première opération du prétraitement et vise à retenir les déchets solides de grande taille. L'efficacité de ce procédé dépend de l'espacement entre les barreaux des grilles utilisées. Trois catégories principales de dégrillage sont distinguées:

- ✓ **Pré-dégrillage** : espacement de 30 à 100 mm, destiné à intercepter les gros solides à l'entrée des ouvrages ;
- ✓ **Dégrillage moyen** : espacement de 10 à 30 mm, assurant une interception intermédiaire ;
- ✓ **Dégrillage fin** : espacement inférieur à 10 mm, permettant la capture des petites particules (**Bali, 2024**).

Les débris retenus sont ensuite extraits manuellement ou mécaniquement, puis évacués vers des décharges. Ces résidus se composent généralement de plastiques, papiers, chiffons, restes alimentaires et matières fécales issus des activités domestiques et urbaines (**Kato & Kansha, 2024**).

#### • Dessablage

Après le dégrillage, l'eau usée contient encore des particules solides susceptibles de se déposer dans les ouvrages. Le dessablage a pour finalité d'éliminer les sédiments minéraux, notamment les particules sableuses, afin de prévenir leur accumulation dans les canalisations et de protéger les unités de traitement contre l'abrasion et l'encrassement (**Telli et al., 2013**).

#### • Déshuilage

Les eaux usées urbaines renferment fréquemment des substances flottantes telles que les huiles, hydrocarbures et graisses, qui peuvent échapper au dégrillage. Ces composés, en formant une pellicule en surface, perturbent notamment les procédés d'aération. Le déshuilage consiste à récupérer ces graisses et huiles, soit par raclage en surface, soit par flottation à l'aide de fines bulles d'air qui favorisent leur ascension (**Jardé, 2002**).

### I.3.2. Traitement primaire

Le traitement primaire vient en complément du prétraitement et vise à éliminer une proportion importante des matières en suspension et de la charge organique des eaux usées. Il repose essentiellement sur la **décantation primaire**, un procédé physique de séparation permettant la sédimentation des particules fines en suspension.

Dans les bassins de décantation, la vitesse d'écoulement de l'eau est réduite, ce qui favorise la sédimentation des matières en suspension (MES), de la matière organique et d'autres particules solides. Ces dernières se déposent au fond du bassin pour former une couche de **boues primaires**, qui sont extraites régulièrement afin d'éviter leur accumulation (**Jover-Smet et al., 2017**).

Les boues primaires ainsi récupérées constituent un sous-produit important du traitement des eaux usées. Elles sont ensuite dirigées vers la filière de **traitement des boues**, où elles subiront différentes étapes de stabilisation, d'épaississement et d'élimination, en fonction des procédés choisis.



**Figure I.3** : Décanteur primaire.

### I.3.3. Traitement secondaire

Les eaux usées contiennent, outre les matières décantables, des particules colloïdales et dissoutes difficiles à éliminer par simple décantation. Ces particules, de taille inférieure à un micron, incluent le fer, la silice, l'argile, divers métaux lourds ainsi que des matières organiques issues de la décomposition d'organismes morts. Selon la loi de Stokes, leur vitesse de

décantation en régime laminaire est extrêmement lente, ce qui rend leur séparation naturelle pratiquement impossible.

Le traitement secondaire vise donc à éliminer ces particules non décantables et les substances dissoutes grâce à des procédés **physico-chimiques** et **biologiques** (Jardé, 2002).

• *Traitements physico-chimiques*

Les procédés physico-chimiques reposent principalement sur la **coagulation-floculation**, qui consiste à ajouter des agents coagulants ou flocculants afin d'agglomérer les particules colloïdales. Ces particules se rassemblent pour former des flocs plus volumineux, facilement séparables par décantation dans des clarificateurs (Desjardins, 1997; Maćczak et al., 2020).

• *Traitements biologiques*

Les procédés biologiques reposent sur l'action d'une **biomasse épuratrice** constituée de micro-organismes capables de dégrader la matière organique contenue dans les eaux usées. Cette dégradation est assurée par la mise en contact direct de l'effluent avec les micro-organismes, qui utilisent les composés organiques comme source de carbone et d'énergie (Moulin et al., 2013).

La dépollution biologique s'effectue selon plusieurs mécanismes complémentaires :

1. **Absorption** des polluants par les flocs bactériens (agglomérats de micro-organismes) ;
2. **Transformation** de la matière organique en biomasse (matière cellulaire) ;
3. **Oxydation** des composés organiques en dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ) et en eau ( $\text{H}_2\text{O}$ ), libérant l'énergie nécessaire au métabolisme et à la croissance des micro-organismes.

Le processus global de biodégradation se déroule en plusieurs étapes :

1. Les polluants, solubles ou insolubles, s'accumulent dans le liquide au contact de la surface bactérienne.
2. Les substrats solubles diffusent directement à travers la membrane cellulaire.
3. Les particules insolubles (colloïdes, grosses molécules) sont d'abord hydrolysées par des exoenzymes après adsorption sur la paroi bactérienne, puis assimilées.
4. **La métabolisation intracellulaire** (Figure I.4), transforme ces substrats en énergie et en matière cellulaire (Bali, 2024). Les substrats insolubles sont adsorbés et hydrolysés par des enzymes exocellulaires, tandis que les substrats solubles diffusent directement dans la cellule. Les composés assimilés sont métabolisés par catabolisme (production d'énergie) et anabolisme (synthèse cellulaire et réserves intracellulaires).

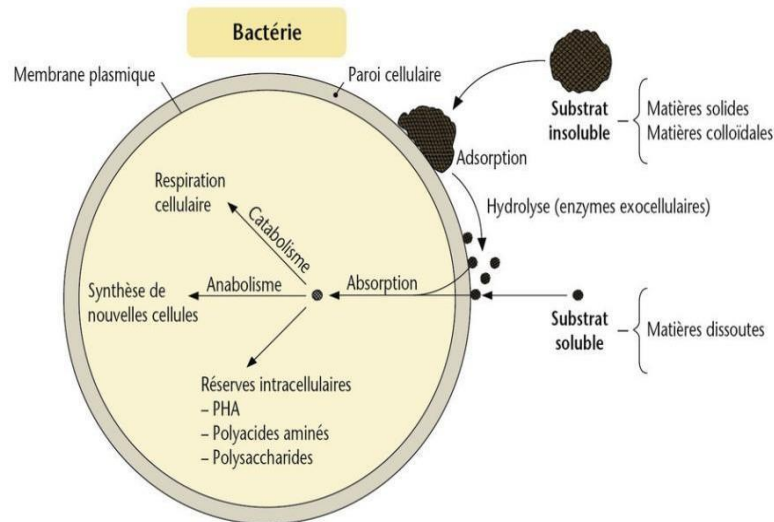


Figure I.4 : Schéma du mécanisme de biodégradation des substrats insolubles et solubles par les bactéries

- **Clarification**

La séparation des boues formées a lieu dans un décanteur secondaire (ou clarificateur). L'eau épurée est séparée de la boue par décantation gravitaire.

### I.3.4. Traitement tertiaire

Le traitement tertiaire, ou avancé, intervient après le traitement biologique et la séparation solide-liquide. Il vise à améliorer la qualité de l'eau traitée en réduisant certains polluants résiduels (phosphore, azote, pathogènes) et en assurant une désinfection adaptée (Telli et al., 2013).

Selon les objectifs de l'installation, il peut mobiliser des procédés physiques (filtration, décantation), chimiques (ajout de réactifs) ou biologiques (biomasse spécifique).

Ce traitement devient essentiel lorsque l'effluent est rejeté dans des milieux sensibles à l'eutrophisation, dans des zones de baignade ou lorsqu'il est destiné à une réutilisation domestique, agricole, industrielle ou urbaine.

La désinfection constitue une étape clé de ce procédé. Elle peut être assurée par différentes techniques, notamment la **chloration**, les **rayons ultraviolets** ou l'**ozonation**, afin d'éliminer les micro-organismes pathogènes et garantir la sécurité sanitaire des usages.

## I.4. Boues huileuses dans l'industrie pétrolière

Dans l'industrie pétrolière, les boues huileuses — souvent appelées *slops* — constituent une catégorie spécifique de déchets dangereux. Elles se caractérisent par une apparence noire, une forte viscosité et une stabilité élevée, rendant leur séparation et leur traitement complexes (Lucena et al., 2003). Issues principalement des opérations de forage, des sédiments de réservoirs, du nettoyage d'équipements, des séparateurs huile/eau et du traitement des eaux usées huileuses, elles apparaissent comme des sous-produits inévitables du raffinage et de l'épuration (Buta et al., 2021; Niu et al., 2022).

Leur composition varie selon l'origine et les procédés de traitement : elles contiennent généralement **d'eau (15-50 %)**, **d'hydrocarbures (HC) (30-80 %)**, **de solides (5-40 %)** et **de métaux (Rondon-Afanador et al., 2023)**. Les boues déshydratées présentent 20–45 % de matière sèche, avec une forte teneur en matière organique (jusqu'à 70 %) et des nutriments comme le carbone, l'azote et le phosphore, leur conférant un certain potentiel agronomique. Cependant, la présence de métaux lourds, de composés organiques persistants et de pathogènes limite leur valorisation directe (Cheng et al., 2014; UNESCO, 2017).

Sur le plan chimique, elles renferment en moyenne **40–50 % d'alcane**, **28–33 % d'aromatiques**, **8–10 % d'asphaltènes** et **7–22 % de résines (Liu et al., 2019)**. Ces boues posent un problème environnemental majeur en raison de la présence de composés toxiques tels que les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), les phénols et les dérivés benzéniques, aux effets cancérigènes, mutagènes et tératogènes (Tanirbergenova et al., 2024). Leur dispersion entraîne la contamination des sols et des ressources en eau, ainsi qu'une dégradation de la qualité de l'air par volatilisation des fractions légères.

De nombreuses études ont confirmé leur impact négatif sur la croissance végétale, la santé des organismes du sol et, plus largement, sur la santé humaine (Niu et al., 2022).

## I.5. Propriété physico-chimique et microbiologique des boues huileuses

### I.5.1. Propriétés physico-chimiques

Les caractéristiques physico-chimiques des boues huileuses dépendent principalement du pétrole brut d'origine et des procédés de traitement appliqués (Tableau I.2). Elles conditionnent leur comportement, leur impact environnemental et les stratégies de gestion envisageables.

- **Charge et résistance spécifiques** : la charge spécifique ( $\text{kg/m}^2\cdot\text{j}$ ) traduit la capacité de décantation, tandis que la résistance spécifique évalue l'aptitude à la filtration sous pression .
- **Polarité, poids moléculaire et viscosité** : ces facteurs influencent la stabilité et la rhéologie des boues. Celles-ci présentent un comportement non newtonien de type Bingham, avec des propriétés thixotropiques favorisant leur transport (**Hu et al., 2013**).
- **pH** : généralement compris entre 6 et 8, mais parfois plus acide dans les boues enrichies en soufre (**Jerez et al., 2021**).
- **Teneur en eau** : très variable (30–85 %), elle atteint 98–99 % dans les boues brutes et peut être réduite à 10–20 % après déshydratation avancée, ce qui facilite le traitement et réduit les coûts d'élimination (**Lucia et al., 2025**).
- **Compressibilité** : l'augmentation de la pression compacte le gâteau filtrant et limite l'extraction d'eau, définissant une limite de siccité.
- **Matière organique** : sa proportion varie entre 30 et 80 % de la matière sèche. Elle inclut protéines, polysaccharides, lipides, lignine et résidus microbiens issus des traitements biologiques (**Inoue et al., 1996; Jardé, 2002**).
- **Hydrocarbures** : leur teneur totale (TPH) fluctue entre 5 et 86 %, avec une composition moyenne de 40–52 % d'alcane, 28–31 % d'aromatiques, 8–10 % d'asphaltènes et 7–22 % de résines. L'évaporation, l'oxydation et la biodégradation modifient progressivement cette composition (**Hu et al., 2013**).
- **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)** : composés persistants et hydrophobes (ex. naphthalène, fluoranthène, benzo[a]pyrène), connus pour leur toxicité et leur potentiel cancérigène (**Jardé, 2002**).
- **Éléments fertilisants** : azote (1–5 % MS), phosphore, soufre, calcium, magnésium et potassium, offrant un potentiel agronomique. Toutefois, leur valorisation doit être évaluée face aux risques liés à la présence de métaux et polluants organiques (**El Fels et al., 2015**).
- **Métaux lourds** : les boues concentrent divers éléments (Zn, Cu, Pb, Cr, Ni, Cd, Hg), dont certains sont toxiques, bioaccumulables et non biodégradables. Leurs effets dépendent davantage de leur spéciation chimique que de leur concentration totale. Certaines boues peuvent aussi contenir des radionucléides (**Montaña et al., 2013**).

**Tableau I.2:** Plage des concentrations des métaux lourds et la radioactivité des radionucléides courants présents dans les boues huileuses (Niu et al., 2022).

Paramètre	Plage de concentration
pH	5,5 – 8,0
Zn (mg/kg)	15,4 – 12,249
Cu (mg/kg)	22,6 – 4420
Pb (mg/kg)	40 – 850
Cr (mg/kg)	14 – 200
Ni (mg/kg)	15,2 – 2700
Cd (mg/kg)	7,6 – 100
Hg (mg/kg)	2,1 – 375,6
Ra (Bq /kg)	150 – 1000

### I.5.2. Propriétés microbiologiques

Les boues contiennent une abondante diversité microbienne jouant un rôle central dans l'épuration. Seule une fraction est pathogène (virus, bactéries, protozoaires, champignons, helminthes) (Tableau I.3), issue principalement des déjections humaines et animales (Sahlström et al., 2004). La composition microbienne dépend fortement de paramètres physico-chimiques (pH, nutriments, polluants organiques, métaux lourds) et des conditions de traitement (redox) (Nascimento et al., 2018).

Dans les stations d'épuration municipales, les **Proteobacteria** dominent (21–65 %), surtout les **Betaproteobacteria**, impliquées dans la dégradation de la matière organique et le cycle des nutriments. On retrouve aussi les **Bacteroidetes**, **Acidobacteria** et **Chloroflexi**. Les eaux industrielles, plus riches en composés récalcitrants (raffineries, industrie pharmaceutique, agroalimentaire), présentent une composition similaire, mais influencée par le type de traitement : la diversité est plus élevée en conditions anaérobies ou anaérobie-aérobies, avec une dominance de **Proteobacteria** en systèmes aérobies et de **Bacteroidetes** en anaérobies.

Dans les boues contaminées par des hydrocarbures pétroliers, les communautés bactériennes incluent principalement les  **$\beta$ -Proteobacteria** (35 %), suivis par les **Firmicutes** (13 %),  **$\delta$ -Proteobacteria** (11 %), **Bacteroidetes** (10 %), et divers autres groupes mineurs. Les archées y sont également présentes, dominées par **Thermoprotei** (54 %) et **Methanocellales** (33 %) (Das & Kazy, 2014).

Cependant, les boues peuvent aussi concentrer de nombreux pathogènes préoccupants, tels que *Salmonella spp.*, *Escherichia coli*, *Pseudomonas aeruginosa*, divers virus, protozoaires et helminthes (El Fels et al., 2015; Miguel et al., 2020). Ainsi, les boues représentent à la fois un réservoir de microorganismes utiles au traitement et un vecteur potentiel de risques sanitaires.

**Tableau I.3** : Différentes catégories de microorganismes pathogènes isolés des boues d'épuration.

Catégorie	Exemples du tableau (non exhaustif)	Références scientifiques
<b>Bactéries</b>	<i>Salmonella spp</i> , <i>Pseudomonas aeruginosa</i> , <i>Listeria monocytogenes</i> , <i>Clostridium spp</i> , <i>Shigella spp</i> , <i>Mycobacterium spp</i> , <i>Staphylococcus spp</i> , <i>Yersinia enterocolitica</i> , <i>Bacillus anthracis</i> , <i>Vibrio spp</i> , <i>Leptospira spp</i> , <i>Aeromonas spp</i> , <i>Arcobacter spp</i> , <i>Brucella spp</i> , <i>Campylobacter spp</i> .	(Pelosi et al., 2020)
<b>Virus</b>	<i>Poliovirus</i> , <i>Coxsackievirus</i> , <i>Echovirus</i> , <i>Parvovirus</i> , <i>Adenovirus</i> , <i>Reovirus</i> , <i>Virus de l'hépatite A/C/E</i> , <i>Rotavirus</i> , <i>Astrovirus</i> , <i>Virus influenza</i> , <i>Polyomavirus</i> , <i>Calicivirus</i> , <i>Coronavirus</i>	(Garcia-Bonete et al., 2023)
<b>Helminthes</b>	<i>Ascaris lumbricoides</i> , <i>Trichuris sp</i> , <i>Hymenolepis sp</i> , <i>Taenia saginata</i> , <i>Toxocara spp</i> , <i>Diphyllobothrium latum</i> , <i>Echinococcus granulosus</i> , <i>Ancylostoma duodenale</i> , <i>Necator americanus</i>	(Barelli et al., 2021)
<b>Protozoaires</b>	<i>Giardia lamblia</i> , <i>Cyclospora cayetanensis</i> , <i>Entamoeba histolytica</i> , <i>Toxoplasma gondii</i> , <i>Cryptosporidium parvum</i> , <i>Encephalitozoon intestinalis</i> , <i>Vittaforma corneae</i>	(Shukla et al., 2024)
<b>Champignons</b>	<i>Aspergillus spp</i> , <i>Phialophora richardsii</i> , <i>Geotrichum candidum</i> , <i>Trichophyton spp</i> , <i>Epidermophyton spp</i>	(Deigendesch et al., 2018)
<b>Levures</b>	<i>Candida spp</i> , <i>Trichosporon</i> , <i>Cryptococcus neoformans</i>	(Li et al., 2023)

## I.6. Analyses toxicologiques et écotoxicologiques

Les boues huileuses peuvent contenir des substances toxiques persistantes (métaux lourds, HAP, hydrocarbures, composés organohalogénés) susceptibles de menacer les écosystèmes et la santé humaine. L'évaluation toxicologique et écotoxicologique vise à mesurer non seulement la **toxicité intrinsèque** de ces boues, mais également la **biodisponibilité** des polluants, c'est-à-dire leur capacité à interagir avec les organismes vivants.

### ● Tests de lixiviation

Les protocoles normalisés, tels que le **Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP)** de l'US EPA ou la norme **NF X31-210**, permettent de simuler les conditions

d'enfouissement et d'évaluer la mobilité des contaminants (métaux lourds, sels, polluants organiques). Ces tests sont cruciaux pour déterminer le risque de transfert des polluants vers les eaux souterraines ou les sols agricoles.

- **Bioessais sur organismes modèles**

Les bioessais consistent à exposer différents organismes vivants représentatifs de plusieurs niveaux trophiques à des extraits ou lixiviats de boues :

- ✓ **Daphnies** (*Daphnia magna*) et **algues vertes** (*Pseudokirchneriella subcapitata*) pour estimer la toxicité aquatique (effets sur la mobilité, la croissance et la photosynthèse).
- ✓ **Vers de terre** (*Eisenia fetida*) et **plantes** (*Lactuca sativa*, *Triticum aestivum*) pour évaluer les effets sur les sols (croissance, germination, bioaccumulation).

Ces tests permettent d'identifier les effets toxiques aigus (mortalité rapide) et chroniques (altérations physiologiques, reproduction, développement).

- **Indicateurs de biodisponibilité des polluants organiques persistants (POP)**

Les POP, tels que les HAP, PCB et dioxines, sont fortement adsorbés sur la matière organique et peuvent persister longtemps dans l'environnement. L'évaluation de leur biodisponibilité s'appuie sur:

- ✓ Des **essais de désorption séquentielle**, qui distinguent la fraction mobilisable des polluants de la fraction fortement fixée ;
- ✓ Des **techniques de bioaccumulation** (exposition d'organismes sentinelles comme les vers de terre ou les moules) pour quantifier la part réellement assimilable ;
- ✓ Des **indicateurs moléculaires** (biomarqueurs enzymatiques tels que l'activité de l'éthoxyresorufine-O-dééthylase – EROD – chez les poissons) pour mesurer la réponse biologique aux contaminants.

## I.7. Voies de valorisation des boues

### I.7.1. Valorisation agricole

La valorisation agricole des boues est une pratique de plus en plus répandue, car elles sont riches en éléments fertilisants essentiels (phosphore, azote, oligoéléments). Utilisées comme amendements, elles contribuent à améliorer la fertilité et la structure des sols. Toutefois, leur emploi comporte des risques potentiels liés à la présence de métaux lourds, de polluants organiques et d'agents pathogènes. Ces contraintes justifient l'application de réglementations strictes définissant les seuils admissibles et les procédures d'épandage, afin de prévenir toute contamination des sols, des cultures et des eaux souterraines (**Chiboub, 2023**).

#### *I.7.1.1. La digestion aérobie (compostage)*

Le compostage constitue la méthode de valorisation agricole la plus courante. Ce procédé repose sur la décomposition aérobie de la matière organique (déchets agricoles, boues, déchets municipaux) dans des conditions contrôlées de température, d'humidité, d'oxygène et de rapport C/N (**Ho et al., 2022**).

Le processus comporte trois phases principales :

- **mésophile**, favorisant la croissance rapide des micro-organismes,
- **thermophile**, durant laquelle les températures élevées dégradent les composés organiques complexes et éliminent les agents pathogènes,
- **maturation**, où la matière organique se stabilise et se transforme en composés humiques bénéfiques pour le sol (**Wu et al., 2017**).

L'efficacité du compostage dépend de la gestion des paramètres opératoires. L'ajout d'inoculants microbiens ou d'agents de structuration améliore la dégradation, réduit les émissions ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{CH}_4$ ), et enrichit le compost en azote et acides humiques (**Barthod et al., 2018; Kliopova et al., 2022**).

Outre le recyclage des déchets, le compostage contribue à l'agriculture durable en réduisant l'usage d'engrais chimiques, en favorisant la biodiversité microbienne et en améliorant la qualité des sols (**Major et al., 2022**). Toutefois, certaines limites demeurent, notamment la gestion des odeurs, la variabilité des compositions et la nécessité d'optimiser les procédés pour des boues spécifiques.

#### *I.7.1.2. Valorisation énergétique*

La valorisation énergétique des boues repose sur deux approches principales : la **conversion thermochimique** (combustion, pyrolyse, gazéification) et la **digestion anaérobie**.

- **Conversion thermochimique**

Les procédés thermochimiques permettent la décomposition des composés organiques sous haute température et pression, générant des produits énergétiques comme le gaz de synthèse, la bio-huile et le biochar (**Rijo et al., 2024**). Bien que rapides, ces procédés nécessitent des boues faiblement humides, ce qui implique un prétraitement énergivore et coûteux.

- **Combustion/incinération** : réduit le volume des boues de près de 90 % et élimine les agents pathogènes (**Xuquan et al., 2025**). La chaleur produite sert à la cogénération (électricité + chaleur). Toutefois, la combustion exige un séchage préalable (< 50 % d'humidité) et un traitement rigoureux des fumées. Les cendres peuvent être valorisées dans la construction ou l'agriculture selon leur composition chimique (**Chen et al., 2018**).

- **Pyrolyse** : réalisée entre 350 et 600 °C (jusqu'à 900 °C dans certains réacteurs), elle produit principalement de la bio-huile, du biochar et des gaz combustibles. Le rendement en produits varie avec la température et le temps de résidence. La bio-huile peut être utilisée comme combustible ou raffinée, tandis que le biochar est valorisé comme amendement, adsorbant ou catalyseur (**Syed-Hassan et al., 2017; Zhang et al., 2010**).

- **Gazéification** : oxydation partielle (650–1000 °C) générant du gaz de synthèse (CO + H<sub>2</sub>), utilisé pour produire chaleur, électricité ou carburants liquides via la synthèse Fischer-Tropsch. Bien que ce procédé stabilise certains métaux lourds, il nécessite un traitement des gaz pour éliminer goudrons et particules (**Damartzis & Zabaniotou, 2011; Oladejo et al., 2019**).

### ***1.7.1.3. Digestion anaérobie***

La digestion anaérobie est une voie biologique de valorisation énergétique qui permet de traiter efficacement les boues humides. Sous l'action de micro-organismes, la matière organique est dégradée en absence d'oxygène, suivant quatre étapes : hydrolyse, acidogénèse, acétogénèse et méthanogénèse (I.-S. Lee et al., 2011).

Le produit principal est le **biogaz** (60–70 % CH<sub>4</sub>, 30–40 % CO<sub>2</sub>, traces de H<sub>2</sub>S), dont le pouvoir calorifique atteint 28–39 MJ/Nm<sup>3</sup> (**Aryal & Kvist, 2018**).

Ce gaz peut être valorisé pour la production de chaleur, d'électricité ou purifié en biométhane substituable au gaz naturel. Les co-produits, appelés digestats, sont riches en azote, phosphore et potassium et peuvent être utilisés comme fertilisants, sous réserve de respecter les normes environnementales. En outre, la digestion anaérobie réduit la charge pathogène et les émissions de gaz à effet de serre, contribuant ainsi à l'économie circulaire.

Cependant, elle présente certaines limites : durée de traitement relativement longue (7 à 35 jours) et dégradation incomplète (40–70 % de la matière organique). Malgré cela, elle reste l'une des technologies les plus adoptées à l'échelle mondiale en raison de son faible coût et de sa compatibilité avec les boues humides (Syed-Hassan et al., 2017).

### **I.7.2. Valorisation en matériaux de construction**

Les boues, riches en minéraux (silice, alumine, calcium), peuvent être utilisées dans :

- **La fabrication de briques et céramiques** : après séchage et stabilisation thermique, elles servent de matière première partielle, réduisant l'utilisation d'argiles vierges.
- **Le ciment et le béton** : incorporation des cendres de boues comme ajouts pouzzolaniques ou charges minérales.
- **Les matériaux routiers** : valorisation sous forme de liant ou de charges minérales dans les enrobés bitumineux.

Cette voie présente l'avantage de réduire la consommation de ressources naturelles et d'immobiliser certains métaux lourds dans une matrice minérale stable.

#### ***I.7.2.1. Récupération de métaux et éléments de valeur***

Les boues contiennent des métaux stratégiques et des nutriments valorisables :

- **Métaux lourds et critiques** : extraction du Cu, Ni, Zn, Pb, Cr ou encore des terres rares par procédés hydrométallurgiques ou biologiques (bio-lixiviation).
- **Phosphore** : ressource non renouvelable critique pour l'agriculture, récupérable sous forme de struvite ( $MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$ ).

Cette approche contribue à l'économie circulaire en transformant les boues en source secondaire de matières premières.

### *1.7.2.2. Production de bioproduits à haute valeur ajoutée*

Les boues, riches en matière organique et en micro-organismes, sont exploitées pour la production :

- De **bioplastiques** (polyhydroxyalcanoates – PHA) par certaines bactéries cultivées sur substrats organiques issus des boues ;
- De **biosurfactants et enzymes** utilisés en bioremédiation et en industrie (pharmaceutique, cosmétique, alimentaire) ;
- De **pigments microbiens et acides organiques** issus de procédés biotechnologiques.
- *d) Applications environnementales*
- **Matériaux adsorbants** : transformation des boues en biochar ou en matériaux activés pour l'adsorption des polluants (colorants, métaux lourds, pesticides) dans les eaux usées.
- **Réhabilitation des sols dégradés** : apport de matière organique stabilisée pour restaurer la fertilité et améliorer la structure des sols pauvres.

## **I.8. Conclusion**

Les boues issues des activités pétrochimiques et des stations d'épuration représentent des déchets complexes, à la fois riches en éléments valorisables (eau, matière organique, nutriments, énergie potentielle) et porteurs de risques environnementaux et sanitaires (métaux lourds, polluants organiques persistants, agents pathogènes). Leur caractérisation physico-chimique, microbiologique et toxicologique constitue une étape essentielle pour comprendre leur comportement et orienter les stratégies de gestion. Diverses voies de valorisation, agricoles, énergétiques ou innovantes (biotechnologiques, matériaux de construction), sont aujourd'hui explorées, mais nécessitent un encadrement réglementaire strict et des analyses approfondies afin d'assurer un équilibre entre efficacité économique, durabilité environnementale et protection de la santé publique.

**Chapitre II :**  
**Biodégradation des**  
**Hydrocarbures dans les**  
**Boues brutes des**  
**Raffineries Pétrolières**

### II.1. Introduction

Le pétrole, pilier de la révolution industrielle et de notre mode de vie moderne, a transformé nos sociétés, mais à un coût environnemental et sanitaire considérable. Ce chapitre explore les conséquences de la pollution par les hydrocarbures pétroliers, qui affectent profondément les sols, les eaux, la végétation et les écosystèmes marins, tout en posant des risques significatifs pour la santé humaine. Nous étudierons la composition chimique, la classification et les propriétés des hydrocarbures, qui influencent leur toxicité et leur comportement dans l'environnement.

Face à ces défis, la biodégradation offre une lueur d'espoir. Ce processus naturel, porté par des micro-organismes comme les bactéries et les champignons, permet de convertir ces polluants en substances moins nocives. Nous examinerons les principes de la biodégradation, ses différentes approches – biostimulation et bioaugmentation – ainsi que les mécanismes métaboliques qui la sous-tendent. Enfin, nous analyserons les facteurs clés, tels que la température, le pH, l'oxygène ou encore la biodisponibilité, qui conditionnent l'efficacité de ces processus.

À travers une exploration rigoureuse et accessible, ce chapitre vise à éclairer les enjeux de la pollution pétrolière et à mettre en lumière les solutions biologiques innovantes pour préserver notre environnement et promouvoir une gestion responsable des ressources.

### II.2. Impacts environnementaux et sanitaire des déchets pétroliers

Le pétrole, ressource énergétique clé du XXe siècle, a transformé nos sociétés tout en causant des dommages environnementaux et sanitaires majeurs. Représentant 35 % du transport mondial de marchandises, son commerce est une source significative de pollution des milieux naturels, affectant sols, eaux et écosystèmes marins. Les hydrocarbures pétroliers, issus du raffinage, du stockage ou de la distribution, sont les principaux contaminants organiques des sols et des mers, perturbant gravement les équilibres écologiques (**Fayeulle, 2013**). Leur impact varie selon le type et l'ampleur de la contamination, nécessitant un diagnostic précis pour des mesures de décontamination adaptées.

### II.2.1. Contamination des milieux naturels

#### II.2.1.1. Sols et eaux souterraines

La pollution des sols par les hydrocarbures altère leurs propriétés physiques, chimiques et écotoxicologiques, compromettant leur rôle écologique. Physiquement, les hydrocarbures emprisonnent les particules minérales, augmentant la densité et l'humidité du sol d'environ 2 % tout en réduisant sa mouillabilité (Ali Ahmed et al., 2022). Chimiquement, la circulation des nutriments essentiels comme l'azote et le phosphore ralentit et la structure d'origine du sol est modifiée, (Li et al., 2022). La texture grasse des hydrocarbures favorise une prédominance du carbone organique sur l'azote, perturbant l'équilibre nutritif (Wyszkowski et al., 2004). En recouvrant le sol, le pétrole limite l'oxygène, créant des conditions anaérobies, réduisant la perméabilité et entravant l'infiltration de l'eau via des films hydrophobes (Emengini, 2013).

Ces changements, souvent accompagnés d'une légère acidification due à l'oxydation des hydrocarbures, favorisent l'infiltration des polluants vers les nappes phréatiques, augmentant les risques de bioaccumulation dans les chaînes alimentaires et menaçant la santé humaine et animale (Fayeulle, 2013). Les bactéries dégradant les hydrocarbures, comme *Azotobacter* spp., prolifèrent, tandis que les bactéries nitrifiantes, comme *Nitrosomonas* spp., déclinent, réduisant la nitrification et la concentration d'azote nitrate (Osuji & Nwoye, 2007).

#### II.2.1.2. Impacts sur les végétaux

Les hydrocarbures contaminent les végétaux via le sol, les racines absorbant les polluants organiques qui migrent vers les parties aériennes par le flux de transpiration (Hunt et al., 2019). Ces composés exercent une phytotoxicité marquée, causant un retard de croissance, une baisse des rendements, une réduction des taux de germination et des symptômes comme la chlorose, la nécrose ou une diminution de la biomasse (Chaîneau et al., 1997; Haider et al., 2021; Henner et al., 1999). Les hydrocarbures volatils, plus légers, pénètrent facilement les membranes cellulaires, provoquant des dommages directs (Adam & Duncan, 2002). La diminution d'oxygène dans le sol perturbe le métabolisme racinaire et l'équilibre hormonal des plantes, tandis que la consommation d'azote par les micro-organismes limite son absorption par les végétaux (De Jong, 1980). Le contact direct avec les feuilles entraîne la fermeture des stomates, réduisant la transpiration, augmentant la température foliaire et inhibant la

photosynthèse en limitant l'absorption de CO<sub>2</sub> (**Pezeshki et al., 2000**). L'ampleur des dégâts dépend de la nature et de la dose des hydrocarbures.

### *II.2.1.3. Milieux marins*

La pollution marine par les hydrocarbures, exacerbée par l'industrialisation et les activités pétrolières (exploration, forage, transport), constitue un enjeu environnemental majeur. Les déversements, qu'ils soient chroniques ou accidentels, comme la catastrophe de Deepwater Horizon en 2010 (200 millions de gallons de pétrole dans le golfe du Mexique), causent des dommages écologiques, économiques et sociaux durables (**Crone & Tolstoy, 2010**). Les hydrocarbures pétroliers, principaux polluants organiques des océans (1,7 à 8,8 millions de tonnes annuelles), incluent la gazoline (27 %), le pétrole brut (21 %) et les produits raffinés lourds (14 %). Ces polluants provoquent l'asphyxie physique des organismes, une toxicité chimique, la perturbation des équilibres écologiques et la dégradation des habitats (**Hassanshahian & Cappello, 2013**). Les organismes planctoniques, sensibles aux fractions solubles, subissent des effets toxiques graves, bien qu'une restauration partielle des écosystèmes soit possible à faible concentration. Les invertébrés benthiques (moules, huîtres) et les oiseaux marins, exposés par contact direct, ingestion ou transfert aux œufs, voient leur survie et reproduction compromises (**Anderson & Lee, 2006; Chalghmi, 2015**). Les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), toxiques et mutagènes, amplifient ces impacts en contaminant les chaînes alimentaires et en menaçant la biodiversité marine (N. Das & Chandran, 2011a).

### **II.1.2. Risques sanitaires pour l'homme**

L'exposition aux hydrocarbures pétroliers, qu'elle soit aiguë ou chronique, représente une menace sérieuse pour la santé humaine en raison de leur toxicité, cancérogénicité et mutagenèse. Les HAP, présents dans le pétrole brut, sont particulièrement dangereux, causant des cancers, des malformations congénitales et des troubles neurodéveloppementaux, comme une diminution du QI ou des problèmes comportementaux chez les enfants exposés prénatalement (**Humphreys & Valdés Hernández, 2023; Hunt et al., 2019**). Les hydrocarbures monocycliques (benzène, toluène, xylène) induisent des effets neurotoxiques, entraînant troubles cognitifs, fatigue chronique ou pertes de conscience. Le benzène, classé cancérigène par le CIRC, est lié à la leucémie, tandis que le styrène et le phénol affectent les systèmes génito-urinaire, hépatique et rénal (**Ali Ahmed et al., 2022**). L'exposition chronique,

même à faible dose (ex. : employés de stations-service), provoque des symptômes respiratoires, une inflammation des voies aériennes et des altérations hématologiques comme l'anémie ou la baisse des globules blancs (Sajid Jabbar & Ali, 2020; Sekkal et al., 2012). Les hydrocarbures inhalés augmentent le stress oxydatif, réduisant les défenses antioxydantes (SOD, catalase, GSH) et causant des lésions pulmonaires (Akhigbe et al., 2012). Les complications graves, comme les pneumopathies chimiques par aspiration, sont une cause majeure de mortalité infantile liée aux hydrocarbures (Tormoehlen et al., 2014).

### II.2.3. Devenir des hydrocarbures dans l'environnement

Les hydrocarbures pétroliers, une fois relâchés dans l'environnement, subissent diverses transformations influencées par des processus physiques (dispersion), physico-chimiques (évaporation, dissolution, sorption), chimiques (photo-oxydation, auto-oxydation) et biologiques (catabolisme végétal et microbiologique). Ces transformations varient selon les caractéristiques du site contaminé et impactent significativement le potentiel de dégradation des hydrocarbures, déterminant leur persistance et leur toxicité.

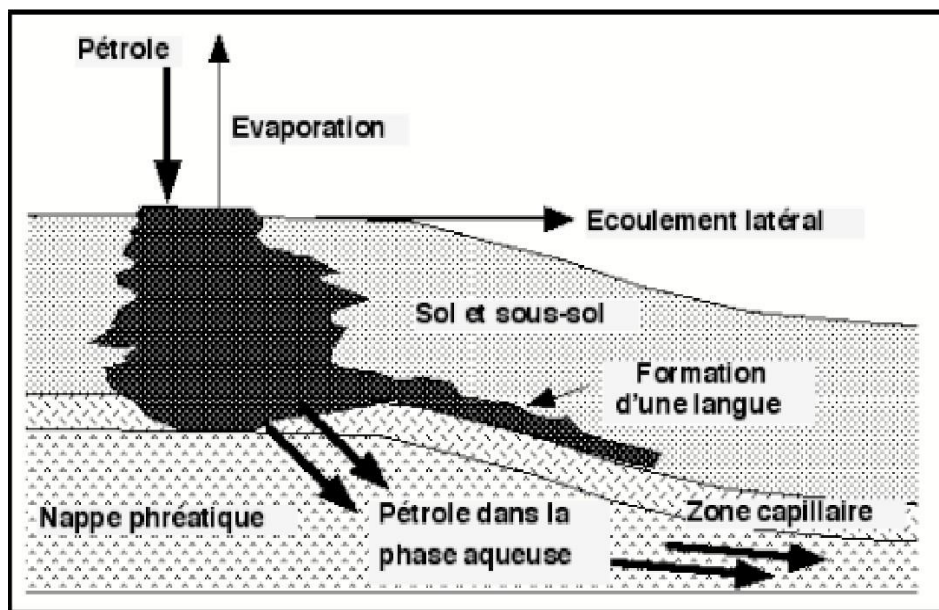


Figure II.1: Représentation schématique du devenir d'une pollution pétrolière à la surface du sol (Morgan & Atlas, 1989).

#### II.2.3.1. Évaporation

L'évaporation consiste en la volatilisation des fractions légères et volatiles des hydrocarbures, telles que les aliphatiques, les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylène),

les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) à faible masse moléculaire, ainsi que les composés aromatiques simples et les hydrocarbures cycliques saturés de petite taille (1 à 5 cycles) (Neff et al., 2000). Ce processus est influencé par des facteurs environnementaux comme la température, l'ensoleillement et la ventilation. Des températures élevées accélèrent l'évaporation, tandis que les chaînes moléculaires longues réduisent la volatilité. Les hydrocarbures légers peuvent perdre jusqu'à 75 % de leur masse initiale en quelques jours, contre environ 40 % pour les hydrocarbures moyens et moins de 10 % pour les lourds (Fayeulle, 2013). Ce phénomène ne se limite pas à la surface : l'étude du site de Bemidji (Minnesota), où une fuite d'oléoduc a libéré 1,7 million de litres de pétrole, a révélé un panache de vapeurs persistant dans la zone saturée plus de 25 ans après l'incident (Essaid et al., 2011).

### *II.2.3.2. Solubilisation*

La solubilisation désigne la capacité des hydrocarbures à se dissoudre dans l'eau, bien que leur solubilité soit généralement faible. Les composés à faible masse moléculaire et à polarité élevée, comme le benzène, sont plus solubles (Fingas, 2013). La concentration d'hydrocarbures dissous dépend de la composition du pétrole : un pétrole brut visqueux contient des fractions moins solubles qu'un pétrole léger. À 20 °C, les fractions solubles présentent généralement des chaînes hydrocarbonées courtes (De Hemptinne et al., 1998). Cependant, la présence de composés polaires non hydrocarbonés dans l'environnement peut accroître la solubilité des n-alcanes lourds (Lundegard & Sweeney, 2004). Les BTEX et le naphthalène, fréquemment détectés dans les eaux contaminées, sont particulièrement préoccupants en raison de leur toxicité, de leur assimilation par les plantes et la faune, et de leur difficulté d'élimination (Landmeyer & Effinger, 2016).

### *II.2.3.3. Émulsification*

L'émulsification correspond à l'incorporation de gouttelettes d'eau dans les hydrocarbures, augmentant leur volume et modifiant leurs propriétés physiques, comme la densité et la viscosité. Ce phénomène produit une émulsion stable, influencée par la composition chimique et les conditions environnementales (Fingas, 2013).

### *II.2.3.4. Sédimentation*

La sédimentation désigne le transfert des hydrocarbures de la surface vers le fond, notamment dans les milieux aquatiques. Les gouttelettes d'hydrocarbures dispersées interagissent avec les matières en suspension (MES), comme les minéraux argileux ou la matière organique, formant des agrégats hydrocarbures-MES (**Gong et al., 2014**). Ces agrégats résultent d'interactions électrostatiques entre les particules et les composés polaires hydrocarbonés ou d'une adsorption directe sur les sédiments (Bandara et al., 2011; K. Lee, 2002).

### *II.2.3.5. Photo-oxydation*

La photo-oxydation, ou oxydation photochimique, résulte de l'action du rayonnement solaire, principalement des UV, sur les hydrocarbures. Ce processus, limité aux premiers centimètres de la surface des sols, dépend de l'intensité lumineuse et de la composition chimique des hydrocarbures (**Park et al., 2001; Prince et al., 2003**). Les composés photo-oxydés (acides, alcools, cétones, peroxydes, sulfoxydes) deviennent plus solubles et potentiellement plus toxiques pour les micro-organismes (Larson et al., 1979; Maki et al., 2001). Les aromatiques, particulièrement les alkylés, sont plus sensibles à la photo-oxydation que les aliphatiques, les composés saturés restant peu affectés (**Garrett et al., 1998; Rontani & Bonin, 1992**). Une synergie entre photo-oxydation et biodégradation accélère l'élimination de composés comme l'anthracène et les alkylbenzènes (**Rontani & Bonin, 1992**).

### *II.2.3.6. Biodégradation*

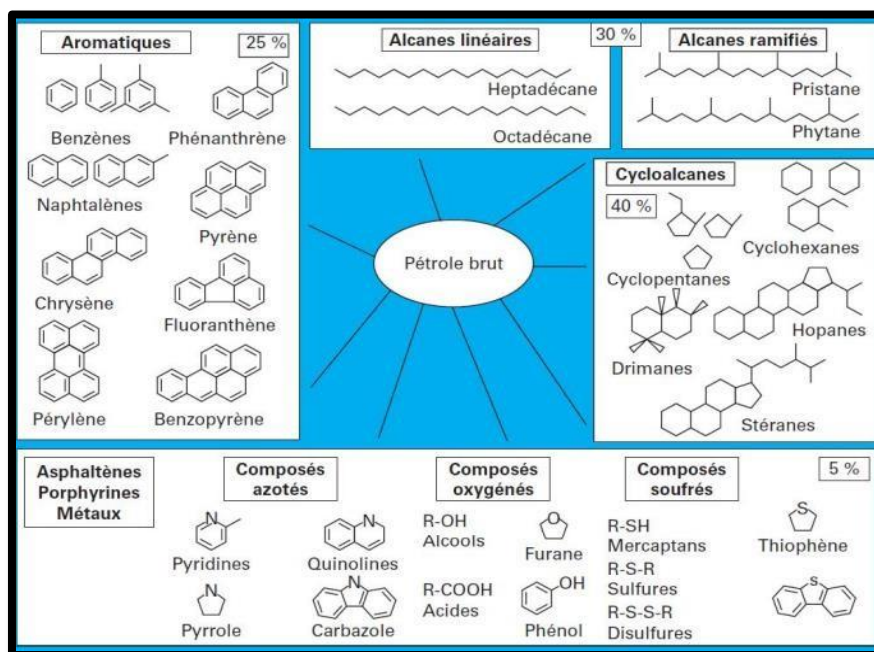
La biodégradation, principal mécanisme de dégradation des hydrocarbures dans le sol, repose sur l'action de micro-organismes qui transforment les hydrocarbures en dioxyde de carbone, eau, petits alcanes ou hydrocarbures cycliques. Ce processus peut se dérouler en conditions aérobies ou anaérobies, utilisant par exemple le soufre ou le méthane (**Caldwell et al., 1998; Heider et al., 1998**). Les alcanes à chaîne courte sont les plus biodégradables, tandis que les aromatiques se dégradent plus lentement, leur taux diminuant avec la taille moléculaire et la présence de groupes alkyles (**Fingas, 2010; Prince et al., 2003**). Les composés polaires, comme les asphaltènes et les résines, sont particulièrement résistants (**Prince, 1993**). L'efficacité de la biodégradation dépend de facteurs environnementaux (oxygène, nutriments,

température, salinité, pression) et des propriétés du sol (texture, structure, concentration des polluants) (Kumar & Gopal, 2015).

### II.3. Caractérisation, composition et classification des hydrocarbures

#### II.3.1. Composition

Les hydrocarbures pétroliers sont principalement composés d'atomes de carbone et d'hydrogène, formant des alcanes linéaires (paraffines), des cycloalcanes (naphtènes), des alcènes (oléfines) et des hydrocarbures aromatiques. Ils contiennent également des constituants mineurs comme des métaux (nickel, vanadium) et des composés polaires azotés, soufrés ou oxygénés (Fayeulle, 2013). Les résines désignent les polaires de faible masse moléculaire, tandis que les asphaltènes, plus lourds, sont des molécules complexes (Balba et al., 1998).



**Figure II.2:** Ensemble des différentes fractions d'hydrocarbures présentes dans les pétroles bruts (Le Maître, 2020).

#### II.3.2. Classification

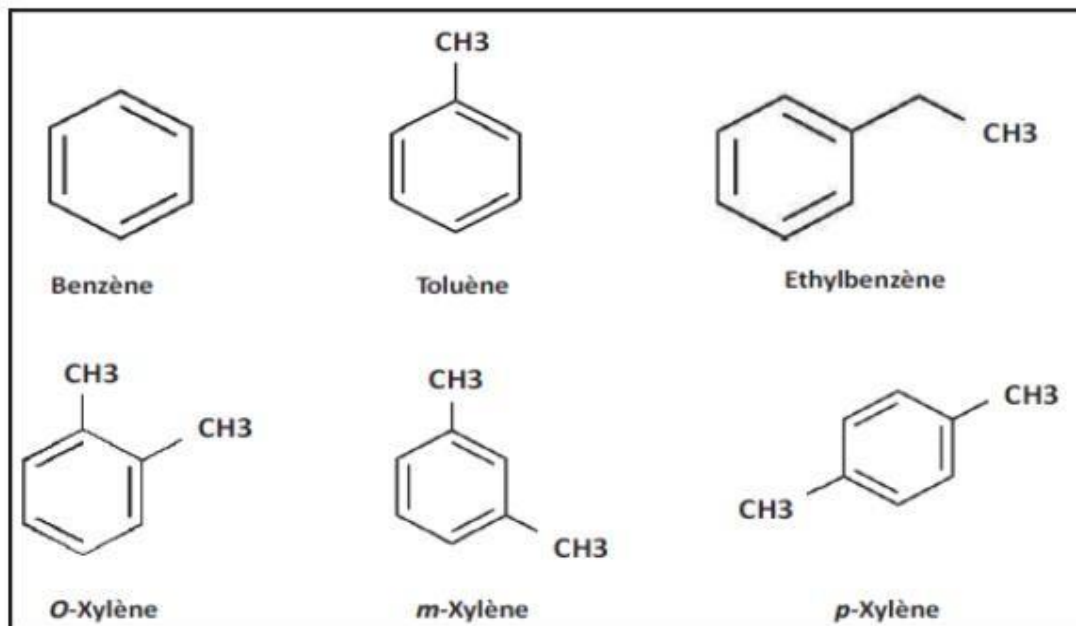
Les hydrocarbures représentent 65 à 95 % du pétrole brut et se divisent en quatre grandes familles : les hydrocarbures saturés (30-70 %), les aromatiques et polyaromatiques (20-40 %), les composés polycycliques (5-25 %) et les asphaltènes, résines et métaux (0-10 %) (Fayeulle, 2013).

*II.3.2.1. Hydrocarbures saturés*

- **Alcanes linéaires** : Les n-alcanes ( $C_nH_{2n+2}$ ,  $n = 7$  à  $40$ ) constituent 10 à 40 % des hydrocarbures du pétrole brut (**Benchouk & Chibani, 2017**).
- **Alcanes ramifiés** : Les iso-alcanes (méthyle en position 2) et les composés polyramifiés, comme les isoprénoïdes (phytane, pristane), sont présents en quantités similaires aux n-alcanes.
- **Cycloalcanes** : Ces composés cycliques à 5 ou 6 atomes de carbone, souvent substitués, incluent des dérivés polycycliques comme les stéranes et triterpanes, représentant 30 à 40 % des hydrocarbures.

*II.3.2.2. Hydrocarbures aromatiques*

- **Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)** : Résultant de la fusion de cycles benzéniques (ex. : naphthalène,  $C_{10}H_8$  ; coronène,  $C_{24}H_{12}$ ), les HAP ont une faible solubilité et s'accumulent dans l'environnement (**Trably, 2002**).
- **Hydrocarbures aromatiques monocycliques** : Principalement les BTEX (benzène, toluène, éthylbenzène, xylène), ces composés volatils, inflammables et neurotoxiques sont classés comme polluants prioritaires par l'EPA (**Hazrati et al., 2016**).



**Figure II.3:** Structures chimiques des BTEX (**Hentati, 2018**).

### II.3.2.3. Composés non-hydrocarbonés

- **Métaux** : Présents à l'état de traces, le vanadium et le nickel dominant, suivis du fer, du cuivre et de l'uranium (Soares, 2017).
- **Résines et asphaltènes** : Les asphaltènes, lourds et polaires, sont solubles dans les solvants aromatiques (toluène, benzène) mais insolubles dans les solvants paraffiniques (n-heptane, n-pentane). Les résines, similaires mais moins lourdes, contiennent des anneaux polyaromatiques, des chaînes alkyls et des hétéroatomes (oxygène, azote, soufre) (Speight, 2004). Les asphaltènes forment des particules colloïdales stabilisées par les résines (Carnahan et al., 2007).
- **Composés azotés, soufrés et oxygénés** : Constituants mineurs, sauf dans les pétroles lourds, les dérivés soufrés prédominent sur les composés azotés et oxygénés (Benchouk & Chibani, 2017).

### II.3.3. Propriétés physico-chimiques des hydrocarbures

Les propriétés physico-chimiques des hydrocarbures dépendent principalement de leur taille, de leur type de liaison, de leurs interactions intermoléculaires et de leur structure moléculaire. Ces caractéristiques déterminent leur comportement environnemental, leurs applications industrielles et les précautions nécessaires à leur manipulation.

- **Densité:**

La densité, ou masse par unité de volume, distingue les hydrocarbures légers des lourds dans l'industrie pétrolière et conditionne leur flottabilité en cas de déversement dans l'eau. Exprimée en degrés API (American Petroleum Institute), elle varie généralement de 0,8 (45,3° API) à 1,0 (<10° API) pour les pétroles bruts, augmentant avec le poids moléculaire et l'aromaticité (Speight, 2011). Le tableau suivant (Tableau II.2) classe les pétroles bruts en quatre grandes catégories selon leur densité API :

**Tableau II.1** : Classification des pétroles bruts selon leur densité API (Fahim et al., 2009).

Type de pétrole brut	Densité API
Bruts légers	API > 38
Bruts moyens	API > 38
Bruts lourds	29 < API < 38
Bruts extra lourds	API < 8.5

### ● Solubilité

La capacité de solubilité des hydrocarbures se réfère à la concentration maximale de ces composés organiques qui peuvent se transformer en phase dissoute dans l'eau, sous des conditions spécifiques de température, de pression et de composition du milieu.

En général, les hydrocarbures présentent une faible solubilité dans l'eau, qui est conditionnée par leur structure moléculaire :

hydrocarbures légers (BTEX) → plus grande solubilité

Hydrocarbures lourds (HAP, TPH) → solubilité extrêmement faible

### ● Viscosité

La viscosité reflète la résistance d'un liquide à l'écoulement. Les hydrocarbures à faible viscosité, plus fluides, se propagent rapidement, tandis que la viscosité augmente à basse température, ralentissant l'écoulement (**Mohd Fadzil et al., 2025**).

### ● Point d'écoulement

Le point d'écoulement est la température minimale à laquelle un hydrocarbure reste fluide, indiquant sa pompabilité, notamment dans les climats froids. Il reflète également la nature paraffinique ou aromatique du pétrole : un point bas signale une faible teneur en paraffines. Il est mesuré via des tests comme l'ASTM D97 pour les fractions à point d'ébullition supérieur à 232 °C (**Fahim et al., 2009**).

### ● Point d'éclair

Le point d'éclair correspond à la température minimale à laquelle un hydrocarbure libère suffisamment de vapeurs pour s'enflammer en présence d'une étincelle. Indicateur du risque d'incendie ou d'explosion, un point d'éclair bas signale un danger accru. Cette propriété caractérise les carburants et autres liquides inflammables (**Speight, 2011**).

## II.2.4. Toxicité des hydrocarbures pétroliers

La toxicité, définie comme la capacité d'un composé chimique à perturber les fonctions d'un système biologique, constitue une préoccupation majeure dans la gestion des risques environnementaux liés aux hydrocarbures pétroliers. Elle se manifeste sous deux formes : la toxicité aiguë, résultant d'un rejet massif et ponctuel, et la toxicité chronique, liée à une

exposition prolongée à de faibles concentrations dans l'air, l'eau ou le sol (Vzquez-Luna, 2012).

La toxicité des hydrocarbures varie selon leur classe chimique, augmentant dans l'ordre suivant : alcanes < cycloalcanes < aromatiques. À l'intérieur de chaque classe, les composés à faible poids moléculaire sont généralement plus toxiques. Par exemple, le diesel, riche en aromatiques, est plus toxique que le kérosène. Chez les plantes, les hydrocarbures, notamment les huiles, agissent comme herbicides en dissolvant les lipides des membranes cellulaires, provoquant la fuite du contenu cellulaire. Les alcanes à chaîne courte, plus solubles dans l'eau et capables d'interagir avec les lipides membranaires, sont particulièrement toxiques pour les micro-organismes.

Au cours de la dégradation du pétrole, les composés mono-aromatiques (ex. : benzène) et diaromatiques (ex. : naphthalène) dominent initialement et sont les plus toxiques. De nombreux constituants du pétrole brut, des produits raffinés, du goudron et des dérivés fossiles sont reconnus comme cancérigènes et mutagènes. La persistance environnementale et la génotoxicité des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) augmentent avec leur taille moléculaire, atteignant un pic pour les composés à quatre ou cinq cycles benzéniques, où la toxicité chronique, notamment la cancérogénicité, devient une préoccupation majeure (Hou et al., 2000).

### II.4. Principes et types de biodégradation

#### II.4.1. Définition et principe

La biodégradation est un processus biologique naturel par lequel des micro-organismes (bactéries, champignons, levures, microalgues) transforment des composés organiques complexes en molécules plus simples, comme le dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ), l'eau ( $\text{H}_2\text{O}$ ) ou des intermédiaires métaboliques assimilables (Hentati, 2018; Tahri et al., 2013). Cette méthode est particulièrement efficace pour éliminer les polluants organiques persistants, notamment les hydrocarbures pétroliers. Cependant, la dégradation est plus lente pour les molécules lourdes, comme les asphaltènes ou certains hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), en raison de leur faible solubilité, de leur poids moléculaire élevé et de leur structure complexe, limitant leur biodisponibilité (Haritash & Kaushik, 2009). La bioremédiation, une technique d'ingénierie environnementale, exploite les capacités enzymatiques des micro-organismes pour

convertir ces polluants en sous-produits moins toxiques, en utilisant les hydrocarbures comme source de carbone et d'énergie

### II.4.2. Types de biodégradation

#### II.4.2.1. Biostimulation

La biostimulation consiste à optimiser l'environnement pour stimuler l'activité des micro-organismes indigènes capables de dégrader les hydrocarbures. Des facteurs comme les nutriments (azote, phosphore), le pH, la température, l'humidité, l'oxygène et les propriétés du sol influencent ce processus (**Atagana, 2008; Bundy et al., 2002**). L'ajout de nutriments compense les carences dans les sites contaminés par des déversements pétroliers massifs, accélérant ainsi la biodégradation (**Zenati, 2018**). La biostimulation, en ajustant des paramètres comme l'aération ou le pH, renforce la dégradation naturelle des polluants pétroliers en favorisant une microflore autochtone active (**Margesin & Schinner, 2001; Perfumo et al., 2007**).

#### II.4.2.2. Bioaugmentation

La bioaugmentation vise à améliorer la biodégradation en introduisant des micro-organismes exogènes, souvent des souches sélectives, génétiquement modifiées ou des consortiums hydrocarbonoclastes cultivés en laboratoire ou en bioréacteurs. Cette approche compense l'insuffisance ou l'inactivité des micro-organismes indigènes face à des composés pétroliers complexes (**Leahy & Colwell, 1990**). Les consortiums microbiens, plus diversifiés et robustes, sont privilégiés pour dégrader simultanément divers types d'hydrocarbures (alcanes, aromatiques mono- ou polynucléaires) grâce à leurs capacités enzymatiques variées (**El Fantroussi & Agathos, 2005; Gillespie & Philp, 2013**). Cependant, l'efficacité dépend de facteurs biotiques (concurrence, prédation) et abiotiques (température, pH, salinité, toxicité des polluants). Les souches introduites doivent être compétitives, viables et adaptées aux conditions locales. Combiner bioaugmentation et biostimulation, en ajoutant des nutriments et en contrôlant les conditions environnementales, améliore la survie et l'activité des micro-organismes. L'utilisation de souches locales (ensemencement autochtone) est souvent recommandée pour éviter les problèmes d'adaptation (**Nikolopoulou et al., 2013; Zenati, 2018**).

#### II.4.2.3. Étude comparative des stratégies de biodégradation

L'efficacité de la biodégradation dépend de la nature des hydrocarbures, des propriétés du sol et de la stratégie utilisée (biostimulation, bioaugmentation ou combinaison). (Wu et al., 2019) ont montré que la biostimulation, avec ajout d'azote et de phosphore, atteint un taux de dégradation de 28,3 % en 12 semaines, surpassant la bioaugmentation (13,9 %), tout en favorisant une communauté microbienne plus stable. (Chen et al., 2023) ont constaté que la bioaugmentation avec *Rhodococcus* dégrade efficacement le dibenzothiophène, surtout dans les 30 premiers jours, tandis que la biostimulation améliore la connectivité microbienne. (Roy et al., 2018) ont rapporté une réduction des hydrocarbures de 57 à 75 % avec la bioaugmentation (souches locales de *Bacillus*) et de 46 à 55 % avec la biostimulation. (Koolivand et al., 2022) ont obtenu un taux d'élimination de 65,83 à 81,50 % des hydrocarbures via un compostage bioaugmenté avec *Enterobacter hormaechei*, la seconde étape étant plus efficace après réinoculation.

### II.4.3. Voies métaboliques de la biodégradation

La biodégradation transforme les composés organiques en formes plus simples, parfois plus toxiques (biotransformation), ou en dioxyde de carbone (minéralisation) (Figure II.4). En conditions aérobies, les hydrocarbures sont complètement oxydés en composés inorganiques solubles, l'oxygène servant d'accepteur terminal d'électrons. En conditions anaérobies, l'oxydation partielle produit des acides organiques, du méthane ou de l'hydrogène, avec le nitrate, le sulfate ou le bicarbonate comme accepteurs terminaux (Kumar & Gopal, 2015).

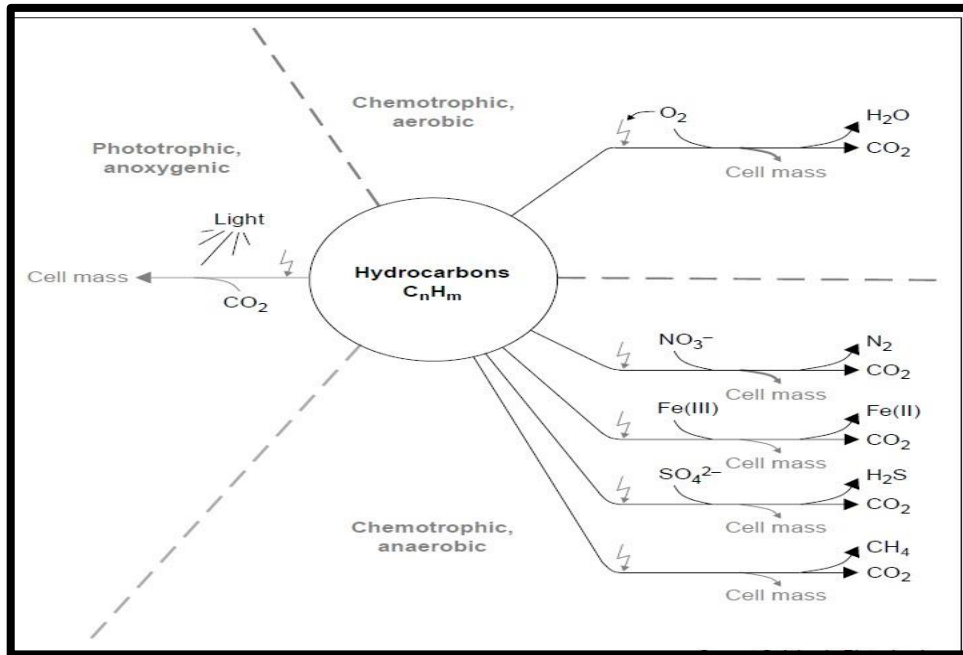


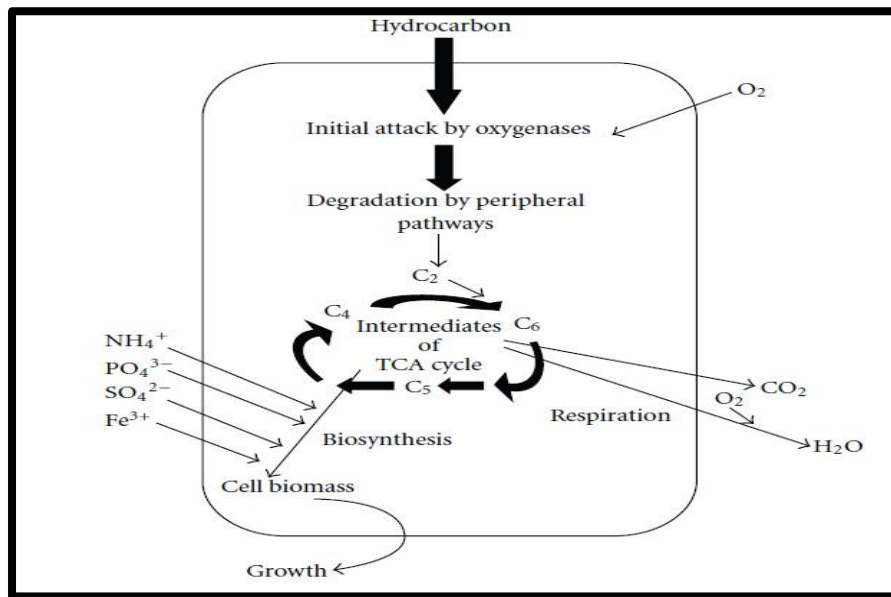
Figure II.4: Voies métaboliques de la dégradation des hydrocarbures pétroliers (Widdel & Rabus, 2001).

#### II.4.3.1. La biodégradation aérobie

La biodégradation aérobie repose sur l'utilisation de l'oxygène comme accepteur final d'électrons par les micro-organismes, offrant un processus rapide, complet et efficace pour éliminer les polluants organiques, y compris les hydrocarbures légers et complexes comme les BTEX ou les hydrocarbures monocycliques. Ce mécanisme débute par une attaque oxydative intracellulaire, catalysée par des enzymes clés telles que les oxygénases et les peroxydases, qui incorporent l'oxygène dans les molécules polluantes. Cette activation enzymatique transforme les hydrocarbures en intermédiaires métaboliques du cycle de Krebs (pyruvate, succinate, acétyl-CoA), utilisés pour la biosynthèse de la biomasse cellulaire, notamment via la synthèse glucogénique des sucres essentiels à la croissance microbienne

L'efficacité de ce processus dépend de la biodisponibilité des hydrocarbures hydrophobes. Pour surmonter cette limitation, de nombreuses bactéries et champignons produisent des biosurfactants, augmentant la solubilité et l'accessibilité des polluants. L'adhésion cellulaire aux gouttelettes d'huile facilite également le contact entre les microbes et les hydrocarbures, bien que les mécanismes précis de cette interaction restent peu élucidés. Deux processus métaboliques distincts caractérisent la biodégradation aérobie : la croissance, où le polluant sert de source unique de carbone et d'énergie, aboutissant à une minéralisation

complète, et le cométabolisme, où le polluant est dégradé en présence d'un substrat primaire sans nécessairement contribuer à la croissance cellulaire.



**Figure II.5** : Principe de dégradation aérobie des hydrocarbures par les microorganismes.

En conditions aérobies, les bactéries utilisent des stratégies enzymatiques pour incorporer un ou deux atomes d'oxygène dans les hydrocarbures, les rendant plus hydrophiles et donc plus faciles à dégrader. Cette oxydation initiale transforme les hydrocarbures aliphatiques en alcools primaires (alcanols) ou les aromatiques en phénols, parfois via des intermédiaires comme les époxydes (oxacycloalcanes). Ces réactions, catalysées par des enzymes telles que les oxygénases, consomment de l'énergie, souvent fournie par l'oxydation d'intermédiaires biologiques réduits comme le NADH, ré-oxydé par un accepteur d'électrons.

### ● *Biodégradation aérobie des alcanes*

Les alcanes, composants pétroliers les plus biodégradables, sont dégradés via divers systèmes enzymatiques. Le système oméga-hydroxylase, composé de rubredoxine réductase, rubredoxine et oméga-hydroxylase, est bien caractérisé chez *Pseudomonas* (Ensign, 2001). Certaines bactéries, champignons ou cellules mammaliennes utilisent des enzymes dépendantes du cytochrome P450, agissant comme oxydases terminales ou subterminales, pour produire des alcools primaires ou secondaires. Les alcools primaires sont oxydés en aldéhydes, puis en acides gras, parfois convertis en acides dicarboxyliques par  $\omega$ -hydroxylation. Les alcools secondaires donnent des cétones, hydrolysées en esters, puis en acides gras. Ces acides gras

sont métabolisés via la  $\beta$ -oxydation en acétyl-CoA, intégré au cycle de l'acide tricarboxylique (TCA) pour produire du  $\text{CO}_2$ , de l'ATP et de l'eau, cette dernière issue de la réduction de l'oxygène, accepteur final d'électrons (Ehiosun, 2022).

Les acides gras peuvent être excrétés, influençant l'environnement de manière ambivalente. Ils servent de source de carbone pour d'autres bactéries, favorisant la dégradation des hydrocarbures, mais les acides gras à longue chaîne peuvent inhiber la croissance bactérienne en perturbant les membranes cellulaires, provoquant une toxicité et ralentissant le métabolisme (Borreby et al., 2023).

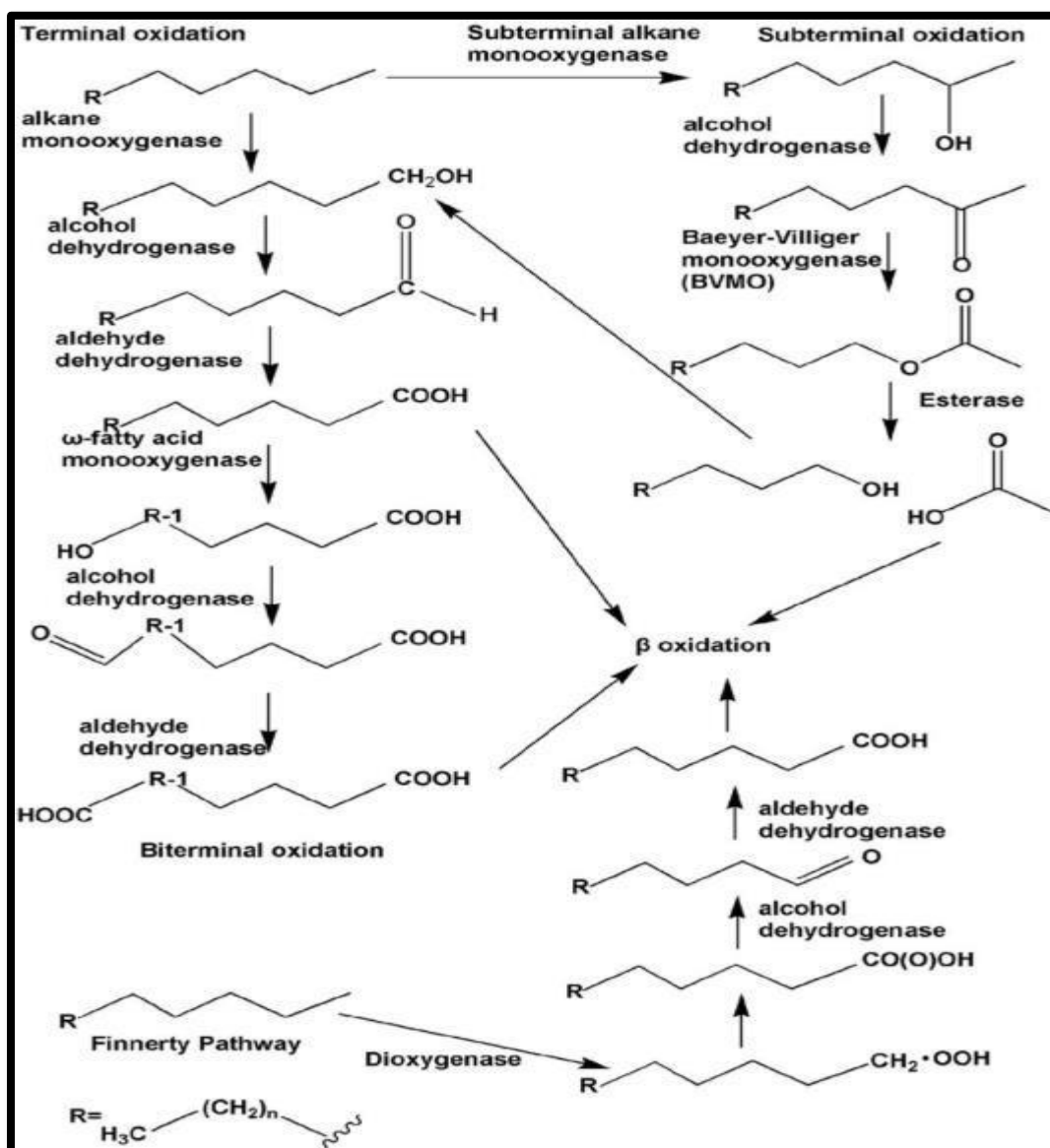


Figure II.6: Différents types de voies de dégradation aérobie des n-alcane par les bactéries (Mekonnen et al., 2024)

a. La biodégradation aérobie des aromatiques :

La biodégradabilité des hydrocarbures aromatiques décroît avec l'augmentation du nombre de cycles aromatiques et du degré d'alkylation. La dégradation aérobie débute par une hydroxylation catalysée par une dioxygénase, formant un cis-dihydrodiol, qui est ensuite réaromatisé en diol par une déshydrogénase. Un clivage ortho ou méta, médié par un système enzymatique multicomposant, produit des intermédiaires comme les acides benzoïque, phthalique ou salicylique, ultérieurement convertis en métabolites du cycle de Krebs. Les chaînes latérales n-alkyles des HAP alkylés sont transformées en dérivés d'acides carboxyliques par  $\beta$ -oxydation (Ghosal et al., 2016).

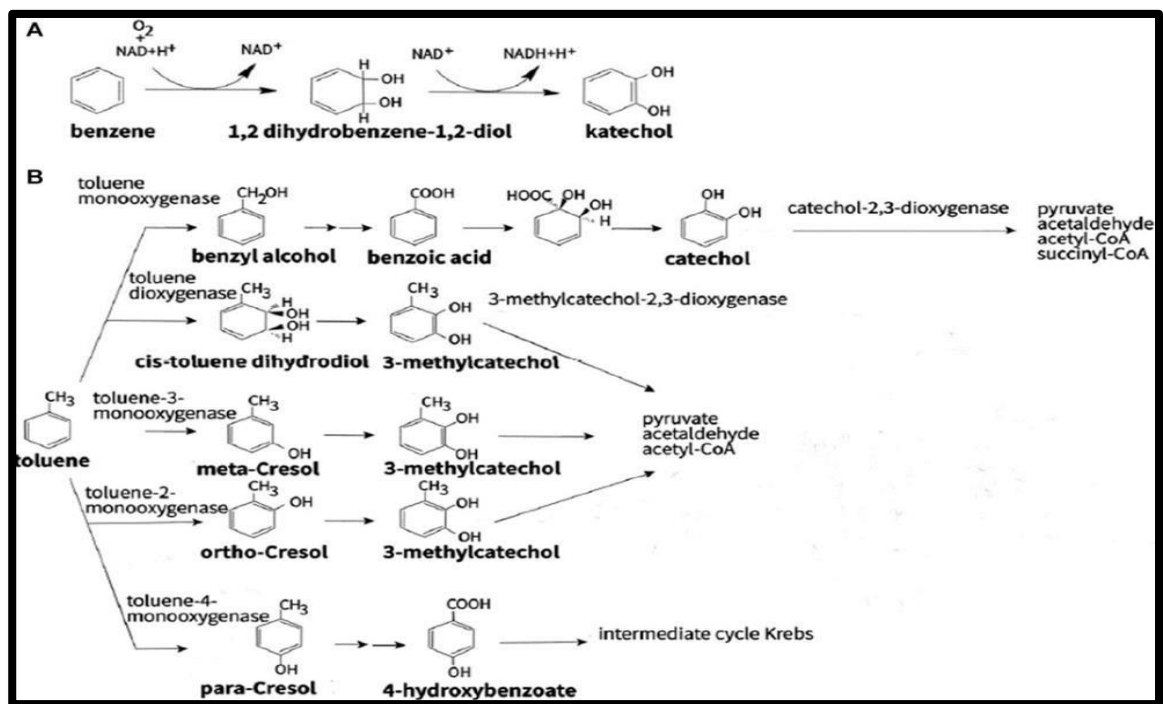


figure II.7: Différents types de voies de dégradation aérobie des composés aromatiques par des bactéries utilisant (A) le benzène et (B) le toluène (Mekonnen et al., 2024).

### II.4.3.2. Biodégradation anaérobie

Dans les environnements pauvres en oxygène, comme les fonds marins, les aquifères profonds ou les marécages, les micro-organismes utilisent des accepteurs d'électrons alternatifs tels que le nitrate ( $\text{NO}_3^-$ ), le sulfate ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), le fer ( $\text{Fe(III)}$ ), le  $\text{CO}_2$ , les oxydes de manganèse, les acides humiques ou le fumarate pour dégrader les hydrocarbures. Ce processus, bien que plus lent que la biodégradation aérobie, est essentiel dans ces milieux restreints (Al-Hawash, Dragh, et al., 2018; Ehiosun, 2022) Les bactéries anaérobies activent les hydrocarbures

apolaires en introduisant des groupements polaires (hydroxyle, carbonyle, carboxyle) pour faciliter leur oxydation ultérieure (Jarling et al., 2015).

*a. Biodégradation anaérobie des alcanes*

L'activation des alcanes en anaérobiose repose principalement sur l'addition de fumarate, formant des alkylsuccinates par addition terminale ou subterminale. Ces composés sont ensuite dégradés par réarrangement du squelette carboné et  $\beta$ -oxydation. Une autre voie, moins comprise, implique une carboxylation subterminale, convertissant les alcanes pairs en acides gras impairs, et vice versa (Ehiosun, 2022).

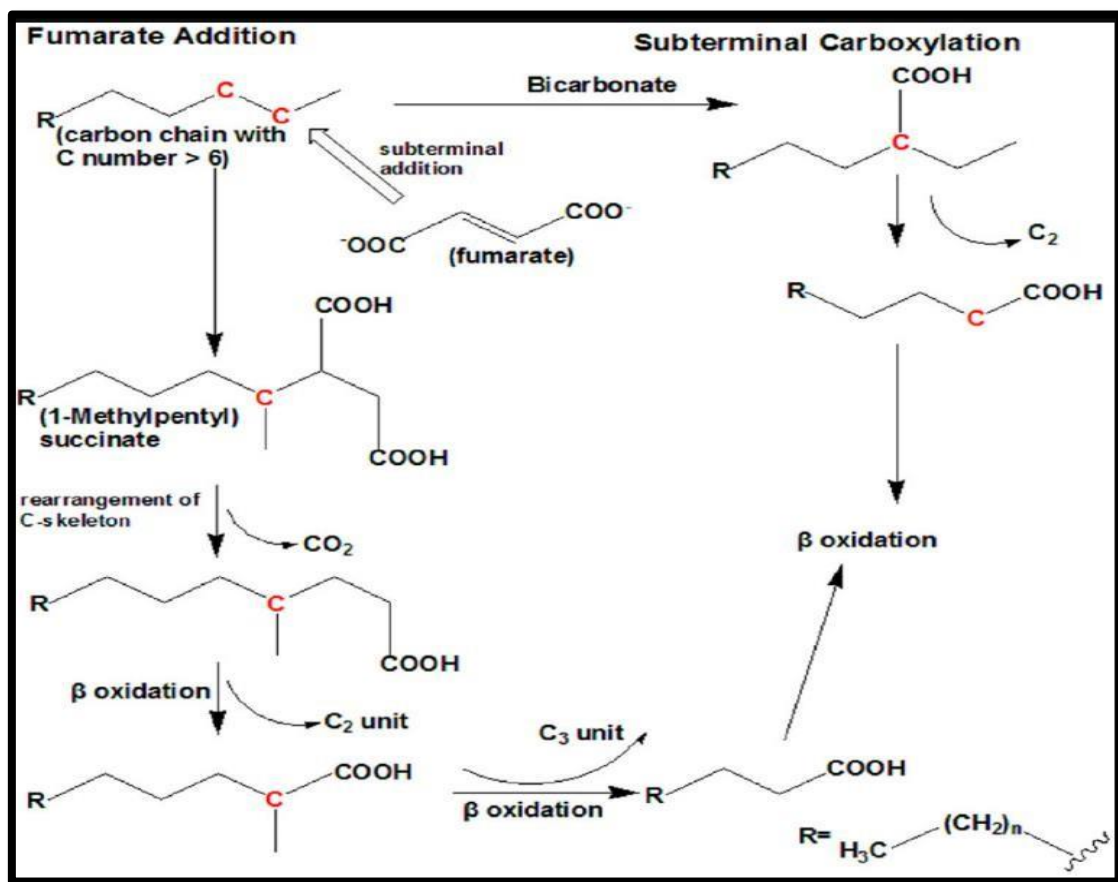


Figure II.8 : Différents types de voies de dégradation anaérobie des n-alcanes par les bactéries (Mekonnen et al., 2024).

*b. Biodégradation anaérobie des aromatiques*

Les hydrocarbures aromatiques (toluène, benzène, naphthalène, phénanthrène) peuvent être dégradés en conditions anaérobies par dénitrification, sulfatoréduction ou ferroréduction,

mais leur biodégradabilité diminue avec l'augmentation du nombre de cycles aromatiques (Widdel et al., 2010). L'activation des aromatiques se produit par :

- Addition de fumarate, formant des succinates substitués ;
- Carboxylation directe ;
- Méthylation des aromatiques non substitués ;
- Hydroxylation d'un groupe alkyle.

Ces réactions produisent des acides alkyl-aromatiques, dégradés en acides gras volatils à longue chaîne par clivage du cycle, puis métabolisés en méthane (CH<sub>4</sub>) et CO<sub>2</sub> (Varjani, 2017).

### II.4.3.3. Étude comparative des principes et types de biodégradation

La biodégradation varie selon l'environnement (aérobie ou anaérobie), la voie métabolique et le degré de minéralisation. Plusieurs études comparent l'efficacité de ces processus en fonction des conditions environnementales et des hydrocarbures ciblés.

Une étude de (Li et al., 2024) avec *Shewanella putrefaciens* montre que la biodégradation aérobie est plus efficace pour les hydrocarbures saturés (65,65 ± 0,01 %) que pour les aromatiques (43,86 ± 0,03 %), tandis qu'en anaérobiose (avec Fe(III) comme accepteur), les aromatiques sont mieux dégradés (53,94 ± 0,02 %) que les saturés (23,36 ± 0,01 %). Cela reflète une spécialisation microbienne selon l'accepteur d'électrons. (Komolafe et al., 2021) rapportent que, dans un traitement aérobie des eaux usées par boues activées, les HAP légers (naphtalène, anthracène) sont éliminés à 64-97 % en 144 h, contre 21-56 % pour les HAP lourds (ex. dibenz(a,h)anthracène, benzo(b)fluoranthène). (Ali et al., 2025) indiquent une dégradation aérobie plus efficace dans les sols (jusqu'à 80,3 %) que dans l'eau (52,1 %), mais ralentie en anaérobiose (43,7 % pour l'eau, 11,1 % pour le sol). Une corrélation positive, bien que non linéaire, existe entre les populations bactériennes hétérotrophes et les performances de dégradation.

Zhang et al. (2019) ont comparé différents accepteurs d'électrons dans des sédiments : la réduction des sulfates offre les taux de dégradation les plus rapides (demi-vies de 49,51 jours pour les n-alcanes et 58,74 jours pour les HAP), suivie par le nitrate et le fer pour les n-alcanes courts et HAP légers. La méthanogénèse favorise la dégradation des n-alcanes longs et des HAP lourds.

## II.5. Mécanismes microbiens de biodégradation (bactéries et champignons)

La biodégradation microbienne est un processus naturel essentiel pour dépolluer les sites contaminés par les hydrocarbures pétroliers. De nombreux micro-organismes présents dans ces environnements, principalement les bactéries et les champignons, dégradent les hydrocarbures en les minéralisant complètement ou en les transformant en métabolites moins complexes (Chikere et al., 2011). Les hydrocarbures sont classés par ordre décroissant de biodégradabilité : n-alcanes > alcanes ramifiés > aromatiques légères > alcanes cycliques > aromatiques lourds et HAP (Varjani & Upasani, 2017).

### II.5.1. Les bactéries

Les bactéries, acteurs clés de la biodégradation, éliminent efficacement les hydrocarbures déversés dans l'environnement (Brooijmans et al., 2009). Des genres comme *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Bacillus*, *Rhodococcus*, *Sphingomonas*, *Mycobacterium*, *Gordonia*, *Burkholderia* et *Arthrobacter*, isolés de sols contaminés, métabolisent une large gamme d'hydrocarbures, des n-alcanes aux HAP (Haritash & Kaushik, 2009; Obayori & Salam, 2010). Leur efficacité repose sur des plasmides dégradants et des gènes cataboliques codant pour des enzymes comme les hydroxylases et les oxygénases, ainsi que sur la production de biosurfactants qui augmentent la biodisponibilité des hydrocarbures hydrophobes (Chikere et al., 2011).

**Tableau II.2 :** Genres de bactéries qui utilisent les hydrocarbures comme seule source de carbone et d'énergie (Chikere et al., 2011).

Genre	Substrat	Gène / enzyme de dégradation
<i>Aeromonas</i>	Diesel	Alcane hydroxylase
<i>Bacillus</i>	Toluène, pétrole brut,	Alcane hydroxylase, gènes plasmidiques pour les dioxygénases
<i>Pseudomonas</i>	Gasoil, pétrole brut	Alcane hydroxylase, gènes plasmidiques pour les dioxygénases
<i>Serratia</i>	Pétrole brut	Alcane hydroxylase
<i>Stenotrophomonas</i>	Pyrène	Gènes plasmidiques pour les dioxygénases
<i>Enterobacter</i>	Alcane	Alcane hydroxylase
<i>Nocardia</i>	Alcane, pétrole brut	Alcane hydroxylases
<i>Acidocella</i>	Naphtalène	Gènes plasmidiques pour les dioxygénases
<i>Acidovorax</i>	Phénanthrène	Gènes plasmidiques pour les dioxygénases
<i>Agrobacterium</i>	Essence aromatiques	Gènes plasmidiques pour les dioxygénases
<i>Micrococcus</i>	Héxadécane	Alcane hydroxylases
<i>Xanthobacter</i>	Dibenzothiophène	Gènes transmis par les plasmides pour les

		dioxygénases étroitement liées à NAH7
<i>Terrabacter</i>	Fluorène	Gènes plasmidiques pour les dioxygénases
<i>Desulfobacterium</i>	Xylène	Benzyl succinate synthase chromosomique

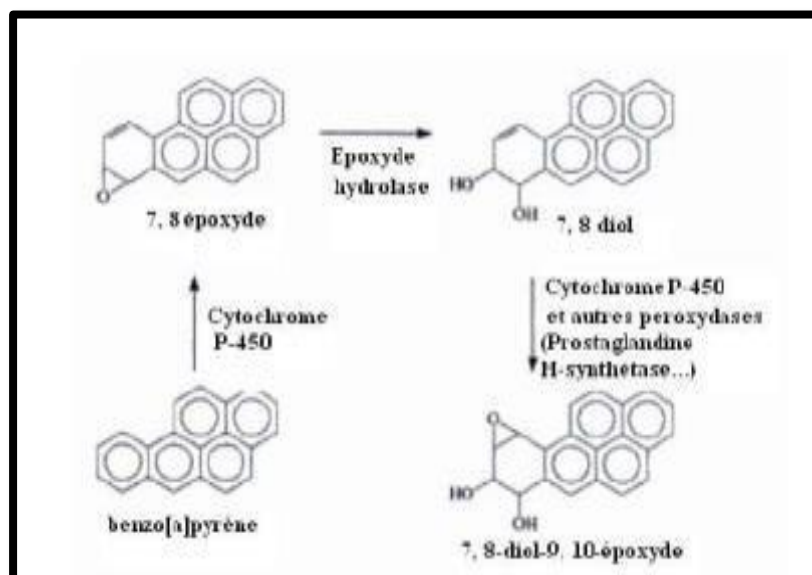
### II.5.1.1. Mécanismes de biodégradation des hydrocarbures par les bactéries

#### a. Biodégradation des alcanes

Les n-alcanes ( $\geq 9$  carbones) sont les hydrocarbures les plus facilement dégradés par une large gamme de bactéries. Leur dégradation débute par l'oxydation du groupe méthyle terminal via une monooxygénase, produisant successivement un alcool primaire, un aldéhyde, puis un acide monocarboxylique (**Chikere et al., 2011**). Les alcanes ramifiés, en revanche, se dégradent plus lentement en raison de leur structure plus complexe.

#### b. Biodégradation des HAP

La dégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) devient plus difficile avec l'augmentation du nombre de cycles aromatiques. De nombreuses bactéries dégradent efficacement des HAP simples comme le benzène ou le naphthalène, mais seuls quelques micro-organismes, utilisant plusieurs enzymes, parviennent à métaboliser des HAP complexes à plus de quatre cycles, comme le benzo[a]pyrène.



**Figure II.9 :** Bioactivation séquentielle du benzo(a)pyrène. De multiples enzymes catalysent la biotransformation du benzo(a)pyrène en 7, 8- diol-9, 10, époxyde, molécule cancérogène (**Técher, 2011**).

La dégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) débute par une dioxygénase qui ajoute deux atomes d'oxygène, formant des diols en configuration cis. Cette oxydation est suivie d'un clivage ortho ou méta du cycle aromatique hydroxylé, produisant un diol avec un cycle benzénique de moins que le composé initial. Ce processus se répète jusqu'à la rupture complète des cycles aromatiques (Peng et al., 2008). Les dioxygénases sont spécifiques à des substrats comme le toluène, le naphthalène ou le biphényle (Técher, 2011).

### II.5.2. Les champignons

Les champignons jouent un rôle clé dans la biodégradation des hydrocarbures en métabolisant la matière organique et en participant au cycle du carbone. Grâce à leurs enzymes extracellulaires, comme les oxydases à large spectre, ils transforment les hydrocarbures en eau et métabolites moins toxiques (Daccò et al., 2020; Fayeulle, 2013). Contrairement aux bactéries, ils prospèrent dans des conditions de faible humidité et de pH acide, offrant un avantage écologique. Leur structure mycélienne, invasive et à grande surface d'échange, est idéale pour coloniser des environnements hétérogènes comme les sols ou boues contaminés (Ritz & Young, 2004; Sardrood et al., 2013).

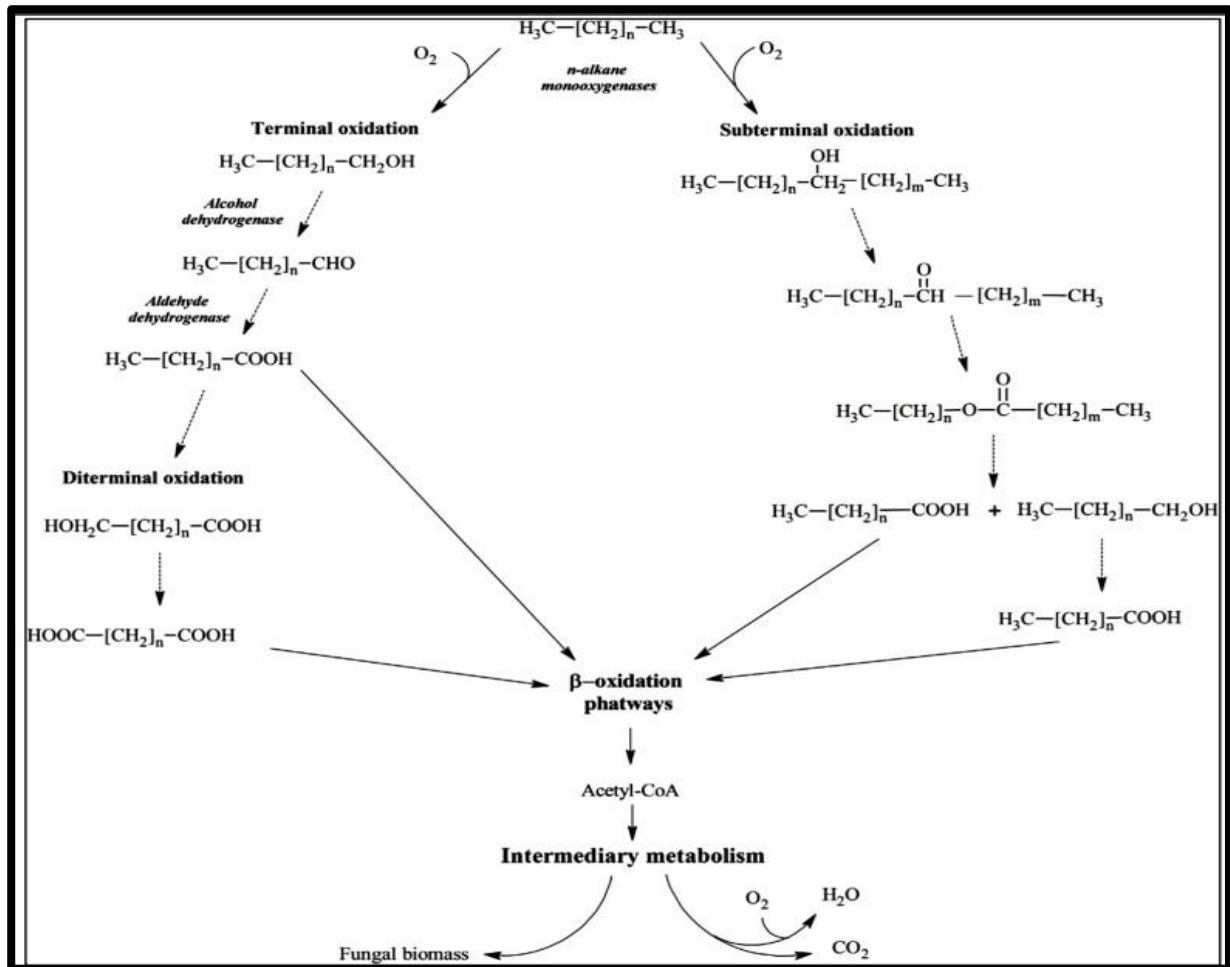
Bien que les champignons filamenteux ne minéralisent pas complètement les HAP, ils les convertissent en métabolites peu toxiques. Des genres comme *Aspergillus* et *Cladosporium* dégradent les hydrocarbures aliphatiques, tandis que *Cunninghamella*, *Penicillium* et *Fusarium* ciblent les aromatiques (Steliga, 2012). D'autres, comme *Amorphoteca*, *Neosartorya*, *Talaromyces* et *Graphium*, isolés de sols pollués, sont également des dégradeurs efficaces. Leur réseau mycélien régule le flux de nutriments et d'énergie, et leurs enzymes extracellulaires décomposent divers substrats en molécules assimilables, renforçant leur rôle dans la mycodégradation (Singh, 2006).

#### *II.5.2.1. Mécanismes de biodégradation des hydrocarbures pétroliers par les champignons*

##### *a. Dégradation des hydrocarbures aliphatiques*

La dégradation des hydrocarbures aliphatiques par les champignons commence par une hydroxylation, introduisant un atome d'oxygène dans le groupe méthyle terminal pour former un alcool, qui est ensuite oxydé en aldéhyde, puis en acide gras (Daccò et al., 2020). Cet acide gras est activé en ester acyl-CoA, métabolisé par  $\beta$ -oxydation, et intégré au cycle de l'acide

citrique, produisant des électrons pour la chaîne de transport d'électrons (Prenafeta-Boldú et al., 2019). Deux variantes existent : l'oxydation diterminale, formant un acide dicarboxylique traité par  $\beta$ -oxydation, et l'oxydation subterminale, convertissant l'hydrocarbure en alcool secondaire, puis en cétone et ester (Abbasian et al., 2015). Les champignons dégradent également les aliphatiques ramifiés, insaturés et cycliques, produisant des époxydes, alcools, diols ou acides carboxyliques.

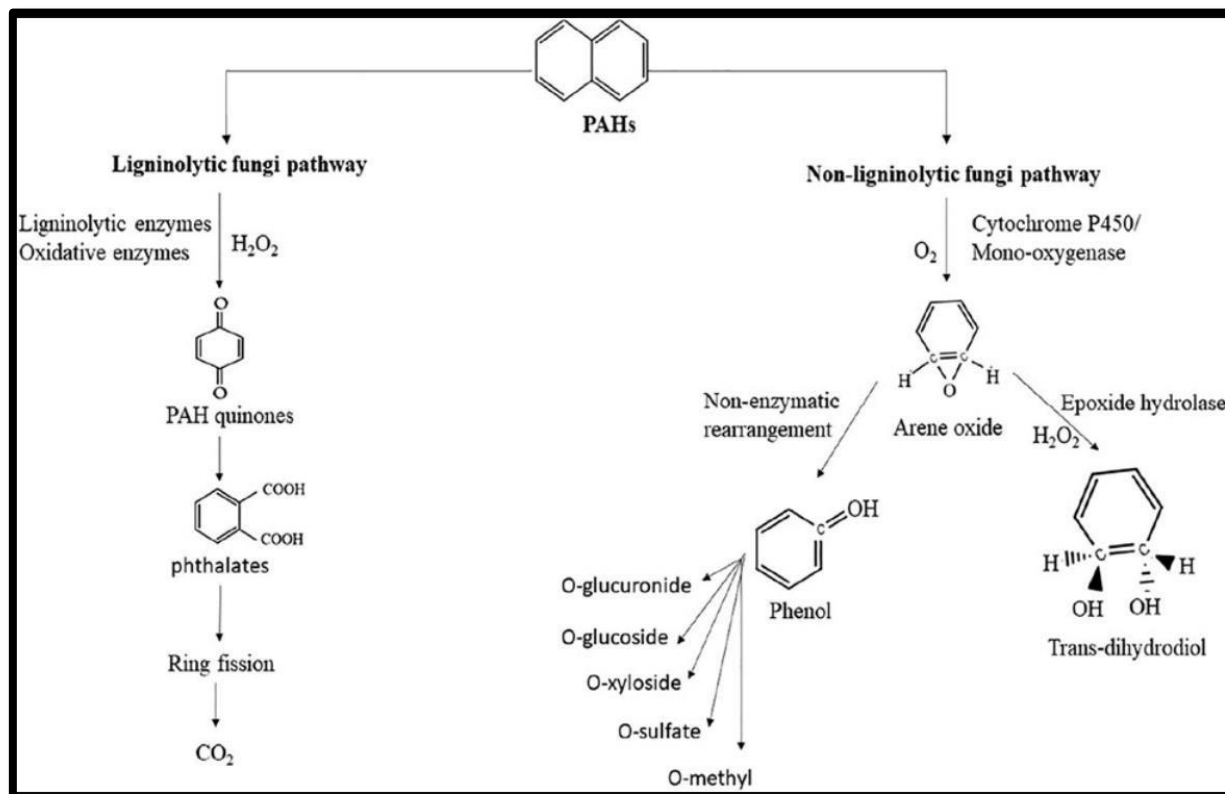


**Figure II.10:** Dégradation aérobie des hydrocarbures aliphatiques par les champignons. Les voies terminales, diterminales et subterminales possibles pour la dégradation des n-alcane sont illustrées (Daccò et al., 2020).

### *b. Dégradation des hydrocarbures aromatiques*

La dégradation des HAP varie selon les champignons lignolytiques (pourriture blanche) et non lignolytiques. Deux mécanismes principaux interviennent : l'oxydation par les monoxygénases intracellulaires du cytochrome P450 ou par des enzymes extracellulaires (laccases, peroxydases de manganèse ou de lignine) impliquées dans la dégradation de la lignine

(Tortella et al., 2005). Ces processus produisent des trans-dihydrodiols, phénols, quinones, époxydes de dihydrodiol ou tétraols, souvent conjugués en glucuronides, glucosides, xylosides ou sulfates, qui sont généralement moins toxiques (Timmis, 2010). La dégradation est majoritairement co-métabolique, ne favorisant pas la croissance fongique (Prenafeta-Boldú et al., 2019).



**Figure II.11:** Mécanisme de dégradation des HAP par les champignons ligninolytiques et non ligninolytiques (Mekonnen et al., 2024).

### c. Études comparatives

L'efficacité de la biodégradation dépend du type de micro-organismes utilisés. Un consortium bactérien (*Pseudomonas aeruginosa* + *Alcaligenes faecalis*) a dégradé 90 % du naphthalène, 80 % du phénanthrène et 70 % du pyrène en 8 jours (Zhang et al., 2022). *Pseudomonas aeruginosa* sans air a atteint 80-98 % pour les n-alcanes et 41-96 % pour les HAP (fluorène, phénanthrène, pyrène) en 7 jours (Medić et al., 2020). Une souche locale de *P. aeruginosa* a réduit les hydrocarbures totaux de 80,9 % (Benchouk & Chibani, 2017). Les consortiums enrichis, comme ceux issus de sédiments de mangrove, ont dégradé 64 % du fluoranthène et 58,4 % du phénanthrène en 7 jours (Shahriari Moghadam et al., 2014). Un consortium microbien a atteint 81,5 % de dégradation du naphthalène, contre 58,5 % pour des

isolats individuels (Fulekar, 2017). L'ajout de champignons à un consortium bactérien marin augmente légèrement la dégradation (55 % à 60 %) (Li et al., 2008). *Monocillium sp.* et *Aspergillus niger* ont dégradé 94,2 % et 92,8 % du pétrole brut seuls, mais seulement 76,3 % en combinaison, suggérant un effet antagoniste (Odili et al., 2020). Un consortium fongique (*Aspergillus niger* + *Aspergillus fumigatus*) a réduit 90 % des hydrocarbures, contre 70 % pour un mélange de quatre champignons (Jawhari, 2014).

### II.6. Facteurs influençant la biodégradation des hydrocarbures pétroliers

La biodégradation des hydrocarbures dépend des propriétés de l'environnement, des hydrocarbures et des communautés microbiennes responsables de leur métabolisme. Voici les principaux facteurs affectant ce processus.

#### II.6.1. Température

La température influence directement la chimie des hydrocarbures et l'activité microbienne (Das & Chandran, 2011). À basse température, la viscosité du pétrole augmente et la volatilité des hydrocarbures légers diminue, ralentissant la biodégradation. La solubilité des hydrocarbures est également affectée. La dégradation est optimale entre 30 et 40 °C pour les conditions mésophiles, mais possible dans des environnements psychrophiles ou thermophiles (Chandra et al., 2013). Une étude dans la baie de Tokyo a montré une efficacité maximale en été, suivie par le printemps, l'automne et l'hiver (Siron et al., 1995). À basse température, la demi-vie des hydrocarbures s'allonge, surtout pour les alcanes légers, tandis qu'une chaleur excessive peut inhiber l'activité microbienne (Knudsmark Sjøholm et al., 2021). Dans les sols subantarctiques, la biodégradation est faible à 4 °C mais augmente significativement à 20 °C, surtout avec l'ajout de nutriments (Coulon et al., 2005).

#### II.6.2. pH

Le pH du milieu affecte les activités enzymatiques, le transport membranaire et les réactions catalytiques des micro-organismes. Les bactéries préfèrent un pH neutre à légèrement alcalin (6-9), avec un optimum souvent à 7,5 (Das & Chandran, 2011; Rahman et al., 2002). Par exemple, *Pseudomonas aeruginosa* atteint une biodégradation maximale du pétrole brut à pH 8,0 (Thavasi et al., 2007). La souche *Flavobacterium sp. DS5-73* dégrade 43 % des hydrocarbures à pH 8,5 (Rahman et al., 2002). Les champignons, plus tolérants aux pH acides

(4-5), prospèrent là où les bactéries peinent (Singh, 2006). Le naphthalène se minéralise à pH 6,5 ou 8, l'octadécane étant plus dégradé à pH 8,0 (Hambrick et al., 1980).

### II.6.3. Oxygène

L'oxygène est essentiel pour la biodégradation aérobie, servant de co-substrat pour les mono- et dioxygénases et d'accepteur final d'électrons. Une concentration de 10 à 40 % d'oxygène est nécessaire, avec environ 3,1 mg d'oxygène requis pour dégrader 1 mg d'hydrocarbures. En conditions aérobies, 20-25 % du pétrole peut être éliminé en 10 jours, contre 15-18 % en 50 jours en anaérobiose, et quasi nulle en anoxie (Kebede et al., 2021). La biodégradation aérobie est nettement plus rapide et efficace, tandis que la dégradation anaérobie est souvent négligeable (Daccò et al., 2020; Haritash & Kaushik, 2009).

**Tableau II.3:** Conditions optimales pour la croissance microbienne et la biodégradation des hydrocarbures (Maletic et al., 2013).

Paramètre	Croissance microbienne	Biodégradation des HC
Capacité de rétention d'eau (%)	25-28	40-80
pH	5,5-8,8	6,5-8,0
Température (°C)	10-45	20-30
Oxygène	10%	10-40%
C:N:P	100:10:1 (0,5)	100:10:1 (0,5)
Contaminants	Pas trop toxique	HC 5-10% du poids sec du sol
Métaux lourds	≤2000ppm	≤700ppm

Les bactéries halophiles et hémolytiques dégradent efficacement les BTEX en conditions aérobies, un processus amplifié par l'ajout de nutriments comme l'extrait de levure (Nicholson & Fathepure, 2004). Dans des réacteurs à oxygène limité, un consortium microbien issu d'un sol contaminé a réduit 60 % des hydrocarbures totaux en 30 jours, mais à un rythme plus lent qu'en conditions pleinement aérobies (Medina-Moreno et al., 2005). Dans des boues pétrochimiques riches en hydrocarbures (334,7 g/kg), la biodégradation aérobie à 30 °C avec agitation (100 tr/min) a atteint 32-51 % en 30 jours (Roldán-Carrillo et al., 2012). Dans un bioréacteur aéré, le taux de dégradation variait de 0,67 à 2,17 g de TPH·kg<sup>-1</sup>·jour<sup>-1</sup> sur

15 jours, l'oxygène dissous étant essentiel pour l'activité enzymatique microbienne (**Machín-Ramírez et al., 2008**).

### II.6.4. Nutriments

Les nutriments, notamment l'azote (N), le phosphore (P) et le potassium (K), sont essentiels pour la croissance et le métabolisme des bactéries dégradant les hydrocarbures. Dans les environnements contaminés, ces nutriments inorganiques sont souvent limitants, freinant la biodégradation (**Röling et al., 2002**). L'ajout de macronutriments (N, P, K) et d'oligo-éléments (calcium, soufre, magnésium, fer, manganèse) via des engrais comme l'urée ou les sels de phosphate stimule la biostimulation (**Chaillan et al., 2006**). Un rapport C/N/P optimal de 100:10:1 à 100:20:1 favorise une biodégradation efficace, avec environ 150 g d'azote et 30 g de phosphore nécessaires pour convertir 1 kg d'hydrocarbures en biomasse (**Ron & Rosenberg, 2014**). Cependant, un apport excessif ou insuffisant de nutriments peut inhiber la croissance microbienne et la production d'enzymes, entraînant une toxicité pour les bactéries indigènes (**Zenati, 2018**).

Des études montrent l'impact des nutriments sur la biodégradation. Par exemple, l'ajout de nutriments, biosurfactants et inoculation microbienne a permis une élimination quasi totale des hydrocarbures (98 %) dans des boues huileuses, surpassant les approches isolées (**Jasmine & Mukherji, 2014**). Le consortium bactérien AK6 a vu sa capacité de dégradation chuter de 90 % à 45 % sans azote (**Hentati, 2018**). Dans des sols agricoles, l'ajout d'azote et d'un absorbant organique (Spill-Sorb) a stimulé la croissance microbienne et la dégradation, l'absorbant seul étant particulièrement efficace (**Kisić et al., 2022**).

### II.6.5. Biodisponibilité des hydrocarbures

La biodisponibilité, définie comme la fraction d'hydrocarbures accessible aux micro-organismes, est un facteur clé limitant la vitesse de biodégradation (**Chen et al., 2019; Maletic et al., 2013**). Elle est réduite par l'hydrophobicité, la faible solubilité (surtout pour les composés à haut poids moléculaire), la faible diffusion, la désorption dans le sol, la structure chimique, la température, la viscosité et la durée de contamination (**Smulek et al., 2020**). Les basses températures augmentent la viscosité, réduisent la solubilité et limitent le transfert d'oxygène et de nutriments, diminuant ainsi la biodisponibilité (**Margesin et al., 2013**). Les biosurfactants

peuvent améliorer l'accessibilité des hydrocarbures, mais leur effet varie selon leurs propriétés, les polluants et les micro-organismes, pouvant parfois inhiber la dégradation (X. Xu et al., 2018).

La biodégradabilité suit l'ordre décroissant : n-alcanes > alcanes ramifiés > cycloalcanes > aromatiques légers > aromatiques lourds > composés polaires. Les taux de dégradation sont plus élevés à faibles concentrations (50-200 ppm), mais diminuent à des concentrations élevées (400-800 ppm), qui favorisent des taxons tolérants comme *Rhodobacterales* tout en limitant des dégradeurs spécialisés comme *Alcanivorax* (Bacosa et al., 2021). Une concentration excessive d'hydrocarbures réduit la biodisponibilité par toxicité et compétition microbienne (Alrumman et al., 2015; Jia et al., 2023; Rahman et al., 2002).

### II.6.6. Études complémentaires

Les bactéries halophiles et hémolytiques dégradent rapidement les BTEX en conditions aérobies, un effet amplifié par l'ajout d'extrait de levure (Nicholson & Fathepure, 2004). Dans des réacteurs à oxygène limité, un consortium a réduit 60 % des hydrocarbures en 30 jours, mais moins efficacement qu'en conditions aérobies (Medina-Moreno et al., 2005). Dans des boues pétrochimiques, la biodégradation aérobie à 30 °C a atteint 32-51 % en 30 jours (Roldán-Carrillo et al., 2012), et dans un bioréacteur aéré, le taux variait de 0,67 à 2,17 g de TPH·kg<sup>-1</sup>·jour<sup>-1</sup>, l'oxygène dissous étant crucial (Machín-Ramírez et al., 2008).

### II.7. Conclusion

Ce chapitre a exploré les impacts environnementaux et sanitaires des hydrocarbures pétroliers, soulignant leur rôle comme contaminants majeurs des sols, eaux et écosystèmes marins, ainsi que leurs risques toxiques, cancérigènes et mutagènes pour l'homme. Nous avons examiné leur composition chimique, classification et propriétés physico-chimiques, qui déterminent leur comportement et toxicité dans l'environnement. La biodégradation émerge comme une solution écologique prometteuse, reposant sur des principes aérobies et anaérobies, des stratégies comme la biostimulation et la bioaugmentation, et des mécanismes microbiens impliquant bactéries et champignons. Enfin, des facteurs tels que la température, le pH, l'oxygène, les nutriments et la biodisponibilité influencent l'efficacité de ces processus.

**Chapitre III :  
Co-compostage des  
boues huileuses :  
Principes et  
valorisation**

### III.1. Introduction

Le compostage, processus de décomposition aérobie de la matière organique, constitue une méthode de traitement alternative à la fois simple, économique et respectueuse de l'environnement pour la valorisation des déchets organiques et des boues. Ce procédé repose sur l'action concertée de divers microorganismes (bactéries, champignons et actinomycètes) qui dégradent la matière organique, libèrent de la chaleur et assurent la stabilisation progressive de la biomasse.

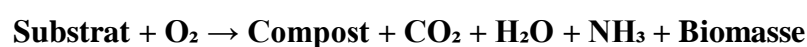
L'intérêt croissant pour le compostage s'explique par sa capacité à réduire le volume des résidus, à limiter les émissions de gaz polluants et à améliorer la qualité des sols agricoles par l'apport de nutriments essentiels et de matière organique stable. Toutefois, l'efficacité et la qualité du compost final dépendent de plusieurs paramètres clés, tels que le rapport carbone/azote (C/N), le taux d'humidité, la température ainsi que la présence éventuelle de contaminants, qui influencent directement le déroulement du processus et les propriétés du produit obtenu.

### III.2. Généralités sur le compostage

#### III.2.1. Définition et objectif du compostage

Le compostage est une technique biologique durable, largement adoptée pour la gestion des déchets solides, qui permet à la fois de réduire leur volume et de produire un amendement organique stable. Inscrite dans la logique de l'économie circulaire, cette approche conjugue avantages économiques et efficacité écologique (Holes et al., 2014; Pergola et al., 2018).

Ce procédé repose sur une décomposition oxydative microbienne contrôlée, réalisée principalement en conditions aérobies, au cours de laquelle les communautés microbiennes transforment la matière organique biodégradable en compost (Lutz et al., 2020). Comme l'illustre l'équation proposée par (Haug, 2018), cette transformation génère non seulement du compost, mais également du dioxyde de carbone, de l'eau, de l'ammoniac, de la biomasse microbienne et de la chaleur :



Le compost obtenu doit présenter une bonne stabilité, être exempt d'agents pathogènes et contenir une faible teneur en polluants, tout en préservant des microorganismes bénéfiques,

essentiels à la fertilité des sols et à la santé des plantes. Bien qu'il renferme généralement des concentrations plus faibles en azote, phosphore, potassium et oligo-éléments que les engrais chimiques, le compost constitue une alternative plus respectueuse de l'environnement, contribuant à valoriser les déchets organiques et à améliorer la durabilité des pratiques agricoles (Rath et al., 2022).

### III.2.2. Phases de compostage

Le processus de compostage se déroule en quatre étapes principales (Figure III.1), caractérisées par des variations successives de température, de communautés microbiennes et de substrats organiques.

- **Phase mésophile initiale.**

Cette première étape, d'une durée de quelques jours, se déroule à des températures comprises entre 25 et 40 °C. Les microorganismes mésophiles (bactéries, champignons, actinomycètes) dégradent rapidement les sucres solubles et les amidons, produisant chaleur, dioxyde de carbone et acides organiques, ce qui entraîne une diminution temporaire du pH vers des valeurs acides (Lin et al., 2022; Nemet et al., 2021). Cependant, la dégradation des acides organiques, associée à la production d'ammoniac, provoque rapidement une remontée du pH. L'augmentation de température observée au cours de cette étape est essentiellement due à l'intense activité métabolique des organismes mésophiles, dont la biomasse est trois fois supérieure à celle des organismes thermophiles (Epstein, 2011).

- **Phase thermophile**

Lorsque la température du compost dépasse 40 °C, la phase thermophile débute. Elle peut durer de 10 à 30 jours, selon l'aération, le rapport C/N et le taux d'humidité (Nemet et al., 2021; Vukobratović et al., 2008). Cette étape est marquée par une accélération du processus de décomposition, la température pouvant atteindre 62 °C (Tuomela, 2000). Les bactéries thermophiles, actinomycètes et champignons résistants à la chaleur assurent la dégradation des composés organiques plus complexes, tels que protéines, graisses, cellulose et hémicellulose (Sole-Mauri et al., 2007). La minéralisation de la matière organique azotée libère de l'ammoniac, ce qui entraîne une élévation du pH. Des températures supérieures à 50 °C permettent l'inactivation des pathogènes (*Escherichia coli*, *Salmonella sp.*) et des graines de mauvaises herbes (Lin et al., 2022; Nemet et al., 2021). Toutefois, des températures

supérieures à 65 °C peuvent également détruire une partie des microorganismes bénéfiques, rendant l'aération et le brassage indispensables pour homogénéiser la température et assurer une bonne oxygénation (**Insam & De Bertoldi, 2007**).

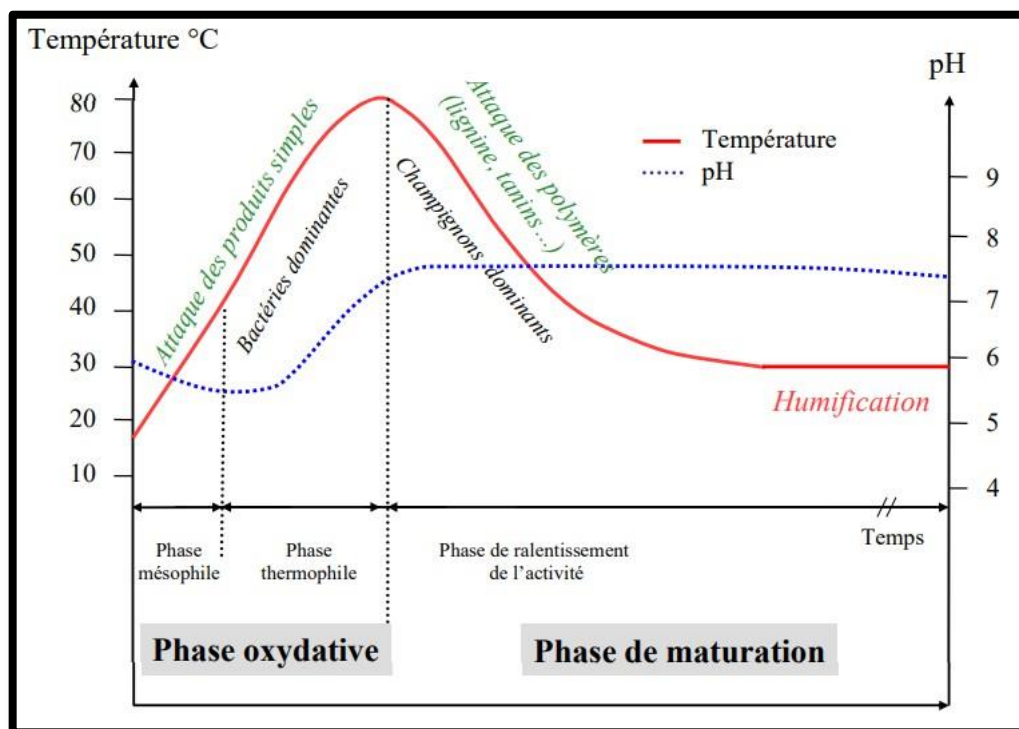
- **Phase de refroidissement (deuxième phase mésophile)**

Après l'intense activité thermophile, le compost entre dans une phase de refroidissement, durant laquelle les organismes mésophiles recolonisent progressivement le substrat. Ces derniers proviennent soit de zones périphériques plus froides, soit de spores, soit encore d'une réinoculation externe. La décomposition concerne alors principalement les substances lignocellulosiques plus complexes. Des macrochampignons apparaissent fréquemment à ce stade, jouant un rôle majeur dans la dégradation de ces substrats récalcitrants. Le pH, généralement alcalin, tend à se rapprocher progressivement de la neutralité (**Lin et al., 2022; Vukobratović et al., 2008**).

- **Phase de maturation :**

La dernière phase, ou phase de durcissement, s'étend de quelques jours à plusieurs mois et se caractérise par une transformation progressive des composés carbonés restants. La communauté microbienne subit un renouvellement complet : les champignons deviennent dominants en raison de leur meilleure capacité d'adaptation aux faibles teneurs en nutriments (**Danon et al., 2008**). Cette étape aboutit à la production d'un compost stable et mature, marqué par un rapport C/N réduit, un pH neutre ou légèrement alcalin, et une température proche de celle de l'environnement ambiant (**Elkader et al., 2007**). Le compost obtenu présente une structure humifère et une odeur terreuse caractéristique.

La maturité et la stabilité du compost peuvent être évaluées à l'aide de divers indicateurs, tels que l'indice de germination ou le rapport C/N soluble. La phase de maturation et les conditions de stockage jouent ainsi un rôle déterminant dans la composition microbienne du produit final, influençant directement sa qualité agronomique et environnementale (**Insam & De Bertoldi, 2007**).



**Figure III.1 :** Courbe théorique d'évolution de la température et du pH au cours du compostage

### III.2.3. Conditions de compostage

Le compostage peut être conduit selon deux grands modes : **aérobie** ou **anaérobie**, chacun présentant des mécanismes microbiologiques et des résultats distincts.

#### a- Compostage aérobie

Le compostage aérobie constitue la méthode la plus répandue pour transformer les déchets organiques en un amendement stable et hygiénique. Il repose sur l'action de microorganismes aérobies (bactéries, champignons, actinomycètes) qui oxydent la matière organique biodégradable. Ce processus libère du dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ), des nitrites, des nitrates et de la biomasse microbienne.

La réaction est fortement exothermique, ce qui entraîne une élévation de la température de la masse en décomposition. Cette chaleur favorise la dégradation rapide de la matière organique, l'inactivation des agents pathogènes et la destruction des graines de mauvaises herbes.

Pour garantir un compost de qualité, plusieurs paramètres doivent être rigoureusement contrôlés :

- **Aération et apport en oxygène :** essentiels pour maintenir un métabolisme oxydatif efficace.

- **Température** : doit évoluer selon les différentes phases (mésophile, thermophile, maturation).
- **Taux d'humidité** : idéalement compris entre 50 et 60 % pour favoriser l'activité microbienne sans provoquer d'anoxie.
- **Rapport C/N** : optimal autour de 25–30, assurant un équilibre entre substrat énergétique (carbone) et croissance microbienne (azote).
- **pH** : généralement entre 6,5 et 8,0 pour une activité biologique maximale.
- **Granulométrie** : une taille de particules adaptée améliore la porosité et la diffusion d'oxygène.

Dans des conditions appropriées, le compostage aérobie permet de valoriser efficacement les déchets organiques et de produire un amendement stable, riche en matière organique humifiée et bénéfique pour la fertilité des sols (**Rath et al., 2022**).

#### *b- Compostage anaérobie*

En absence d'oxygène, la matière organique est dégradée par des microorganismes anaérobies selon un processus de réduction, qui génère moins d'énergie que l'oxydation aérobie. La chaleur produite est limitée, ce qui explique une élévation de température plus modérée.

La digestion anaérobie repose sur un enchaînement de quatre étapes microbiologiques successives, regroupées sous le terme de **biométhanogénèse** :

- **Hydrolyse**
  - ✓ Dégradation des macromolécules complexes (protéines, glucides, lipides) en unités simples solubles (acides aminés, sucres, acides gras).
  - ✓ Étape limitante du processus, surtout pour la cellulose et les graisses.
- **Acidogénèse (fermentation acide)**
  - ✓ Transformation des produits hydrolytiques en acides organiques volatils (acétique, propionique, butyrique), en alcools, H<sub>2</sub> et CO<sub>2</sub>.
  - ✓ Cette étape provoque une acidification du milieu.
- **Acétogénèse**
  - ✓ Conversion des acides organiques volatils en acétate, H<sub>2</sub> et CO<sub>2</sub>.
  - ✓ Substrats essentiels pour les archées méthanogènes.
- **Méthanogénèse**
  - ✓ Production de méthane par les archées selon deux voies principales :
    - **Méthanogénèse acétoclastique** : acétate → CH<sub>4</sub> + CO<sub>2</sub>

➤ **Méthanogénèse hydrogénotrophe** :  $\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 \rightarrow \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$

- ✓ Étape sensible aux variations de pH, température et inhibiteurs ( $\text{NH}_3$ , métaux lourds, sulfures).

La digestion anaérobie est ainsi un procédé doublement avantageux : elle permet la stabilisation de la matière organique tout en produisant du **biogaz**, valorisable comme source d'énergie renouvelable (Nguyen et al., 2018).

### III.3. Contraintes de compostage des boues huileuses

Le compostage des boues huileuses constitue une approche de bioremédiation prometteuse. Toutefois, son efficacité est limitée par de multiples contraintes liées à la nature complexe de ces résidus. Ces obstacles concernent principalement la composition chimique des boues, la toxicité de certains composés, ainsi que les impacts écotoxicologiques et sanitaires associés.

#### A. Présence d'hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) :

Les HAP représentent l'un des principaux défis en raison de leur toxicité, de leur faible biodégradabilité et de leur capacité à inhiber l'activité microbienne, essentielle au processus de dégradation (Rondon-Afanador et al., 2023). Cela se traduit par une succession microbienne lente et des temps de compostage prolongés.

#### B. Déséquilibre du rapport C/N :

Les boues huileuses présentent souvent une teneur élevée en carbone sous forme d'hydrocarbures, entraînant un rapport C/N défavorable. Un tel déséquilibre ralentit l'activité microbienne et nécessite généralement un co-compostage avec des matières riches en azote (déchets verts, boues d'épuration domestiques, fumiers) pour rétablir des conditions optimales de dégradation.

#### C. Adaptation microbienne et activité enzymatique :

Les micro-organismes impliqués dans le compostage doivent être capables d'utiliser les hydrocarbures comme source de carbone et d'énergie. Cela exige la synthèse d'enzymes spécifiques (oxygénases, hydrolases, déshydrogénases) permettant la transformation de ces composés complexes en métabolites plus simples, moins toxiques, voire inoffensifs. La

variabilité de l'efficacité de cette dégradation rend nécessaire la sélection ou l'enrichissement de consortia microbiens adaptés.

#### **D. Substances toxiques persistantes :**

Les boues huileuses contiennent également des phénols et d'autres composés récalcitrants, qui présentent un double inconvénient : ils nuisent à la croissance microbienne et peuvent générer des intermédiaires métaboliques encore plus toxiques (Marín et al., 2006; Obi et al., 2020). Leur résistance à l'oxydation constitue un frein majeur à l'efficacité globale du compostage.

#### **E. Métaux lourds :**

Ces boues sont souvent enrichies en métaux lourds (Cd, Pb, Cr, Ni, Zn, Hg), dont la biodisponibilité peut inhiber la dégradation des hydrocarbures complexes et perturber le métabolisme microbien. Si l'apport d'agents de stabilisation (argiles, composts mûrs, biochar) permet parfois d'atténuer la toxicité, des concentrations élevées demeurent problématiques et nécessitent une surveillance stricte (Xiong et al., 2022).

#### **F. Risques sanitaires liés aux agents pathogènes :**

La présence de microorganismes pathogènes (*E. coli*, *Enterococcus spp.*, *Salmonella spp.*) et d'éléments parasitaires (œufs d'helminthes) constitue une menace directe pour la sécurité environnementale et agricole du compost final (Manga et al., 2023). Leur persistance exige des conditions thermophiles prolongées pour assurer leur inactivation et prévenir tout risque de dissémination.

#### **G. Impact environnemental et nécessité d'une gestion rigoureuse :**

Même si le compostage peut réduire le volume des boues, une gestion inadéquate favorise la libération de métabolites toxiques, de métaux mobiles ou de pathogènes résiduels. Il est donc impératif d'optimiser les paramètres de compostage (aération, humidité, température, amendements) afin de garantir une décomposition efficace et un produit final sûr et valorisable.

Le compostage des boues huileuses, par conséquent, se heurte à une série d'obstacles interdépendants : toxicité chimique, déséquilibres nutritionnels, limitations microbiennes et risques sanitaires. Ces contraintes rendent indispensable une approche intégrée combinant co-

compostage, enrichissement microbien, stabilisation chimique et contrôle sanitaire pour aboutir à un compost de qualité, à la fois efficace pour la bioremédiation et sûr pour une réutilisation agricole.

### III.4. Techniques et paramètres de compostage

La réussite du compostage repose sur l'interaction complexe de plusieurs paramètres physiques, chimiques et biologiques. Ces facteurs influencent directement la dynamique microbienne, la vitesse de dégradation et la qualité du compost final. Les plus déterminants sont la nature du substrat, la taille des particules, l'humidité, la température, le pH, la teneur en oxygène, le rapport C/N, ainsi que la diversité et l'abondance des micro-organismes présents (Elkader et al., 2007). L'optimisation simultanée de ces conditions est indispensable pour assurer un processus homogène, limiter les pertes de nutriments et obtenir un produit stabilisé et hygiénisé.

#### III.4.1. Rapport C/N

Le rapport carbone/azote (C/N) constitue l'un des paramètres nutritionnels fondamentaux du compostage. Le carbone joue principalement le rôle de source d'énergie pour les micro-organismes, tandis que l'azote est essentiel à leur croissance cellulaire et à la synthèse des protéines (Iqbal et al., 2015). L'équilibre entre ces deux éléments détermine la disponibilité des nutriments et, par conséquent, le rythme et l'efficacité du processus de décomposition.

De nombreuses études indiquent qu'un rapport C/N compris entre **25/1 et 35/1** est optimal pour maintenir une activité microbienne soutenue et assurer une dégradation équilibrée de la matière organique (Guo et al., 2012).

- ✓ **Rapport C/N trop élevé** : il limite l'azote disponible, ralentit le métabolisme microbien et allonge la durée de compostage.
- ✓ **Rapport C/N trop faible** : il favorise la formation et la volatilisation de l'ammoniac, entraînant des pertes azotées, des nuisances olfactives et parfois une phytotoxicité (Iqbal et al., 2015; Neugebauer et al., 2017).

Pour éviter ces déséquilibres, le rapport C/N initial est généralement corrigé par l'ajout de matières :

- ✓ **Riches en azote** (résidus de fruits et légumes, tontes de gazon, fumier) pour compenser un excès de carbone.

- ✓ **Riches en carbone** (paille, copeaux de bois, carton, papier) pour équilibrer un excès d'azote.

Cette étape d'ajustement est essentielle pour initier le compostage dans des conditions optimales.

**Tableaux III.1:** Matériaux de compost couramment utilisés et leur rapport azote et C/N rapportés dans la littérature (**Lin et al., 2022**)

Matériaux de compost	Azote	Rapport C/N
Fumier de vache	2,3–2,6	13,8–15,8
Fumier de poulet	2,6–7,0	6,1–8,9
Fumier de porc	2,5–3,0	16,8–17,2
Fumier de mouton	2,1–2,8	17–17,1
Boue d'épuration	1,7–4,5	11,3–11,5
Sciure	0,5–1,8	140–250
Pailles de riz	0,25–0,54	36,4–71,7
Pailles de blé	0,8–0,9	69,6–77,5

#### III.4.2. Granulométrie

La granulométrie des matériaux initiaux constitue un facteur déterminant dans le compostage, car elle influence à la fois la biodégradabilité de la matière organique et les conditions physiques du mélange. Deux aspects principaux doivent être considérés :

1. **La surface spécifique disponible pour l'attaque microbienne** : plus les particules sont petites, plus la surface accessible aux micro-organismes est grande, ce qui favorise une dégradation rapide et efficace.
2. **L'homogénéité et la porosité du mélange** : une granulométrie adaptée assure une bonne répartition des matériaux, favorisant ainsi la diffusion de l'air et de l'eau dans la masse compostée.

Toutefois, un compromis est nécessaire :

- Des particules trop fines peuvent réduire la porosité et limiter la circulation de l'air et de l'eau, créant des zones anaérobies indésirables.

- Des particules trop grossières peuvent, au contraire, entraîner une ventilation excessive, une faible capacité de rétention d'eau et un ralentissement du processus de dégradation (Zhao et al., 2017).

La littérature scientifique ne s'accorde pas encore sur une granulométrie optimale universelle, celle-ci variant selon la nature des substrats compostés :

- Des tailles  $\leq 1$  cm ont montré leur efficacité pour le compostage des déchets alimentaires (Liu et al., 2021; Tran et al., 2020; Wang et al., 2016).
- Des tailles comprises entre 1,5 et 3,0 cm sont plus adaptées au compostage de substrats plus grossiers comme le fumier bovin ou avicole, les déchets alimentaires mélangés et les déchets municipaux solides (Wang et al., 2015).

Ainsi, le choix de la granulométrie doit être ajusté en fonction de la nature du substrat et de l'objectif visé (stabilisation rapide, hygiénisation, qualité agronomique du compost).

#### III.4.3. Teneur en humidité

Un taux d'humidité adéquat constitue l'un des paramètres les plus critiques du compostage, car il conditionne directement **la survie et l'activité des micro-organismes**, ainsi que la disponibilité et le transport des nutriments. L'humidité influence également plusieurs autres facteurs essentiels : **la température, l'absorption d'oxygène, la nutrition microbienne et la pénétration de l'air** dans la masse compostée.

- **Excès d'humidité** : un taux supérieur à 70 % provoque un engorgement des pores du substrat, réduisant la diffusion de l'oxygène et favorisant l'anaérobiose. Cela ralentit la dégradation, génère des odeurs indésirables et accroît les pertes d'azote sous forme d'ammoniac.
- **Humidité insuffisante** : un taux inférieur à 40 % peut entraîner un dessèchement prématuré de la biomasse, limitant fortement l'activité microbienne. Lorsque la teneur en humidité descend en dessous de 8 %, toute activité biologique cesse (Elkader et al., 2007).

La teneur en humidité optimale dépend en grande partie des caractéristiques physiques du matériau (granulométrie, porosité, capacité de rétention en eau). Néanmoins, la plupart des études rapportent une plage idéale comprise entre **55 et 65 %**, jugée favorable à la croissance

microbienne et à une décomposition efficace de divers types de déchets organiques (**Lin et al., 2021; Wei et al., 2014**). Cependant, le taux d'humidité varie au cours du processus de compostage en raison des pertes par évaporation liées à la montée en température et à l'aération. Pour cette raison, il doit être régulièrement ajusté, notamment durant la phase thermophile où l'évaporation est la plus intense.

#### III.4.4. Teneur en oxygène

L'apport d'oxygène est un facteur essentiel pour le compostage, car les micro-organismes aérobies responsables de la décomposition de la matière organique en ont besoin pour assurer leur respiration et leurs processus métaboliques. Une concentration minimale de 10 % d'oxygène dans les gaz interstitiels du compost est généralement recommandée tout au long du processus (**Tran et al., 2021**).

La teneur en oxygène varie selon les phases du compostage : elle est généralement maximale durant la phase thermophile, où l'activité microbienne est intense, et minimale pendant la maturation, lorsque l'activité biologique ralentit (**Awasthi et al., 2016**).

L'aération, qui conditionne l'apport d'oxygène, peut être assurée par :

- Des retournements manuels ou mécaniques du tas de compost,
- Des systèmes de ventilation forcée utilisant des pompes à pression positive ou négative, adaptés aux unités de grande taille.

Une gestion adéquate de l'aération est cruciale, car :

- Une aération insuffisante conduit à des conditions anaérobies, générant des odeurs, des pertes d'azote et l'émission de méthane ;
- Une aération excessive peut provoquer un dessèchement du substrat, ralentir la dégradation et diminuer la qualité du compost (**Malinowski, 2021**).

La consommation d'oxygène étant directement proportionnelle à l'activité microbienne, l'aération doit être plus intensive durant la phase thermophile et réduite lors des étapes de maturation.

En outre, le taux d'aération optimal dépend :

- De l'échelle de compostage (industrielle, semi-industrielle ou domestique),
- De la granulométrie des matériaux,
- De leur teneur en humidité (**Diaz & Savage, 2007**).

Les agents de structure jouent ici un rôle central en améliorant la porosité et la circulation de l'air. Toutefois, des matériaux trop fins ou pulvérulents peuvent limiter cette circulation et accroître la production de méthane, comme le rapportent (**Cao et al., 2020**). L'humidité, quant

à elle, entre en compétition avec l'air pour occuper les espaces interstitiels : une teneur trop élevée en eau réduit donc l'apport d'oxygène disponible dans la masse compostée.

### III.4.5. Température

Le compostage est un processus biologique exothermique, où la dégradation microbienne de la matière organique, favorisée par l'aération, libère une quantité importante de chaleur. Environ 45 % de cette énergie est utilisée pour la synthèse d'ATP, tandis que le reste est dissipé sous forme de chaleur, influençant fortement la dynamique des communautés microbiennes et l'équilibre hydrique de la masse compostée (Nemet et al., 2021).

L'évolution de la température au cours du compostage reflète l'activité microbiologique :

- Phase mésophile initiale (30–45 °C) : c'est la période d'activité microbienne intense, dominée par des bactéries et champignons mésophiles. La température s'élève rapidement au-dessus de l'ambiante grâce à la dégradation des substrats facilement assimilables (Majbar et al., 2018).
- Phase thermophile (>45 °C) : seuls des micro-organismes spécialisés, comme les bactéries thermophiles (ex. *Thermus*), persistent. Cette phase favorise la décomposition de composés plus complexes, mais entraîne une réduction de la diversité microbienne globale (Cui et al., 2019; Huang et al., 2019; Wen et al., 2021).
- Retour à une phase mésophile : à mesure que les substrats biodégradables s'épuisent, l'activité microbienne ralentit et la température diminue progressivement pour revenir à celle de l'environnement. Cette étape correspond à la phase de refroidissement et de maturation (Wang et al., 2013).

Bien que des températures élevées soient nécessaires pour éliminer les pathogènes et les graines de mauvaises herbes, des valeurs extrêmement hautes (>70 °C) peuvent inhiber ou détruire les micro-organismes bénéfiques et ralentir la décomposition. À l'inverse, le compostage hyperthermophile suscite un intérêt croissant, car il permet une durée de traitement plus courte et des pertes d'azote réduites par rapport au compostage conventionnel.

La température ambiante joue également un rôle majeur, notamment pour les procédés en extérieur (andains, compostage in situ), soumis aux variations climatiques. Par exemple, (Zhou et al., 2018) ont montré qu'en hiver, le compostage nécessitait un temps plus long pour

atteindre la phase thermophile et atteignait une température maximale plus faible en raison de pertes de chaleur accrues.

Enfin, dans les systèmes à grande échelle, une distribution inégale de la température peut apparaître à cause d'une aération ou d'un mélange insuffisamment homogène, compromettant la qualité et l'uniformité du compost final (**McCartney & Eftoda, 2005; Stegenta et al., 2019**).

#### **III.4.6. pH**

Le pH initial des matériaux biodégradables varie en fonction du type de déchet organique utilisé. En général, les bactéries se développent mieux dans des milieux neutres ou quasi neutres, tandis que la majorité des champignons préfèrent des environnements acides (**Tuomela, 2000**). Ainsi, la plage optimale de pH pour le compostage se situe entre 6,5 et 8,5 (Peña et al., 2020a). Des valeurs extrêmement faibles peuvent ralentir le processus, comme l'ont montré (**Cao et al., 2020**) : un pH initial de 5 a retardé la dégradation de 7 à 10 jours et augmenté la conductivité électrique du compost final au-delà des seuils acceptables ( $\leq 4 \text{ mS cm}^{-1}$ ).

Le pH évolue également au cours des différentes étapes du compostage. Durant la première phase mésophile, la décomposition rapide des substrats facilement assimilables entraîne la production d'acides organiques, provoquant une baisse du pH (**Kuhad & Singh, 1993**). Pendant la phase thermophile, la dégradation des composés azotés libère de l'ammoniac, ce qui élève le pH, souvent au-delà de la neutralité (**Wei et al., 2014**). Une légère diminution peut ensuite être observée durant la deuxième phase mésophile, conséquence de la baisse d'activité microbologique. Enfin, au stade de maturité, le pH tend à se stabiliser autour de la neutralité (6,5–8,0), en grande partie grâce au pouvoir tampon de l'humus nouvellement formé.

### **III.5. Rôle des micro-organismes dans le compost**

Dans le processus de compostage, les micro-organismes jouent le rôle de véritables catalyseurs biologiques. Leur métabolisme permet de transformer les matières organiques biodégradables en un produit stable, enrichi en substances humiques et dépourvu de pathogènes. Cette conversion repose sur l'interaction fonctionnelle de différents groupes microbiens (bactéries, champignons et actinomycètes) qui agissent de manière complémentaire (**Nemet et al., 2021**).

La biomasse microbienne est dominée par les bactéries. Celles-ci participent activement à la dégradation des composés organiques simples (sucres, acides aminés, acides gras, protéines) et assurent la transformation de l'azote, du phosphore et du soufre en formes minérales (**Gómez-Brandón et al., 2008**). Certaines espèces comme *Bacillus stearothermophilus* prospèrent à haute température et accélèrent la décomposition des substrats facilement assimilables. Par ailleurs, des bactéries spécialisées — telles que les nitrifiantes (*Nitrosomonas*, *Nitrospira*) et les fixatrices d'azote (*Azotobacter*, *Klebsiella*) — jouent un rôle clé dans le cycle des nutriments et l'amélioration de la qualité du compost (**Insam & De Bertoldi, 2007**).

Comparativement aux bactéries, les champignons présentent une croissance plus lente et une tolérance thermique limitée, mais ils sont indispensables pour la dégradation des substrats complexes et récalcitrants. Grâce à leurs enzymes extracellulaires, divers champignons restent actifs tout au long du processus, particulièrement durant la phase de maturation (**Robledo-Mahón et al., 2020**). Les actinomycètes, quant à eux, occupent une niche spécifique : capables de supporter des températures modérées à élevées (**Helmi, 2025**), ils décomposent des substrats complexes et participent à la formation des substances humiques qui stabilisent le compost et enrichissent la fertilité du sol (**Ebrahimi-Zarandi et al., 2023**).

L'ensemble de ces activités microbiennes génère de la chaleur, responsable de l'auto-échauffement du compost. Cette élévation thermique non seulement accélère la décomposition de la matière organique, mais favorise également l'élimination des agents pathogènes et des graines indésirables (**Bernal et al., 2017; Fourti, 2013; Nemet et al., 2021; Wichuk & McCartney, 2010**).

Ainsi, les micro-organismes exercent un rôle polyvalent dans le compostage :

- Dégradation enzymatique des substrats simples et complexes ;
- Minéralisation des nutriments essentiels à la croissance végétale ;
- Succession microbienne selon les différentes phases du processus ;
- Formation de substances humiques améliorant la structure et la fertilité du sol ;
- Réhabilitation biologique par suppression des pathogènes et des graines indésirables.

Cette fonction centrale des communautés microbiennes justifie pourquoi le compostage est considéré comme une méthode écologique optimale pour valoriser les déchets organiques et produire un amendement stable, bénéfique pour la santé des sols.

### III.5.1. Critères d'évaluation de la qualité du compost

Avant l'utilisation d'un compost en agriculture, il est indispensable de vérifier sa maturité et sa stabilité, afin de réduire les risques de phytotoxicité et de garantir la stabilisation de la matière organique. En effet, un compost immature est généralement instable et peut nuire à la germination ainsi qu'à la croissance des plantes (**Brebbia & Pascolo, 2002; Oviedo-Ocaña et al., 2015**).

L'évaluation de la maturité revêt une importance particulière en raison de son impact direct sur la fertilité des sols et la sécurité environnementale. Elle vise à minimiser les risques de contamination liés à une utilisation prématurée du compost. Les critères d'évaluation reposent sur des dimensions physiques, chimiques, biologiques et biochimiques.

#### III.5.1.1. Paramètres physiques

##### a. *Température*

L'évolution de la température constitue un critère fondamental pour juger de la maturité du compost. Le processus s'effectue généralement en trois étapes consécutives :

- **Phase mésophile** : durant les premiers jours, avec une température comprise entre 25 et 45 °C. Elle est liée à l'activité des micro-organismes mésophiles qui décomposent les composés organiques simples (**Fourti, 2013**).
- **Phase thermophile** : la température 70 °C, dépassant ainsi le seuil de tolérance des mésophiles. Cette élévation favorise l'activité des micro-organismes thermophiles qui s'attaquent aux composés solubles et facilement dégradables. Plus la proportion de substrats rapidement biodégradables est importante, plus cette phase s'installe rapidement (**Oviedo-Ocaña et al., 2015**).
- **Phase de refroidissement** : à mesure que les composés organiques sont consommés, la température décroît progressivement. Le rapport C/N tend à se stabiliser, et la température finale du compost devient proche de celle de l'environnement, ce qui constitue un indice fiable de maturité.

##### b. *Odeur et couleur*

L'évolution de l'odeur et de la couleur constitue également un indicateur de maturité. À mesure que le compost mûrit, il devient plus foncé et perd les odeurs désagréables initiales,

liées à des composés tels que les amines, indoles, phénols, composés soufrés, cétones et acides gras volatils. Leur dégradation, couplée au processus d'humification, confère au compost mature une teinte sombre (Bernal et al., 2017).

Une odeur persistante peut révéler un compostage en conditions anaérobies (Sullivan & Miller, 2001). La stabilité du compost peut être confirmée par la stabilisation des paramètres de couleur, directement liés à l'augmentation de la teneur en humus (Clare, 2021).

### c. Test d'auto-échauffement

Le test de Dewar constitue une méthode couramment utilisée pour évaluer la maturité du compost. Il consiste à placer un échantillon dans un vase Dewar et à mesurer régulièrement la température interne. Le pic enregistré permet de déterminer le degré de maturité : un compost stabilisé ne doit pas dépasser 20 °C d'auto-échauffement.

Le test de Rottegrad est une classification basée sur ce principe, distinguant plusieurs degrés de maturité selon la température d'auto-échauffement :

- Rottegrad II–III : compost frais, utilisable en agriculture sur terres arables ;
- Rottegrad IV–V : compost mature, adapté aux cultures horticoles (Tableau III.2).

Pour qu'un test de désintégration à l'échelle pilote (ISO 16929) soit valide, le compost doit atteindre au moins le stade Rottegrad IV. Toutefois, certains facteurs, tels que la quantité d'échantillon et son isolation thermique, peuvent introduire des biais dans les résultats (Clare, 2021).

**Tableau III.2 :** Échelle de Rottegrad et température d'auto-échauffement du compost en fonction de sa maturité.

Maturité	Rottegrad (échelle sans unité)	Dewar (Température °C)
Immature- matière première	I	60-70
Compost frais	II	50-60
	III	40-50
Compost mature et durcissement	IV	30-40
Très mature et stable	V	≤30

#### *d. pH*

Le pH constitue un paramètre clé du compostage, reflétant les transformations de l'azote et la dégradation des composés organiques. Au début du processus, la minéralisation rapide des substrats libère de l'ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), alcalinisant le milieu et élevant le pH au-dessus de 8. Par la suite, la nitrification du  $\text{NH}_4^+$  en  $\text{NO}_3^-$  et la formation d'acides organiques provoquent une diminution du pH. Enfin, lors de la phase de maturation, la neutralisation des acides entraîne une remontée et une stabilisation du pH, généralement proche de la neutralité. Ainsi, un pH élevé traduit la présence d'ammonium et l'immaturité du compost, tandis qu'un pH stabilisé, neutre ou légèrement basique, est considéré comme un indicateur de stabilité et de maturité.

#### *e. Conductivité*

La conductivité électrique (EC) reflète la concentration en sels solubles du compost et constitue un paramètre couramment utilisé pour évaluer sa qualité et son degré de maturité. Une EC trop élevée traduit une accumulation de sels pouvant entraîner des effets phytotoxiques tels que des dommages racinaires, une inhibition de la germination, une réduction de l'absorption des nutriments ou encore une limitation de la disponibilité en eau pour les plantes (**Wichuk & McCartney, 2010**). De nombreuses études ont montré qu'une diminution progressive de l'EC accompagne généralement le processus de maturation, en lien avec la minéralisation, la décomposition des acides organiques et la lixiviation des sels, ce qui en fait un indicateur pertinent de stabilité (**Avnimelech et al., 1996; Wei et al., 2014**). Néanmoins, la fiabilité de ce critère reste fortement conditionnée par la nature des substrats compostés.

### *III.5.1.2. Paramètres chimiques et méthode spectroscopique*

#### *a. Rapport C/N*

Le rapport C/N est un indicateur clé de la maturité et de la stabilité du compost. Il diminue progressivement au cours du processus, passant d'environ 30:1 au départ à une valeur proche de 12:1 pour un compost mûr. Cette réduction s'explique par la consommation du carbone par les micro-organismes, dont une grande partie est libérée sous forme de  $\text{CO}_2$ , tandis que l'azote est recyclé lors de la mort cellulaire. Un rapport C/N final inférieur à 20, idéalement autour de 12, reflète un compost stable et de bonne qualité, apte à l'usage agricole.

#### *b. Spectroscopie*

L'analyse spectroscopique constitue une approche complémentaire pour évaluer la maturité du compost. En particulier, la spectroscopie infrarouge à transformée de Fourier (FTIR) permet d'examiner la composition carbonée des substances organiques et de suivre les

changements structuraux liés à l'humification (Torres-Climent et al., 2015; Wang, 2004). Cette méthode présente l'avantage d'être rapide et non destructive. Toutefois, son application reste limitée en raison du coût élevé des équipements nécessaires.

#### *c. Carbone organique dissous*

Le carbone organique dissous (COD) constitue un indicateur de la stabilité et de la maturité du compost. Les composts immatures présentent des teneurs plus élevées en composés hydrosolubles facilement biodisponibles, alors que leur déplétion lors de la maturation s'accompagne d'une baisse de l'activité microbienne et des émissions de CO<sub>2</sub> (Zmora-Nahum et al., 2005). Parallèlement, les substances humiques solubles augmentent, reflétant l'avancement du processus d'humification. Plusieurs études ont proposé des seuils : Zmora-Nahum et al. (2005) considèrent qu'un compost stable et mature doit présenter un COD inférieur à 4 g/kg, tandis que (Hue & Liu, 1995) suggèrent qu'une valeur inférieure à 10 g/kg de poids sec indique la stabilité et la maturité.

#### *d. Humification de la matière organique*

L'humification est un processus clé du compostage, marqué par la transformation des composés organiques facilement dégradables en substances humiques stables et non phytotoxiques. Elle débute par la formation d'acides fulviques (AF), qui évoluent en acides humiques (AH), puis en humine. La concentration en substances humiques augmente progressivement jusqu'à se stabiliser, signe d'une matière organique mûre et stable (Zhao et al., 2022).

Plusieurs études confirment cette dynamique : une hausse de l'AH s'accompagne d'une baisse de la consommation d'oxygène (Tiquia, 2005), tandis que le rapport AH/AF devient supérieur à 1,6 dans les composts matures (Ko et al., 2008). Ce ratio constitue un indicateur largement utilisé, passant de valeurs proches de 0 dans les composts jeunes à 2–5, voire jusqu'à 10 dans certains composts riches en déchets verts après environ un an de maturation (Francou, 2003). Le suivi repose classiquement sur l'extraction et la quantification des fractions humiques (AH, AF, humine) et de leur contenu en carbone (Ezio Roletto et al., 1985).

### *III.5.1.3. Méthodes biochimiques et respirométrie*

#### *a. Activité enzymatique*

Les activités enzymatiques constituent des indicateurs sensibles de la dynamique microbienne et de la capacité du compost à dégrader divers substrats organiques. Dans les

composts immatures, elles sont généralement élevées, traduisant une forte activité microbienne, puis tendent à diminuer et à se stabiliser à mesure que le compost arrive à maturité.

Les enzymes jouent un rôle central en catalysant les réactions biochimiques de transformation de la matière organique.

En particulier, une activité déshydrogénase élevée signale la présence de substrats facilement biodégradables, tandis que sa diminution coïncide avec la stabilisation du compost et constitue un marqueur de maturité (**Wichuk & McCartney, 2010**).

### *b. Respiration microbienne et indices de respiration*

La respiration microbienne constitue un indicateur clé de la stabilité du compost, car elle reflète directement l'intensité de l'activité métabolique des micro-organismes. Elle correspond à l'utilisation de l'énergie contenue dans les substrats organiques (sucres, résidus végétaux, papiers, etc.) pour la croissance cellulaire et le métabolisme microbien. Dans des conditions aérobies, ce processus se traduit par la consommation d'oxygène ( $O_2$ ) et la production de dioxyde de carbone ( $CO_2$ ) et de chaleur.

Au cours du compostage, le profil respiratoire évolue : dans les phases initiales, riches en substrats facilement biodégradables, la respiration est intense, impliquant une forte consommation d' $O_2$  et une importante libération de  $CO_2$  et de chaleur. À mesure que ces substrats se raréfient, l'activité microbienne diminue, la respiration ralentit et la température décroît, traduisant la stabilisation progressive du compost (**Wichuk & McCartney, 2010**).

Un compost immature se caractérise ainsi par une respiration élevée, reflet d'une activité microbienne intense, tandis qu'un compost mûr et stable présente une respiration faible (**Bernal et al., 2017**).

### *c. Rapport $B_c/B_n$*

Le rapport  $B_c/B_n$ , qui exprime le ratio entre la biomasse microbienne carbonée et la biomasse microbienne azotée, constitue un indicateur du degré d'équilibre et de diversité de l'activité biologique dans le compost. Un rapport élevé traduit une forte diversité et une activité microbienne intense. Au cours du processus de compostage, ce ratio s'élève durant la phase thermophile, atteint souvent une valeur minimale au début de la phase de refroidissement, puis remonte progressivement durant la phase de maturation, traduisant la stabilisation et l'équilibre du système microbien (**Fourti, 2013**). Le suivi du rapport  $B_c/B_n$  permet ainsi d'apprécier la succession microbienne et d'évaluer le degré de maturation du compost.

### *e. Activité nitrifiante*

L'activité nitrifiante constitue un indicateur déterminant de la maturité et de la qualité agronomique du compost. Est décrite comme le processus de transformation de la forme d'azote la plus réduite ( $\text{NH}_3$ ) en sa forme la plus oxydée, le nitrate. Cela se déroule en deux phases, menées par deux ensembles distincts de micro-organismes : les bactéries qui oxydent l'ammoniac ou archées et les bactéries qui oxydent les nitrites (Cáceres et al., 2018).

Après la phase thermophile, la concentration en  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  diminue progressivement, tandis que le  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  augmente, reflétant le rétablissement de la nitrification inhibée à haute température (Bernal et al., 2017; Samal et al., 2017).

Par exemple, (Li et al., 2020) ont montré, lors du compostage de fumier animal, une baisse du ratio  $\text{NH}_4^+/\text{NO}_3^-$  de 61,9 à moins de 0,5, ce qui indiquait un compost stable et bien mûr. Ainsi, la prédominance du nitrate en fin de processus est un critère fiable de maturité et de stabilité.

Sur le plan agronomique, l'azote nitrique est directement assimilable par les plantes, contrairement à l'azote organique qui nécessite une minéralisation. Un compost immature, riche en ammonium et en carbone facilement biodégradable, peut au contraire provoquer une immobilisation de l'azote dans le sol, réduisant l'efficacité des fertilisants et entraînant des symptômes de carence comme le jaunissement foliaire (Sullivan & Miller, 2001).

Par ailleurs, l'apport initial de carbone organique dissous (glucose, saccharose) a montré un effet bénéfique en réduisant les pertes d'ammoniac et en accélérant la maturation (Meng et al., 2016).

#### *III.5.1.4 Méthodes biologiques d'évaluation de la maturité du compost*

##### *a. Test de germination*

Le test de germination est un bioessai couramment utilisé pour évaluer la maturité et la qualité du compost, car il permet de mesurer la capacité de germination et la croissance racinaire de graines sensibles, notamment celles du cresson (*Lepidium sativum L.*), choisi pour sa petite taille et sa germination rapide en conditions favorables (Schulz et al., 2025). Le principe repose sur l'utilisation d'extraits aqueux de compost, déposés sur un papier filtre dans une boîte de Pétri et incubés quelques jours à température ambiante. Le pourcentage de germination et la longueur moyenne des racines des graines testées sont ensuite comparés à ceux du témoin

(graines arrosées à l'eau).

L'indice de germination (IG) est calculé à partir de ces deux paramètres selon l'équation (III.1):

$$\text{IG}(\%) = \frac{(\text{Lr} \times \text{GS}\%)}{(\text{Lc} \times \text{Gc}\%)} \times 100 \dots \text{eq (III.1)}$$

Où :

**Lr** = longueur des racines (mm) dans les graines traitées avec l'échantillon d'extrait de compost;

**Gs** = nombre de graines traitées avec l'échantillon d'extrait de compost qui ont germé ;

**Lc** = longueur des racines (mm) dans les graines traitées avec de l'eau (témoin) ;

**Gc** = nombre de graines traitées avec de l'eau (témoin) qui ont germé (Peña et al., 2020).

Selon **Selim et al. (2012)**, un compost est considéré comme mature lorsque l'IG dépasse 60 %. À l'inverse, un compost encore immature, riche en composés phytotoxiques tels que l'ammoniac et les acides organiques volatils produits en phase initiale, inhibe la germination et la croissance racinaire, entraînant un IG faible (**Clare, 2021; Wichuk & McCartney, 2010**). Au fur et à mesure de la maturation, ces composés se dégradent, la phytotoxicité diminue et l'IG augmente, traduisant l'amélioration de la qualité biologique du compost.

#### **b. Test de phytotoxicité**

Le test de phytotoxicité vise à évaluer l'impact global des substances potentiellement nocives présentes dans le compost sur la croissance des végétaux. Réalisé généralement en serre, il consiste à incorporer le compost dans le sol puis à suivre le développement de plantes indicatrices, telles que le ray-grass anglais (*Lolium perenne*), choisi pour sa croissance rapide et sa sensibilité aux stress environnementaux. Contrairement au test de germination, ce bioessai s'étend sur une période plus longue, souvent quatre semaines, permettant d'observer non seulement la germination, mais aussi la croissance et la vitalité des plants. L'essai est généralement conduit dans des pots à faible drainage afin de maximiser l'exposition aux composés du compost, avec semis de graines directement dans le substrat enrichi (**Mahapatra et al., 2022**).

## III.6. Cadre réglementaire relatif à l'utilisation agricole des composts dérivés des déchets urbains et industriels

### III.6.1. Situation réglementaire en Algérie

En Algérie, la gestion, le contrôle et l'élimination des déchets sont encadrés par la loi n°01-19 du 12 décembre 2001. Toutefois, il n'existe pas de texte de loi spécifique portant exclusivement sur les installations de compostage ou sur la qualité des composts produits. Les unités de compostage, considérées comme des installations classées, doivent néanmoins se conformer à un ensemble de décrets encadrant les activités de traitement des déchets et la protection de l'environnement :

- **Décret exécutif n°04-410 du 14 décembre 2004** fixant les règles générales d'aménagement et d'exploitation des installations de traitement des déchets, ainsi que les conditions d'admission des déchets.

- **Décret exécutif n°06-104 du 28 février 2006** fixant la nomenclature des déchets.

- **Décret exécutif n°06-198 du 31 mai 2006** relatif aux établissements classés pour la protection de l'environnement : le compostage est classé en catégorie II et nécessite une autorisation d'exploitation délivrée par le Wali territorialement compétent.

- **Décret exécutif n°07-144 du 19 mai 2007** fixant la nomenclature des établissements classés pour la protection de l'environnement.

### III.6.2. Normes

À l'heure actuelle, il n'existe pas de normes nationales spécifiquement dédiées au compostage. Les seules références disponibles dans le programme de normalisation de l'IANOR concernent les engrais et fertilisants de manière générale :

- **Norme Algérienne NA 17671 (2010)** : Matières fertilisantes – Boues des ouvrages de traitement des eaux épurées urbaines – Dénominations et spécifications.

- **Norme Algérienne NA 17731 (2017)** : Valorisation des boues résiduelles en agriculture.

En l'absence de cadre normatif propre au compost, les opérateurs s'appuient sur les normes internationales, notamment :

- **Norme NF U 44-095 (mars 2004)** relative aux composts de boues, assimilés aux amendements organiques.
- **Norme NF U 44-051 (avril 2005)** concernant les amendements organiques d'origine végétale et animale.

Ainsi, le compostage en Algérie demeure régi par des dispositions générales relatives aux déchets et aux établissements classés, tandis que les critères de qualité et de sécurité reposent largement sur des référentiels internationaux, en attendant l'élaboration de normes adaptées aux réalités locales.

**Tableau III.3 : Normes IANOR relatives aux engrais et fertilisants**

Réf. NA	Source documentaire	Intitulé	Thème proposé par	Statut
NA 7977	NF U 44-051 : 1981	Amendements organiques – Dénominations et spécifications	CTN	Révision
NA 7986	NF U 42-002-1 : 1990	Engrais – Teneurs déclarées en oligo-éléments sous forme de combinaisons chimiques exclusivement minérales – Dénominations et spécifications	CTN	Révision
NA 7987	NF U 42-003-1 : 1990	Engrais – Teneurs déclarées en oligo-éléments pour pulvérisation foliaire, sous forme de combinaisons chimiques exclusivement minérales – Dénominations et spécifications	CTN	Révision
NA 7991	NF U 42-002-2 : 1992	Engrais – Teneurs déclarées en oligo-éléments destinés à être apportés au sol, sous forme de combinaisons organiques – Dénominations et spécifications	CTN	Révision
NA 7992	NF U 42-003-2 : 1992	Engrais – Teneurs déclarées en oligo-éléments pour pulvérisation foliaire, sous forme de combinaisons organiques – Dénominations et spécification		

### III.7. Conclusion

Le co-compostage des boues huileuses apparaît comme une voie prometteuse de valorisation, conciliant réduction des volumes de déchets, atténuation des risques environnementaux et production d'un amendement organique potentiellement utile en

agriculture. Toutefois, la réussite de ce procédé repose sur le strict contrôle de paramètres physico-chimiques et microbiologiques, ainsi que sur l'intégration de pratiques adaptées pour surmonter les contraintes liées à la complexité des boues. L'absence actuelle de normes nationales spécifiques en Algérie souligne la nécessité d'élaborer un cadre réglementaire et normatif adapté, garantissant la qualité et la sécurité des composts issus de déchets urbains et industriels. Dans cette perspective, l'optimisation des techniques de compostage et la mise en place de référentiels locaux représentent des étapes indispensables pour assurer une valorisation durable et sécurisée de ces sous-produits.

# **Chapitre IV: Matériels & Méthodes**

## IV.1. Introduction

Ce chapitre examine les boues huileuses issues de la raffinerie de Skikda (RA1K), un déchet industriel complexe riche en hydrocarbures et métaux lourds, afin d'évaluer leur potentiel de biorestauration et de valorisation agronomique. Une approche multidisciplinaire intégrant des analyses physico-chimiques (pH, COT, HAP, CHNS/O, métaux lourds), spectroscopiques (FRX, DRX, FTIR, MEB-EDX), microbiologiques, métagénomiques (16S/18S/ITS), ainsi que des tests de compostage et de phytotoxicité a été mise en œuvre. Ces investigations visent à caractériser la composition chimique et microbienne des boues, à évaluer l'efficacité de leur biodégradation, et à vérifier l'innocuité du compost produit, dans le but de proposer des stratégies durables pour la gestion et la valorisation de ces déchets.

## IV.2. Origine et prélèvement des boues huileuses de la raffinerie de Skikda

Les boues huileuses étudiées proviennent de la raffinerie pétrolière de Skikda (RA1K), une installation majeure de raffinage en Algérie. Issues du mélange de boues chimiques (bassins SU10) et biologiques (bassins SU12), elles ont été collectées après centrifugation pour réduire leur teneur en eau et en huiles. Entre février 2022 et mars 2024, des échantillons ont été prélevés selon une stratégie d'échantillonnage en grille, à trois intervalles de conservation : frais, trois mois, et six mois. Après homogénéisation rigoureuse, les échantillons ont été répartis en deux groupes : ceux destinés aux analyses bactériologiques, conservés à 4 °C pour préserver l'intégrité microbienne, et ceux pour les analyses physico-chimiques, utilisés directement.



**Figure IV.1:** Localisation de la raffinerie de Skikda. La ligne jaune en pointillés délimite la région de Skikda, tandis que la ligne rouge indique l'emplacement précis du complexe pétrochimique.

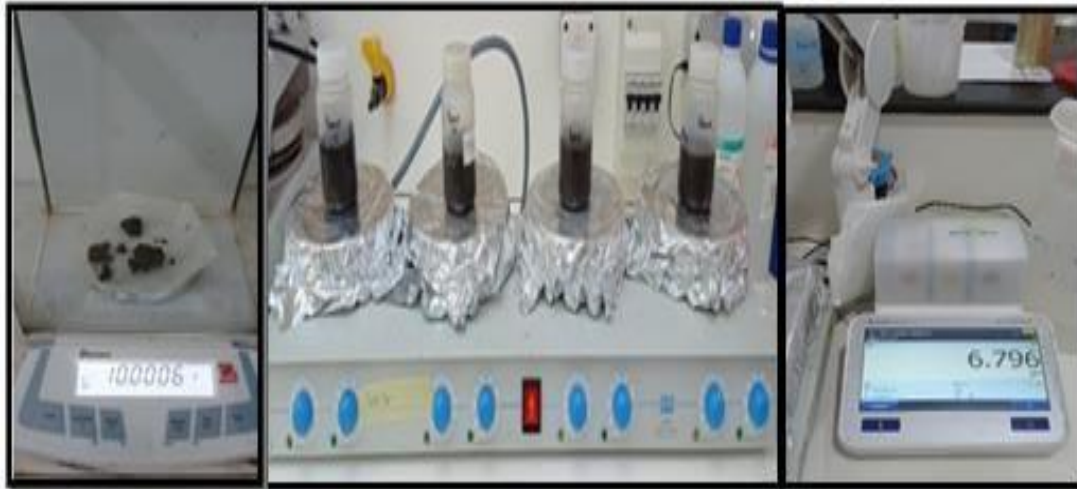
### IV.3. Méthodes et caractérisation des boues

Les boues huileuses étudiées, issues de la raffinerie de Skikda (RA1K), ont été caractérisées à travers des analyses physico-chimiques, spectroscopique et morphologique et bactériologiques. Les échantillons, collectés entre février 2022 et mars 2024 selon une stratégie d'échantillonnage en grille, ont été homogénéisés puis séparés en deux groupes : ceux destinés aux analyses bactériologiques ont été conservés à 4 °C pour préserver leur intégrité microbiologique, tandis que les échantillons pour les analyses physico-chimiques ont été directement utilisés. Ces analyses ont permis d'évaluer les propriétés chimiques (teneurs en eau, huiles et composés organiques) et biologiques (présence de micro-organismes) des boues, afin de mieux comprendre leur composition et leur comportement.

#### IV.3.1. Les analyses physico-chimiques

- **pH**

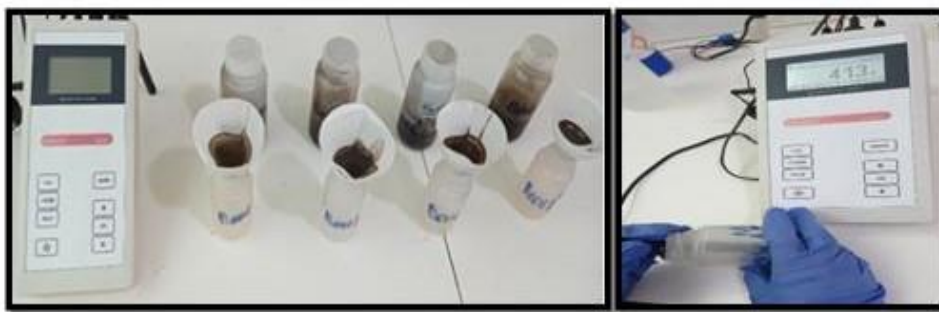
La mesure du pH permet de s'assurer que l'acidité des boues huileuses reste dans des limites acceptables. Selon la norme NF ISO 10390/X31-117 (AFNOR, mai 2005), 10 g de boues ont été mis en suspension dans 50 ml d'eau distillée, agités pendant 1 heure, puis laissés au repos pendant 2 heures. Le pH a ensuite été mesuré à l'aide d'un pH-mètre Matter ToledoTM.



**Figure IV.2:** Différentes étapes de la mesure du pH

- **Analyse de la conductivité électrique**

La conductivité électrique, exprimée en Siemens par mètre (S/m), permet d'évaluer indirectement la salinité des boues huileuses. Conformément aux normes ISO 11265:1994 et ISO 3696:1995, 20 g de boues ont été mélangés à 100 ml d'eau distillée. Le mélange a été agité pendant 30 minutes, puis filtré à l'aide de papier filtre. La conductivité électrique a ensuite été mesurée à l'aide d'un conductimètre.



**Figure IV.3:** Mesure de la conductivité électrique des boues brutes

- **Teneur en humidité et résidu solide total**

La teneur en eau et en solides totaux des boues huileuses a été déterminée conformément aux normes ISO 11465:1993/COR 1 et NF EN 12880 (X33-005, novembre 2000), en utilisant la méthode de séchage au four. Trois creusets ont été nettoyés, séchés à 105 °C pendant au moins 30 minutes, puis refroidis dans un dessiccateur pendant au moins 45 minutes avant d'être

pesés sous vide, leur masse étant enregistrée comme  $m(a)$ . Une quantité de boues huileuses humides a ensuite été placée dans chaque creuset, et la masse totale (creuset + boues humides) a été mesurée, notée  $m(b)$ . Les creusets ont été placés dans un four à  $105\text{ °C} \pm 5\text{ °C}$  pour séchage jusqu'à obtention d'une masse constante. Après séchage, ils ont été retirés, refroidis dans un dessiccateur pendant au moins 45 minutes, puis pesés à nouveau, leur masse étant enregistrée comme  $m(c)$ .

La teneur en humidité ( $W_{H_2O}$ ) et le résidu solide total ( $W_{dr}$ ) ont été calculés à l'aide des équations suivantes :

$$W_{H_2O} = \left( \frac{m(b) - m(c)}{m(c) - m(a)} \right) * 100 \dots \text{(Eq.1)}$$

où  $W_{H_2O}$  est la teneur en humidité en pourcentage.

$$W_{dr} = \left( \frac{m(c) - m(a)}{m(b) - m(a)} \right) * 100 \dots \text{(Eq.2)}$$

où  $W_{dr}$  est le résidu solide total en pourcentage.

- **Teneur en matière organique**

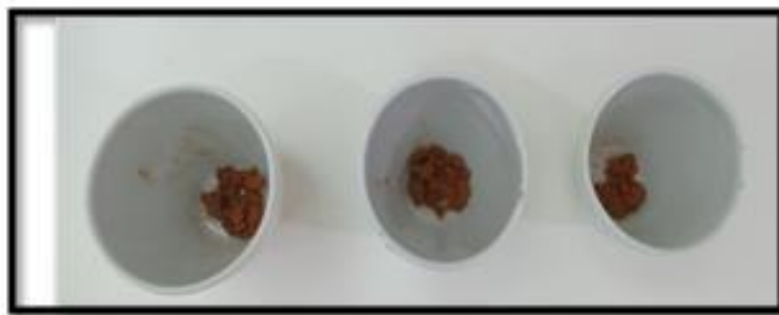
La teneur en cendres et en matières volatiles, permettant de déterminer la teneur en matière organique, a été évaluée par gravimétrie à l'aide d'un four à moufle (Barnstead Thermolyne 1400) à une température de  $550\text{ °C}$  pendant 4 heures (Figure IV.4). Cette analyse a été réalisée conformément aux normes NF EN 12879 (X33-004, novembre 2000) et NF EN 15169 (X30-463, mai 2007).

Le calcul du résultat doit être basé sur l'équation suivante :

$$W_L = \left( \frac{m(d) - m(c)}{m(d) - m(a)} \right) * 100 \dots \text{(Eq.3)}$$

$W_L$  est la perte au feu de l'échantillon exprimée en pourcentage de l'échantillon de résidu sec.

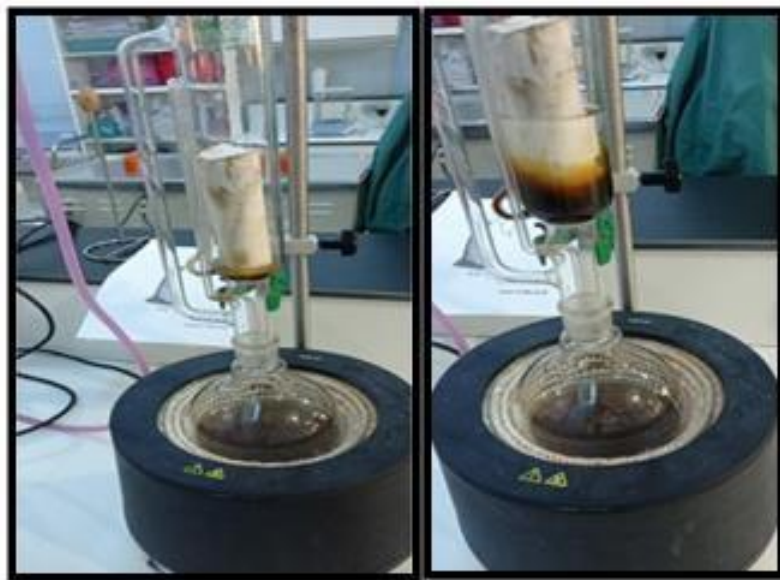
- $m(a)$  est la masse du creuset vide.
- $m(c)$  est la masse du creuset contenant le résidu calciné.
- $m(d)$  est la masse du creuset contenant l'échantillon.



**Figure IV.4:** Résidus calcinés des échantillons de boues brutes

- **Analyse des hydrocarbures pétroliers totaux (HTP)**

La détermination des hydrocarbures pétroliers totaux (HTP) dans les boues huileuses a été réalisée par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS), à l'aide d'un appareil GCMS QP2020NX. Un échantillon de 20 g de boues huileuses a été mélangé à 15 g de sulfate de sodium anhydre pour éliminer l'eau résiduelle, puis placé dans une cartouche d'extraction (Whatman) pour une extraction Soxhlet (Figure IV.5). L'extraction a été effectuée avec 300 ml d'hexane, utilisé comme solvant organique, dans un flacon de 500 ml fixé à l'extracteur Soxhlet. Le processus s'est poursuivi jusqu'à ce que le solvant entourant la cartouche devienne transparent, après environ 20 cycles.



**Figure IV.5:** Procédé d'extraction des hydrocarbures totaux à partir des boues brutes.

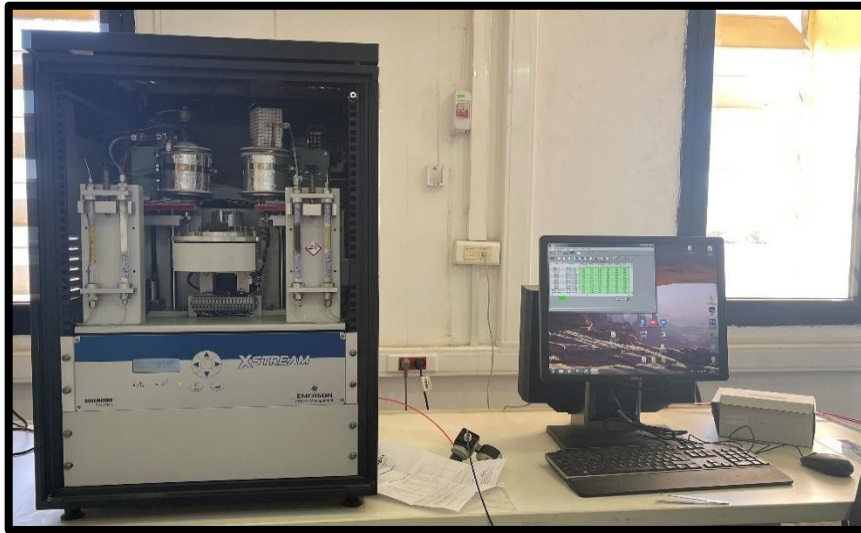
Une fois l'extraction terminée, le mélange a été refroidi avant d'être transféré vers un évaporateur rotatif DLAB RE100-PRO, réglé sur des paramètres standard. Après évaporation, l'extrait obtenu a été collecté dans des flacons pour analyse. La séparation des HTP a été réalisée sur une colonne capillaire Agilent HP-5 (30 m × 0,25 mm × 0,25 μm), avec de l'hélium (pureté 99,999 %) comme gaz vecteur à un débit de 25 ml/min et un rapport de division d'injection de 80:1. La température du four a été programmée comme suit : de 40 °C à 180 °C à une vitesse de 5 °C/min, puis de 180 °C à 280 °C à une vitesse de 10 °C/min, et maintenue à 280 °C. Les spectres de masse ont été enregistrés dans une plage de m/z 50 à 400, et les pics chromatographiques ont été identifiés à l'aide de la bibliothèque NIST.



**Figure IV.6:** Équipements utilisés pour l'analyse des hydrocarbures totaux

- **Carbone organique total (COT)**

L'analyse du carbone organique total (COT) des boues huileuses a été réalisée par pyrolyse à l'aide de l'analyseur Rock-Eval 6, afin de quantifier la teneur en carbone présente dans les échantillons. Cette méthode repose sur la détection sélective et l'analyse quantitative des composés hydrocarbonés et oxydés libérés par la décomposition thermique des hydrocarbures et du kérogène contenus dans l'échantillon, selon un programme de température contrôlé dans une atmosphère inerte.



**Figure IV.7:** Analyseur COT Rock-Eval 6

- **Analyse du Phosphore**

Le phosphore a été extrait des boues huileuses selon les méthodes Olsen, Joret-Hébert (NF X 31-161) et Dyer (NF X 31-160). Une solution d'extraction a été préparée en mélangeant du bicarbonate de sodium ( $\text{NaHCO}_3$ ) et de l'hydroxyde de sodium ( $\text{NaOH}$ ), ajustée à un pH d'environ 8,5 pour optimiser la libération du phosphore. Un échantillon de 1 g de boues séchées a été mélangé à cette solution, puis agité pendant une heure. Après filtration, le filtrat a été traité avec de l'acide sulfurique, puis ajouté à une solution contenant du molybdate d'ammonium et du chlorure stanneux, formant un complexe coloré avec le phosphore. La concentration en phosphore a ensuite été déterminée par spectrophotométrie.

- **Analyse de l'Azote par la méthode Kjeldahl**

La méthode Kjeldahl permet de quantifier l'azote total dans les boues huileuses par digestion chimique, conversion en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ), distillation et titrage. Un échantillon de faible masse est placé dans un tube Kjeldahl, puis mélangé à un mélange concentré d'acide sulfurique ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) et d'acide salicylique. L'acide sulfurique, chauffé à haute température à l'aide d'un réchauffeur Kjeldahl, décompose les composés organiques et convertit l'azote organique, ammoniacal et nitrique en ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ). Après la digestion, un mélange alcalin d'hydroxyde de sodium ( $\text{NaOH}$ ) est ajouté pour transformer l'ammonium en ammoniac ( $\text{NH}_3$ ), qui est ensuite distillé et collecté dans une solution d'acide borique. La concentration en azote est déterminée par titrage du distillat avec une solution d'acide sulfurique 0,01 M.

- **Analyse des Métaux lourds et indice de risque écologique**

La concentration en métaux lourds dans les boues huileuses a été déterminée par digestion acide des échantillons séchés, conformément à la norme NF X31-147 (juillet 1996). Un échantillon de 0,5 g a été chauffé à 450 °C, puis traité avec 10 ml d'acide fluorhydrique (HF) et 3 ml d'acide perchlorique (HClO<sub>4</sub>). Après ajout de 2 ml d'acide chlorhydrique (HCl) et évaporation à sec, le résidu a été dissous et transféré quantitativement dans un ballon jaugé de 100 ml, complété avec de l'eau déminéralisée. Les concentrations de l'aluminium (Al), de l'arsenic (As), du baryum (Ba), du cadmium (Cd), du chrome (Cr), du cuivre (Cu), du fer (Fe), du plomb (Pb), du nickel (Ni), du silicium (Si) et du zinc (Zn) ont été mesurées par spectrométrie de masse à plasma à couplage inductif (ICP-MS, Agilent 7700X). Les concentrations du potassium (K), du sodium (Na), du calcium (Ca) et du magnésium (Mg) ont été déterminées par spectrométrie d'émission optique à plasma à couplage inductif (ICP-OES, Perkin Elmer Avio 200).

Pour évaluer le risque écologique associé aux métaux lourds, l'indice de risque écologique (IRE) de (Hakanson, 1980) a été appliqué, en se concentrant sur huit métaux lourds : Cd, As, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn et Fe. Cet indice, validé par des études récentes sur les boues industrielles (Cao et al., 2023; Gogoi et al., 2024), a été adapté aux boues huileuses via une extraction acide standardisée (NF X31-147) pour tenir compte de leur matrice semi-solide riche en matières organiques. L'IRE a été calculé selon l'équation suivante :

$$\text{IRE} = \frac{\sum(\text{FM}_i)}{n} \quad (\text{Eq.4})$$

Où :

**IRE:** indice de risque écologique

**FM:** facteur de pollution métallique individuel pour un métal spécifique

$\Sigma(\text{FM}_i)$  : Somme des Facteurs de pollution métallique individuels calculée comme  $\text{FM}_i = C_i \times T_i$ , où  $C_i$  est la concentration du métal (mg/kg) divisée par sa valeur de référence (ou concentration de fond), et  $T_i$  est le coefficient de toxicité du métal (Tableau IV.1).

**n** : nombre total de métaux analysés

L'IRE, initialement développé pour les sédiments aquatiques, a été adapté en utilisant une extraction standardisée des métaux pour assurer la compatibilité avec les boues huileuses, tout en préservant l'intégrité des calculs des facteurs de pollution métallique (FM) et des coefficients de toxicité.

**Tableau IV.1 : Coefficients de toxicité des métaux lourds courants (Cao et al., 2023; Tchounwou et al., 2012)**

Métaux	Coefficient de toxicité (T <sub>i</sub> )
Cadmium (Cd)	20
Arsenic (As)	10
Chromium (Cr)	5
Copper (Cu)	2
Nickel (Ni)	5
Lead (Pb)	5
Zinc (Zn)	1
Iron (Fe)	4
Manganese (Mn)	1
Aluminium (Al)	2

- **Analyse CHNS/O**

L'analyse élémentaire des boues huileuses séchées a été effectuée à l'aide d'un analyseur CHNS/O, conformément aux normes ASTM D5373 (pour le carbone, l'hydrogène et l'azote) et ASTM D4239 (pour le soufre). Cette méthode permet de quantifier les teneurs en carbone (C), hydrogène (H), azote (N), soufre (S) et oxygène (O) dans les échantillons, fournissant des informations essentielles sur leur composition chimique et leur potentiel de valorisation ou de traitement. Un échantillon de boues séchées (environ 2 à 5 mg) a été pesé avec précision et placé dans une capsule métallique (généralement en étain ou en argent) pour l'analyse CHNS. Pour l'analyse de l'oxygène, une capsule spécifique a été utilisée dans un mode dédié du pyrolyseur. L'échantillon a été soumis à une combustion à haute température (environ 900 à 1 000 °C) dans une atmosphère enrichie en oxygène, convertissant les éléments en gaz (CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>O, N<sub>2</sub>, SO<sub>2</sub>). Ces gaz ont ensuite été séparés par chromatographie en phase gazeuse et quantifiés à l'aide d'un détecteur à conductivité thermique. Les résultats, exprimés en pourcentage massique, ont été corrigés à l'aide d'étalons certifiés pour garantir la précision des mesures.



**Figure IV.8:** Analyseur Analyseur élémentaire CHNS/O

- **Analyse thermogravimétrique (ATG)**

L'analyse thermogravimétrique (ATG) des boues huileuses a été réalisée à l'aide d'une thermobalance ATG-DSC simultanée (Mettler Toledo TGA 3+). Un échantillon de 23 mg de boues huileuses a été placé dans un creuset et chauffé sous une atmosphère inerte d'azote (débit de 20 ml/min) à une vitesse de chauffage de 10 °C/min. La température a été programmée pour varier de 36 °C à 1 015 °C. Cette analyse a permis d'étudier la perte de masse de l'échantillon en fonction de la température, révélant les étapes de décomposition thermique des composés organiques et inorganiques présents dans les boues.

### **IV.3.2. Caractérisation spectroscopique et morphologique**

Les boues huileuses ont été séchées à 105 °C dans un four de laboratoire pendant 24 heures afin d'éliminer toute trace d'eau résiduelle. Les boues séchées ont ensuite été broyées et tamisées pour obtenir une granulométrie uniforme. Plusieurs techniques spectroscopiques ont été employées pour caractériser la composition chimique et minéralogique des échantillons.

- **La spectroscopie de fluorescence X (FRX)** a été utilisée pour quantifier les métaux et minéraux présents dans les boues.
- **La morphologie de surface** a été analysée à l'aide d'un microscope électronique à balayage couplé à une analyse par dispersion d'énergie (**MEB-EDX**).
- **La diffraction des rayons X (DRX)** a permis de déterminer la composition minérale et la structure cristalline des échantillons. Pour l'analyse DRX, les échantillons ont été scannés à température ambiante sur une plage de 0 à 80° 2θ, avec un pas de balayage de 0,0262°,

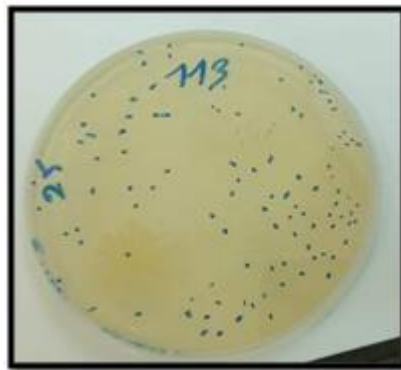
en utilisant un rayonnement Cu K $\alpha$  (K $\alpha$ 1 = 1,5406 Å, K $\alpha$ 2 = 1,5444 Å) et une fente à divergence constante de 0,38 mm. Les intensités des diagrammes de diffraction ont été enregistrées et indexées par comparaison avec la base de données ASTM, en utilisant le logiciel X'Pert HighScore Plus pour l'identification des phases.

- Enfin, des **spectres infrarouges à transformée de Fourier (FTIR)** ont été acquis dans la plage de 4000 à 400 cm<sup>-1</sup> à l'aide d'un spectromètre FTIR OMNIC IS50, permettant d'identifier les groupes fonctionnels présents dans les boues.

### IV.3.2. Composition microbienne des boues huileuses

- **Détermination de la flore mésophile totale**

La flore mésophile totale a été dénombrée à l'aide de gélose nutritive standard (GN), adaptée aux micro-organismes non exigeants. Pour obtenir des colonies dénombrables, des dilutions décimales successives ont été réalisées à partir des échantillons homogénéisés. Un volume de 0,1 ml de chaque dilution a été étalé sur deux plaques de gélose nutritive, suivies d'une incubation à 25–30 °C pendant 24 heures. Les colonies formées ont été comptées pour estimer la charge microbienne totale (Figure IV.9).

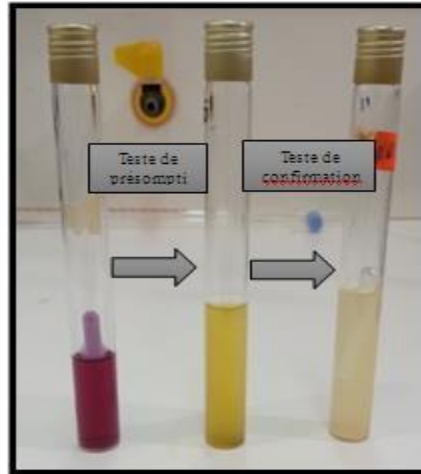


**Figure IV.9:** Recherche et dénombrement flore mésophile totale sur milieux GN

- **Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux**

Un test présomptif des coliformes totaux a été effectué en préparant cinq dilutions décimales (10<sup>-1</sup> à 10<sup>-5</sup>) avec trois réplicats par dilution, après homogénéisation complète de l'échantillon pour assurer une dispersion uniforme des micro-organismes. Un volume de chaque dilution a été inoculé dans des tubes contenant du milieu BCPL, suivi d'une incubation

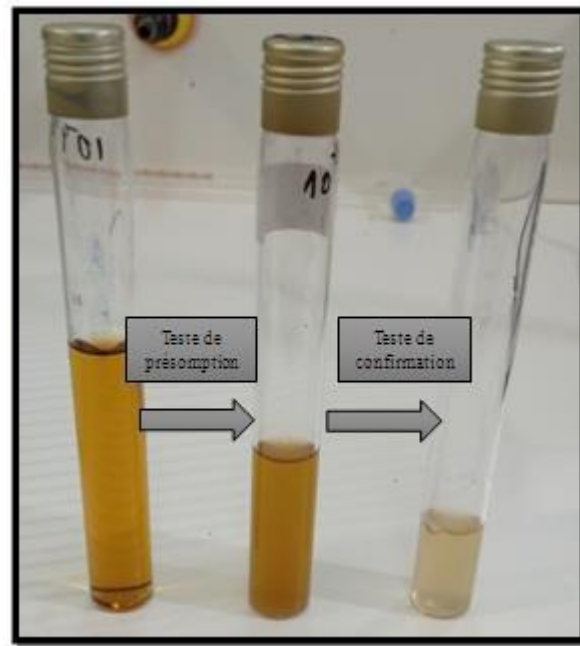
à 37 °C pendant 24 à 48 heures. La présence de trouble, un changement de couleur du milieu vers le jaune et un dégagement de gaz ont été considérés comme des critères de positivité. Pour confirmer les coliformes fécaux, une culture positive du test présomptif a été transférée à l'aide d'une anse dans des tubes contenant du milieu Schubert, incubés à 44 °C pendant 24 heures. La présence de gaz dans les tubes a été interprétée comme un résultat positif (figure IV.10).



**Figure IV.10:** Recherche et dénombrement des coliformes totaux et fécaux sur milieux BCPL et Shubert

- **Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux**

Pour détecter les streptocoques fécaux, cinq dilutions décimales ( $10^{-1}$  à  $10^{-5}$ ) ont été préparées à partir de la solution mère homogénéisée, avec trois réplicats par dilution, en utilisant des tubes contenant 9 ml de bouillon azoté-glucose (méthode de Rothe). Les tubes ont été incubés à 37 °C pendant 24 heures, et les tubes négatifs ont été prolongés à 48 heures. Les tubes positifs ont été subcultivés dans du milieu Evalitsky pour confirmer la présence de streptocoques fécaux du groupe D, avec une incubation à 37 °C pendant 24 heures. Les tubes présentant une opacité microbienne et un culot jaunâtre ou violet ont été considérés comme positifs (Figure IV.11)



**Figure IV.11:** Recherche et dénombrement des streptocoques fécaux sur milieux Roth et Evalitsky

- **Recherche et dénombrement des spores anaérobies sulfito-réductrices**

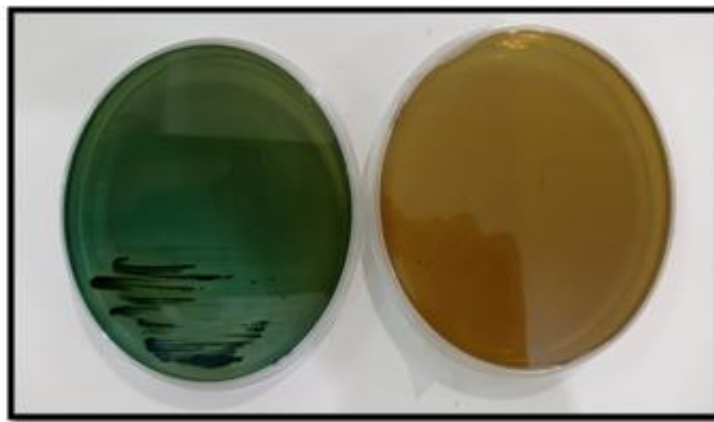
Pour isoler les spores de *Clostridium*, 5 ml de la solution mère ont été chauffés à 80 °C pendant 5 à 8 minutes dans un bain-marie, puis refroidis immédiatement à l'eau du robinet. Un volume de 100 µl de cette solution a été transféré dans des tubes stériles, complétés avec de la gélose au foie fondue et refroidie à 45 °C. Après solidification, les tubes ont été incubés à 37 °C pendant 48 heures, et les colonies formées ont été dénombrées (Figure IV.12).



**Figure IV.12:** Recherche et dénombrement des spores anaérobies sulfito-réductrices sur gélose au foie fondue

- **Test de dépistage des entérobactéries**

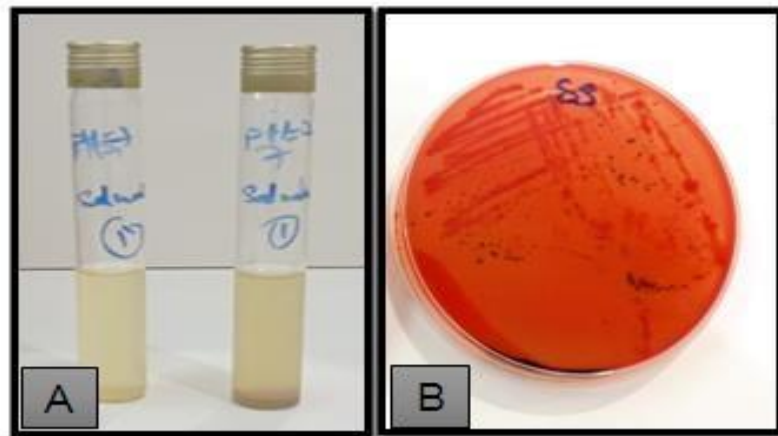
Un volume de 0,1 ml des dilutions décimales  $10^{-1}$  et  $10^{-3}$  a été étalé sur des boîtes de Petri contenant du milieu Hektoen, suivi d'une incubation à 37 °C pendant 24 heures. La fermentation des glucides (lactose, saccharose, salicine) présents dans le milieu a permis d'identifier les entérobactéries. Les colonies bleues ou vertes indiquent une fermentation, tandis que les colonies saumonées ou à cœur noir (dus à la production de sulfure d'hydrogène en présence de thiosulfate de sodium et de citrate ferrique) signalent des micro-organismes spécifiques (Figure IV.13).



**Figure IV.13:** Recherche des entérobactéries sur milieux Hektoen

- **Test de détection des Salmonella**

Un enrichissement initial a été réalisé en diluant 1 ml de solution mère dans 10 ml d'eau peptonée tamponnée (EPT, pH 7), suivi d'une incubation à 37 °C pendant 24 à 48 heures. Une turbidité du milieu a indiqué une croissance microbienne. La culture a ensuite été repiquée sur gélose SS, étalée sur des boîtes de Petri, et incubée à 37 °C pendant 24 heures. Les colonies incolores (absence d'acidification) ont été associées à des bactéries lactiques, tandis que les colonies noires ou à cœur noir (production de sulfure de fer) ont indiqué une production de H<sub>2</sub>S (Figure IV.14).

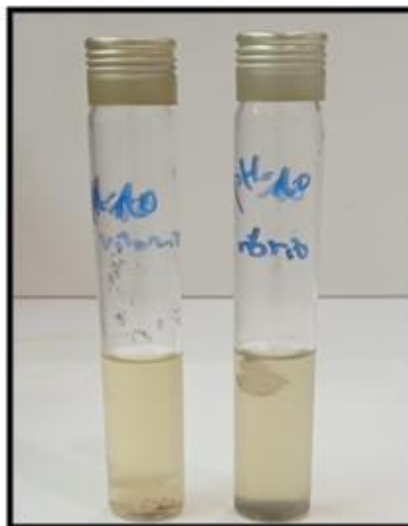


**Figure IV.14:** Recherche des Salmonella.

(A) sur eau peptonée tamponnée. (B) sur gélose SS

- **Test de détection des Vibrio**

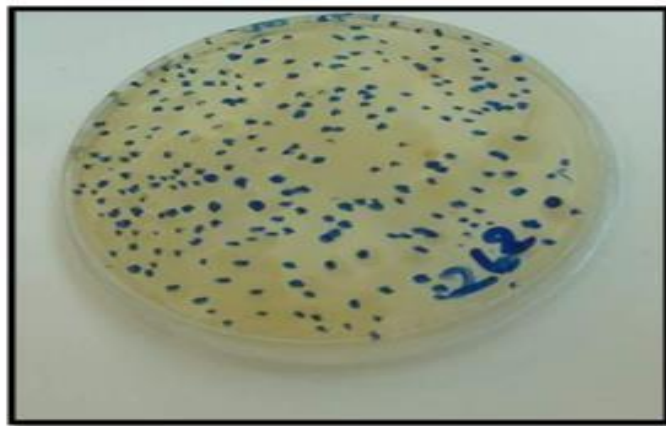
Un échantillon de 50 g de boues a été dilué dans 500 ml d'eau stérile et incubé à 37 °C pendant 24 heures. Un test présomptif a été effectué en utilisant un milieu EPA (pH 10), incubé à 37 °C pendant 24 heures. Une turbidité accompagnée d'une couche blanche en surface a été considérée comme positive. Les cultures positives ont été isolées sur gélose GNAB, incubées à 37 °C pendant 24 heures, pour confirmer la présence de Vibrio (Figure IV.15).



**Figure IV.15:** Test de détection des Vibrio sur eau peptonée alcalin

- **Recherche de Pseudomonas**

Un volume de 100 µl d'une dilution décimale  $10^{-2}$  a été étalé sur des boîtes de Petri contenant du milieu King A, préalablement fondu et versé. Les plaques ont été incubées à 37 °C pendant 24 heures, et les colonies caractéristiques ont été dénombrées pour identifier la présence de Pseudomonas (Figure IV.16).



**Figure IV.16** : Recherche de Pseudomonas sur milieu king A

- **Analyse métagénomique de la diversité microbienne**

- *Extraction et préparation de l'ADN*

L'extraction de l'ADN a été effectuée à partir des boues huileuses en utilisant la méthode CTAB (cétyltriméthylammonium bromure) combinée à un broyage par billes pour optimiser le rendement d'extraction à partir de matrices complexes riches en composés organiques et inhibiteurs. Environ 0,5 g de boues fraîches a été utilisé par échantillon. Après extraction, l'ADN a été purifié à l'aide du kit Qiagen DNeasy PowerSoil, puis quantifié par spectrophotométrie (NanoDrop) et dilué à une concentration finale de 1 ng/µl pour les analyses PCR.

- *Amplification par PCR et préparation des amplicons*

L'amplification des régions cibles a été réalisée avec le Phusion® High-Fidelity PCR Master Mix pour garantir une fidélité élevée. Les régions amplifiées incluaient :

- ✓ **Bactéries** : Région V3-V4 du gène 16S rRNA, amplifiée avec les amorces 341F (5'-CCTACGGGNGGCWGCAG-3') et 806R (5'-GGACTACHVGGGTATCTAAT-3').
- ✓ **Eucaryotes** : Gène 18S rRNA, amplifié avec les amorces Euk1391F (5'-GTACACACCGCCCGTC-3') et EukBr (5'-TGATCCTTCTGCAGGTTACCTAC-3').
- ✓ **Champignons** : Région ITS, amplifiée avec les amorces ITS1F (5'-CTTGGTCATTTAGAGGAAGTAA-3') et ITS4R (5'-TCCTCCGCTTATTGATATGC-3').

Ces amorces ont été choisies pour leur spécificité et leur couverture taxonomique étendue, permettant de cibler les principaux groupes microbiens présents dans les boues huileuses. Les réactions PCR ont été effectuées en 30 cycles, avec des conditions optimisées (dénaturation à 95 °C, hybridation à 55 °C pour 16S et 18S, 58 °C pour ITS, et élongation à 72 °C). Les produits amplifiés ont été vérifiés par électrophorèse sur gel d'agarose à 1,5 %, puis purifiés à l'aide du kit Qiagen QIAquick Gel Extraction pour éliminer les résidus non spécifiques.

#### ➤ Séquençage et analyse bioinformatique

Les amplicons purifiés ont été séquencés sur la plateforme Illumina NovaSeq 6000, générant environ 100 000 lectures par échantillon (lecture paired-end, 2 × 250 pb). Les données brutes ont été traitées à l'aide du pipeline bioinformatique QIIME2 (version 2023.9) pour le démultiplexage, le contrôle qualité et l'assignation taxonomique. Les séquences ont été filtrées pour éliminer les lectures de faible qualité ( $Q < 30$ ) et les chimères, puis regroupées en unités taxonomiques opérationnelles (OTUs) à 97 % de similarité. L'assignation taxonomique a été réalisée en comparant les séquences aux bases de données SILVA (pour 16S et 18S) et UNITE (pour ITS). Les indices de diversité (Shannon, Simpson) et la composition des communautés microbiennes ont été analysés pour identifier les taxons dominants et leur rôle potentiel dans la dégradation des hydrocarbures.

#### IV.4. Isolement et identification des souches hydrocarbonoclastes

L'isolement des micro-organismes hydrocarbonoclastes capables de dégrader les hydrocarbures présents dans les boues huileuses a été réalisé par la technique d'enrichissement

culturel. Un échantillon de 5 g de boues, contenant 1 % de pétrole brut comme source de carbone, a été inoculé dans 100 ml de milieu minéral stérile (MSM) [composition en g/L :  $K_2HPO_4$ , 1,8 ;  $NH_4Cl$ , 4 ;  $Na_2SO_4 \cdot 7H_2O$ , 0,01 ;  $MgSO_4 \cdot 7H_2O$ , 0,2 ;  $NaCl$ , 0,1] dans des flacons Erlenmeyer de 250 ml. Le pétrole brut a été stérilisé à l'aide d'un filtre à seringue de 0,22  $\mu m$  pour éliminer les bactéries exogènes. Les flacons ont été incubés à 30 °C sous agitation à 100 tr/min. Tous les 5 jours, 1 ml de culture a été transféré dans un nouveau flacon de milieu MSM frais, et cultivé dans les mêmes conditions (Omrani et al., 2018). Après 28 jours d'enrichissement, des dilutions décimales ( $10^{-1}$ ) de la culture ont été étalées sur des plaques de gélose MSM recouvertes de pétrole brut. Les cultures bactériennes ont été incubées à 37 °C pendant 24 heures, et les cultures fongiques à 37 °C pendant 5 à 7 jours. Les isolats obtenus ont été purifiés sur gélose nutritive (GN) pour obtenir des colonies pures, dont la pureté a été vérifiée au microscope. Les souches isolées ont été conservées à 4 °C dans un milieu de stockage spécifique. Leur capacité de dégradation des hydrocarbures a été testée sur un milieu liquide de sels minéraux enrichi en pétrole brut (Mnif et al., 2015).

## IV.5. Protocole de biodégradation microbienne des hydrocarbures

Avant la mise en œuvre du protocole de biodégradation, les souches hydrocarbonoclastes sélectionnées ont été soumises à un test d'antagonisme pour évaluer leurs interactions microbiennes, à des tests enzymatiques pour caractériser leurs activités métaboliques, et à une coloration de Gram pour déterminer leurs caractéristiques morphologiques et structurales.

### IV.5.1. Évaluation des interactions antagonistes

Le test d'antagonisme a été réalisé à l'aide de la méthode des disques imprégnés, couramment utilisée pour détecter l'activité antimicrobienne. Une souche bactérienne estensemencée uniformément sur un milieu gélosé nutritif pour assurer une croissance homogène. Des disques de papier stériles, imprégnés de la suspension cellulaire ou d'un extrait métabolique de la souche testée, sont déposés à la surface du milieu. Après incubation à 30 °C pendant 24 à 48 heures, la présence de zones d'inhibition autour des disques indique une activité antagoniste. Le diamètre de ces halos, mesuré en millimètres, permet d'évaluer l'intensité de l'activité antimicrobienne.

## IV.5.2. Caractérisation des activités enzymatiques

### IV.5.2.1. Solubilisation du phosphore

La capacité des souches à solubiliser le phosphore a été testée sur le milieu Pikovskaya (PVK) [composition en g/L : glucose, 10 ;  $\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2$ , 5 ;  $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ , 0,5 ; NaCl, 0,2 ;  $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 0,1 ; KCl, 0,2 ; extrait de levure, 0,5 ;  $\text{MnSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ , 0,002 ;  $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ , 0,002 ; agar, 15], ajusté à pH 7. Une strie bactérienne ou un disque gélosé pour les champignons a été ensemencé sur des boîtes de Pétri contenant le milieu PVK. Les bactéries ont été incubées à 30 °C pendant 2 jours, et les champignons mésophiles à 28 °C pendant 14 jours. Une zone claire autour des colonies indique une solubilisation du phosphore (Yu et al., 2019).

### IV.5.2.2. Fixation d'azote atmosphérique

La capacité des isolats à fixer l'azote atmosphérique a été évaluée sur un milieu gélosé sans azote (N-Free). Quatre repiquages successifs ont été réalisés, tous les 3 jours pour les bactéries et tous les 10 jours pour les actinomycètes. Les isolats ayant montré une croissance après le dernier repiquage ont été transférés dans des flacons Erlenmeyer de 100 ml contenant 50 ml de milieu liquide N-Free, puis incubés à 30 °C sous agitation à 150 tr/min pendant 7 jours. Les tests ont été effectués en duplicata (Buisset et al., 2025).

### IV.5.2.3. Résistance aux métaux

La résistance des souches aux métaux lourds a été étudiée sur gélose nutritive (GN, pH 7) enrichie en métaux lourds, ajoutés par filtration stérile (0,2  $\mu\text{m}$ ). Les concentrations testées étaient de 100, 200 et 250 ppm pour le cuivre ( $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$ ) et le zinc ( $\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ), et de 2 et 10 ppm pour le cadmium ( $\text{CdSO}_4 \cdot 8\text{H}_2\text{O}$ ). Les boîtes de Petri ensemencées ont été incubées à 30 °C pendant 5 jours pour les bactéries et à 28 °C pendant 10 jours pour les champignons. Les tests ont été réalisés en duplicata (El Baz et al., 2015).

## IV.5.3. Identification morphologique et structurale par coloration de Gram

La coloration de Gram a été réalisée pour déterminer le type (Gram positif ou négatif), la morphologie (cocci, bacilles, etc.), les dimensions, le mode d'agglomération (chaînes, amas, palissades, etc.) et, le cas échéant, la présence de formes sporulées des bactéries. Un frottis a été préparé à partir d'une culture bactérienne récente, fixé thermiquement sur une lame de microscope. La procédure comprend les étapes suivantes :

- ✓ Coloration primaire au violet de gentiane (ou cristal violet) pendant 1 minute.
- ✓ Mordançage avec une solution de Lugol pendant 1 minute, suivi d'un rinçage à l'eau.
- ✓ Décoloration à l'alcool à 90° pendant 10 secondes, suivie d'un rinçage à l'eau.
- ✓ Contre-coloration à la safranine pendant 1 minute, suivie d'un lavage à l'eau et d'un séchage à l'air ou entre papier absorbant.

L'observation a été effectuée au microscope optique avec un objectif  $\times 100$  et de l'huile d'immersion. Les bactéries Gram positives apparaissent en violet foncé, tandis que les Gram négatives se colorent en rose

#### **IV.5.4. Criblage des souches hydrocarbonoclastes**

Les isolats hydrocarbonoclastes, préalablement sélectionnés sur gélose nutritive (GN), ont été cultivés pendant 24 heures dans un bouillon nutritif pour les bactéries ou un milieu Sabouraud liquide pour les champignons, à 30 °C sous agitation constante en conditions aérobies. Les cultures ont été centrifugées à 3 000 tr/min pendant 20 minutes, et les culots ont été lavés quatre fois avec 200 ml de solution saline (milieu MSM) pour éliminer toute source de carbone exogène, chaque lavage étant suivi d'une centrifugation à 3 000 tr/min pendant 20 minutes. Après le dernier lavage, les culots ont été resuspendus dans un milieu MSM stérile. Une suspension bactérienne de  $8 \text{ à } 11 \times 10^8$  UFC/ml a été transférée dans des flacons Erlenmeyer de 250 ml contenant 90 ml (pour 5 % de pétrole brut) ou 75 ml (pour 20 % de pétrole brut) de milieu MSM, avec du pétrole brut filtré (0,22  $\mu\text{m}$ ) comme unique source de carbone (Figure IV.16). Les flacons ont été incubés à 30 °C (pH initial 7) sous agitation à 120 tr/min. La croissance microbienne a été évaluée par mesure de la densité optique à 600 nm ( $\text{OD}_{600}$ ), et la biodégradation des hydrocarbures (BTEX et alcanes) a été quantifiée par extraction à l'hexane, suivie d'une analyse par chromatographie en phase gazeuse couplée à la spectrométrie de masse (GC-MS). Les mesures ont été effectuées à 7, 14, 21 et 28 jours. Un flacon sans inoculum a servi de contrôle négatif, et l'expérience a été réalisée en triple exemplaire.



**Figure IV.17:** Dispositif expérimental pour l'étude de la biodégradation des hydrocarbures et préparation des extraits pour analyse GC-MS.

## **IV.6. Compostage et suivi des paramètres physico-chimiques et phytotoxiques**

Le compostage des boues huileuses a été étudié pour évaluer leur potentiel de dégradation biologique et leur stabilisation, en combinant des analyses physico-chimiques et des tests de phytotoxicité. Ce protocole a permis de suivre l'évolution des paramètres clés (pH, teneur en nutriments, composés organiques et métaux lourds) et d'assurer la qualité du compost produit, tout en vérifiant son innocuité pour une éventuelle valorisation agronomique.

### **IV.6.1. Prétraitement des boues**

Avant le début du processus de compostage, la boue a été prétraitée par séchage à l'air libre au niveau du balcon du département génie des procédés. Le séchage a duré un mois avec un retournement quotidien afin d'assurer le séchage de toutes les parties. L'objectif de cette étape était de minimiser la présence de germes nuisibles et de réduire le contenu en hydrocarbures, ce qui favoriserait par la suite les conditions de biodégradation (Figure IV.18).



Figure IV.18: **Prétraitement par séchage a l'aire libre des boues et retournement quotidien.**

#### **IV.6.2. Mise en place et suivi du processus de compostage**

Quatre expériences de compostage en andains ont été réalisées à l'Université de Skikda le 20 Août 1955 pour traiter les boues huileuses. Chaque andain, préparé avec un mélange initial de 15 kg, a été enrichi d'un additif composé de copeaux de bois et de déchets verts pour assurer une aération adéquate et un équilibre carbone/azote. Le co-substrat utilisé était du marc de café, et un consortium microbien, composé de bactéries et de champignons hydrocarbonoclastes préalablement sélectionnés, a été ajouté selon les conditions expérimentales suivantes : C1 (co-substrat + consortium), C2 (consortium seul), C3 (co-substrat seul) et C4 (boues seules, témoin) Pour faciliter l'écoulement du lixiviat, chaque andain a été posé sur une couche de gravier puis une couche de paille de blé recouverte d'un filet à mailles fines (Figure IV.19). Le suivi du compostage a impliqué des mesures régulières de la température de chaque andain a été évaluée à l'aide d'un thermomètre. Ce dernier a été inséré intégralement à différents endroits de l'andain pour obtenir une moyenne de la température de l'andain.

Et du pH à l'aide d'un pH mètre tous les 2 à 3 jours au début, ainsi que des retournements et arrosages périodiques pour maintenir une aération et une humidité optimales. Le retournement des andains a pour but d'introduire l'oxygène essentiel à la respiration des

microorganismes, de rendre le mélange homogène et également de libérer le dioxyde de carbone et la chaleur accumulée, l'humidification des tas de compost est l'un des éléments clés qui augmente la quantité d'eau disponible pour l'activité microbienne et pour hydrater les résidus les plus secs. Nous avons donc irrigué les tas avec de l'eau de robinet afin d'obtenir un taux d'humidité allant de 50 à 60%.

Le processus, d'une durée totale de sept mois (avril à novembre 2024), a été suivi par des analyses physico-chimiques effectuées à plusieurs étapes clés : au premier mois pour évaluer l'état initial et les changements précoces, deuxième et troisième, enfin aux sixième et septième mois pour suivre la dégradation de la matière organique et la stabilisation du compost. Les paramètres analysés incluaient le pH, les spectres FTIR, la teneur en phénols, azote, phosphore, carbone organique total (COT), CHNS/O, hydrocarbures totaux (HCT), Azote totale, phosphore totale, phénol et métaux lourds et minéraux. La méthode d'échantillonnage utilisée est la méthode par quartage une fois l'homogénéisation des échantillons effectuée, le mélange est réparti en quatre portions identiques, marquant deux axes perpendiculaires afin de supprimer deux segments opposés. Ensuite, nous combinons les deux restants afin de s'assurer de l'homogénéisation de l'échantillon et garantir leur représentativité.

Dans le cadre de l'expérimentation initiale, quatre tests de compostage séparés ont été établis afin de déterminer les conditions idéales pour la décomposition des boues. Chaque essai variait en fonction de la composition du mélange et des proportions des composants. Un examen des principaux indicateurs physico-chimiques (comme la température, le pH, l'humidité, le ratio C/N, etc.) a révélé que deux des composts montraient des résultats indésirables, spécifiquement une lente progression des paramètres témoignant de la biodégradation.

Par conséquent, la continuation du processus de compostage a été restreinte aux deux composts les moins efficaces (C3 et C4), L'évaluation du processus de compostage a donc été continue uniquement pour les deux composts montrant une évolution des paramètres physico-chimiques, indiquant un bon progrès du processus de maturation (C1 et C2).

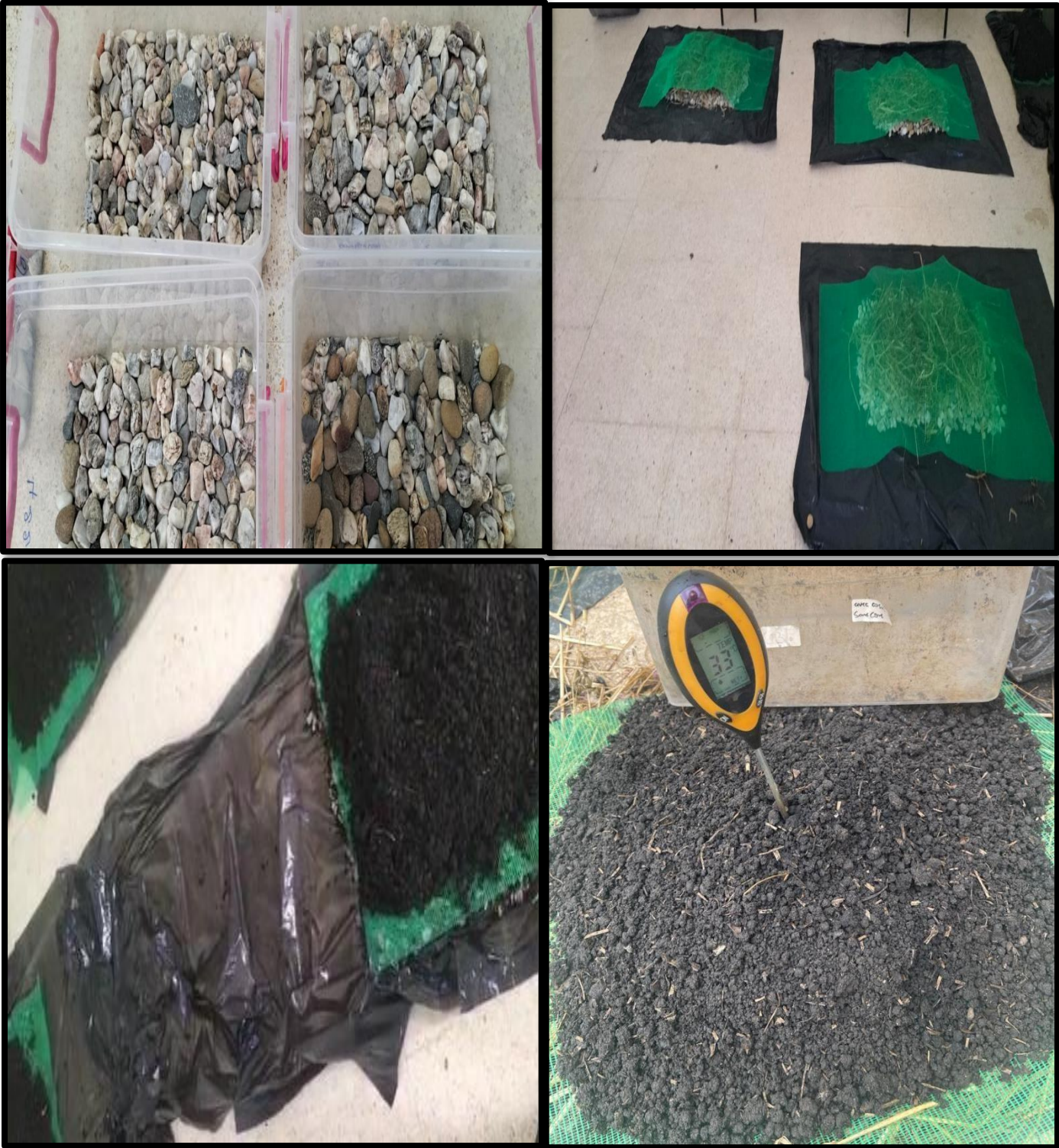


Figure IV.19: Dispositif expérimental de compostage en andains

### IV.6.3. Évaluation de la maturité et de l'innocuité du compost

L'évaluation de la maturité du compost a été réalisée pour confirmer sa qualité finale et son innocuité en vue d'une valorisation agronomique. Cette caractérisation a inclus des tests de phytotoxicité sur des graines, ainsi que des analyses des teneurs en chlorophylle et en malondialdéhyde (MDA) dans des tissus végétaux pour évaluer les effets du compost sur la croissance des plantes et le stress oxydatif.

#### IV.6.3.1 Test de phytotoxicité

La phytotoxicité des extraits aqueux de compost a été évaluée selon la méthode de germination des graines décrite par (Selim et al., 2012), en utilisant des graines de cresson (*Lepidium sativum*), de tomate (*Solanum lycopersicum*) et de laitue (*Lactuca sativa*) comme bio-indicateurs. Un extrait a été préparé en mélangeant 1 g de compost (base matière sèche) avec 5,7 ml d'eau distillée stérile (ratio 1:5,7 m/v). Les graines ont été décontaminées en surface par immersion dans de l'éthanol à 75 % pendant 3 minutes, suivies d'un rinçage approfondi à l'eau distillée stérile pour éliminer tout résidu. Pour chaque test, 5 ml de l'extrait aqueux ont été déposés sur un papier filtre dans une boîte de Pétri stérile, sur laquelle 10 graines décontaminées ont été uniformément réparties (Figure IV.20). Chaque échantillon a été testé en triple exemplaire. Les boîtes ont été scellées avec du ruban adhésif pour minimiser l'évaporation tout en permettant les échanges gazeux, puis incubées dans l'obscurité à  $25 \pm 2$  °C pendant 3 jours. Un témoin négatif a été préparé en remplaçant l'extrait par de l'eau distillée stérile. Après incubation, le taux de germination, la longueur moyenne des racines et l'indice de germination (GI) ont été calculés selon (Selim et al., 2012) pour évaluer l'impact des substances potentiellement toxiques sur la germination et le développement racinaire. Les formules utilisées sont les suivantes :

$$\text{Germination des graines (\%)} = \frac{\text{nombre de graines germées dans l'extrait de compost}}{\text{nombre de grains germés dans le test témoin}} \times 100 \dots \dots \dots (\text{Eq.5})$$

$$\text{Allongement des racines (\%)} = \frac{\text{longueur moyenne des racines dans l'extrait de compost}}{\text{longueur moyenne des racines sous contrôle}} \times 100 \dots \dots \dots (\text{Eq.6})$$

$$\text{Indice de germination} = \frac{\text{germination des graines (\%)} \times \text{allongement des racines (\%)}}{100} \dots \dots \dots (\text{Eq.7})$$



**Figure IV.20:** Test de germination pour l'évaluation de la phytotoxicité du compost

#### *IV.6.3.2. Dosage des pigments chlorophylliens*

L'extraction des pigments chlorophylliens a été réalisée selon la méthode d'**Arnon, (1949)**. Environ 0,5 g de feuilles fraîches a été broyé dans 80 % d'acétone, en présence de sable stérile pour faciliter l'extraction. Le broyat a été filtré, et le filtrat limpide a été utilisé pour des mesures spectrophotométriques à 663 nm et 645 nm, après calibration de l'appareil avec une solution témoin d'acétone à 80 % (Figure IV.21). Les concentrations de chlorophylle a, chlorophylle b et chlorophylle totale ont été calculées en mg/g de matière fraîche (MF) à l'aide des équations suivantes (**Porra, 2005**):

$$[12,7 \times DO(663) - 2,69 \times DO(654)] \dots\dots (Eq.8)$$

La formule pour calculer la chlorophylle b (mg/g MF) est la suivante :

$$[22,9 \times DO(645) - 4,69 \times DO(663)] \dots\dots\dots (Eq.9)$$

Chlorophylle totale (mg/g MF) équivaut à la somme de la chlorophylle a et de la chlorophylle b.

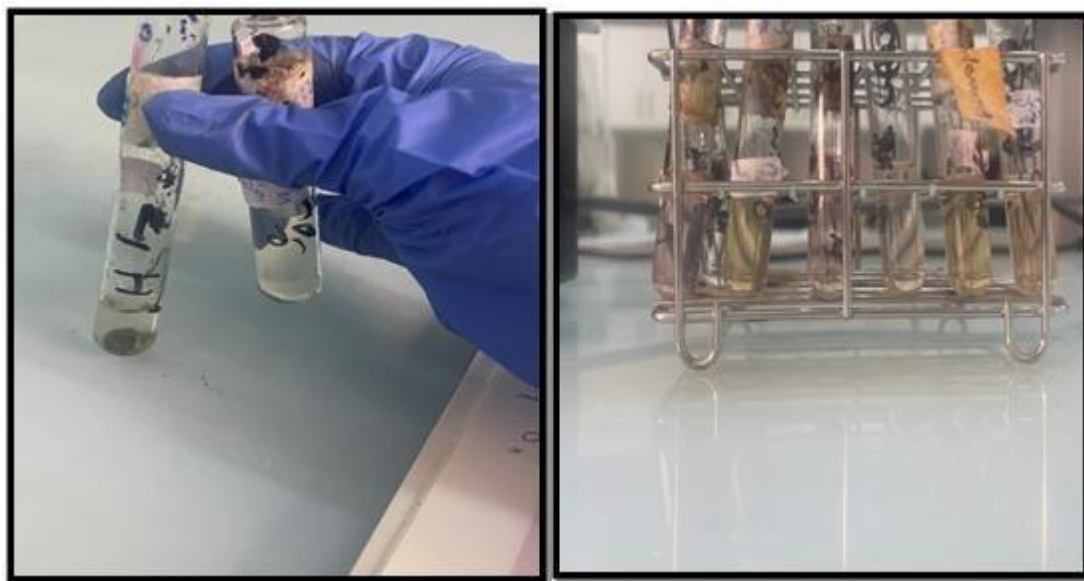


**Figure IV.21:** Préparation des pigments chlorophylliens pour analyse spectrophotométrique à UV-Vis

#### *IV.6.2.3. Dosage de Malondialdéhyde (MDA)*

La quantification du malondialdéhyde (MDA), indicateur du stress oxydatif, a été réalisée par la méthode de réaction avec l'acide thiobarbiturique (TBA) décrite par **Hodges et al., (1999)**. Environ 0,2 g de feuilles fraîches ont été broyées dans 2 ml d'acide trichloracétique (TCA) à 5 %. Le mélange a été centrifugé à 13 000 tr/min pendant 20 minutes. Le surnageant (2 ml) a été mélangé à 3 ml de solution de TBA à 0,5 % dans TCA à 5 %, chauffé à 95 °C pendant 30 minutes, puis refroidi dans un bain de glace. Après une seconde centrifugation à 13 000 tr/min pendant 15 minutes, la densité optique du surnageant a été mesurée à 532 nm, 600 nm et 450 nm (Figure IV.22). La concentration en MDA ( $\mu\text{mol/ml}$ ) a été calculée selon l'équation suivante :

$$\text{MDA } (\mu\text{mol/ml}) = 6,45 \times (\text{DO}_{532} - \text{DO}_{600}) - 0,56 \times \text{DO}_{450} \dots \dots \dots (\text{Eq.10})$$



**Figure IV.22 :** Échantillons préparés pour quantification spectrophotométrique du malondialdéhyde (MDA)

## IV.7. Analyse des résultats et tests statistiques

L'analyse des résultats issus des caractérisations physico-chimiques, microbiologiques, métagénomiques, et des tests de phytotoxicité a été réalisée pour évaluer la qualité du compost, la dégradation des hydrocarbures, et l'innocuité des boues huileuses traitées. Des approches statistiques ont été appliquées pour déterminer la significativité des différences entre les traitements expérimentaux (C1, C2, C3, C4) et pour corréler les paramètres mesurés avec la maturité du compost.

### IV.7.1. Traitement des données

Les données collectées incluaient les paramètres physico-chimiques (pH, COT, azote, phosphore, phénols, HAP, métaux lourds, CHNS/O), les profils microbiens (dénombrements, métabarcoding 16S/18S/ITS), les indices de phytotoxicité (taux de germination, élancement racinaire, indice de germination), et les marqueurs biologiques (chlorophylle, MDA). Les données brutes ont été organisées dans des tableaux et standardisées pour permettre des comparaisons entre les andains (C1 : co-substrat + consortium ; C2 : consortium seul ; C3 : co-substrat seul ; C4 : témoin). Les valeurs aberrantes ont été identifiées et exclues à l'aide de la

méthode de l'écart interquartile (IQR). Les moyennes et écarts-types ont été calculés pour chaque paramètre à trois étapes clés du compostage (1er, 6e, et 7e mois).

#### **IV.7.2. Tests statistiques**

Des tests statistiques ont été appliqués pour évaluer les différences entre les traitements et les évolutions temporelles des paramètres. Une analyse de variance à un facteur (ANOVA) a été réalisée pour comparer les paramètres physico-chimiques et biologiques entre les andains C1, C2, C3, et C4, avec un seuil de significativité fixé à  $p < 0,05$ . En cas de différences significatives, un test post-hoc de Tukey a été utilisé pour identifier les paires de traitements spécifiques. Pour analyser l'évolution temporelle des paramètres (ex. : réduction des HAP, augmentation de l'indice de germination), une ANOVA à mesures répétées a été appliquée, suivie d'un test de Bonferroni pour les comparaisons multiples. Les corrélations entre les paramètres (ex. : COT vs. indice de germination, abondance microbienne vs. dégradation des HAP) ont été évaluées à l'aide du coefficient de corrélation de Pearson. Les analyses métagénomiques ont été interprétées via des indices de diversité (Shannon, Simpson) calculés avec le logiciel QIIME2, et les différences dans la composition des communautés microbiennes entre traitements ont été testées à l'aide d'une analyse PERMANOVA (perMANOVA). Toutes les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R (version 4.3.2) et le package vegan pour les analyses multivariées.

#### **IV.7.3. Interprétation des résultats**

Les résultats ont été visualisés à l'aide de graphiques (courbes d'évolution temporelle, diagrammes en boîte, heatmaps pour les profils métagénomiques) pour illustrer les tendances et les différences significatives. Les analyses ont permis d'évaluer l'efficacité des traitements (C1, C2, C3 vs. C4) sur la dégradation des hydrocarbures, la stabilisation du compost, et la réduction de la phytotoxicité. Les corrélations ont mis en évidence les relations entre la dynamique microbienne, les paramètres chimiques, et l'innocuité du compost, fournissant des informations clés pour optimiser les conditions de compostage et leur application agronomique.

---

## IV.8. Conclusion

Ce chapitre a caractérisé les boues huileuses de la raffinerie de Skikda (RA1K) par des analyses physico-chimiques (pH, COT, HAP, métaux lourds, CHNS/O), spectroscopiques (FRX, DRX, FTIR, MEB-EDX), microbiologiques, et métagénomiques (16S/18S/ITS). Les résultats révèlent une composition riche en hydrocarbures et métaux, avec un risque écologique évalué via l'IRE. Les souches hydrocarbonoclastes isolées ont montré une capacité de biodégradation, confirmée par GC-MS. Le compostage en andains (C1 : co-substrat + consortium, C2, C3, C4) a réduit les hydrocarbures et la phytotoxicité, avec une innocuité validée par les tests de germination, chlorophylle, et MDA. Les analyses statistiques (ANOVA, Pearson, PERMANOVA) ont confirmé l'efficacité du traitement C1. Ces résultats soutiennent le potentiel du compostage microbien pour la biorestauration et la valorisation agronomique des boues, nécessitant une optimisation pour une application industrielle.

**Chapitre V:**  
**Résultats &**  
**discussions**

## V.1. Résultats de la caractérisation des boues

### V.1.1. Propriétés physico-chimiques

- **Propriété physique**

Les caractéristiques physicochimiques des échantillons de boue sont exposées dans le tableau V.1. Les valeurs de pH ont varié de 6,89 à 7,48, indiquant des conditions quasi neutres favorables à l'activité microbienne. Ces résultats concordent avec des recherches menées sur les boues de raffineries en Espagne (7.4) (**Jerez et al., 2021**), en Inde (7.0) (**Jasmine & Mukherji, 2015**), et en Malaisie (6.44) (**Kankia et al., 2021**).

**Tableau V.1 :** Propriétés physiques de la boue huileuse des trois échantillons provenant de la raffinerie de Skikda. OS1 : Boue huileuse, âgée de 6 mois ; OS2 : Boue huileuse, âgée de 3 mois ; OS3 : Boue huileuse fraîche.

Paramètres	OS1	OS2	OS3
<b>pH</b>	7.48 ± 0.05	6.89 ± 0.09	7.36 ± 0.05
<b>EC (<math>\mu\text{S.cm}^{-1}</math>)</b>	583.33 ± 3.05	546.66 ± 3.05	563.66 ± 4.16
<b>W<sub>H<sub>2</sub>O</sub> (%)</b>	67.52 ± 0.59	56.59 ± 2.99	68.26 ± 0.29
<b>MO (%)</b>	55.34 ± 0.31	53.28 ± 0.36	63.07 ± 0.43

Les valeurs de conductivité électrique (CE) des échantillons de boue huileuse variaient entre 546 et 583  $\mu\text{S.cm}^{-1}$ , ce qui indique une plage modérément saline typique de la boue d'une raffinerie. Des valeurs d'EC plus élevées suggèrent une concentration modérée à élever d'ions dissous, tels que les sels et les métaux lourds, fréquemment présents dans les boues de raffinerie (**Ramirez et al., 2019**). Le contenu en humidité W (%) a fluctué entre 56,59% et 68,26%, ce qui favorise la biodégradation microbienne. L'humidité favorise la bioremédiation, car de nombreux microorganismes prospèrent dans des environnements humides (**Belahmadi et al., 2023**). Ces valeurs dépassent celles obtenues par (**Jin et al., 2021**) en Inde, à Téhéran et en Chine (31.03%) et sont quasiment identiques à celles relevées par (**Nie et al., 2020**). Selon (**Hu et al., 2015**), 71.81% dans le nord-est de la Chine, (**Duan et al., 2023**) 63% au Canada, et enfin 54.4% en Chine selon leurs recherches. Le pourcentage de matière organique (MO %) dans le boue variait entre 53,28% et 63,08%, ce qui est courant pour la boue huileuse produite par les raffineries (**Nielsen et al., 2011**). Ces résultats sont en accord avec ceux documentés par d'autres auteurs (**Jin et al., 2021**; **Mansur, 2015**) qui ont rapporté des valeurs respectives de 65,86% et 70% dans leurs recherches. Il est crucial de connaître la composition de la boue, y compris sa teneur en matière organique, pour définir les stratégies de gestion des déchets de raffinerie les

plus appropriées et durables.

- **Propriétés chimiques**

Le Tableau V.2 présente les résultats de l'analyse effectuée sur les caractéristiques chimiques de la boue pétrolière importée de la raffinerie de Skikda en Algérie.

**Tableau V.2:** Propriétés chimiques de la boue huileuse des 3 échantillons provenant de la raffinerie de Skikda (RA1K). OS1 : Boue huileuse, âgée de 6 mois ; OS2 : Boue huileuse, âgée de 3 mois ; OS3 : Boue huileuse fraîche.

Éléments	OS1	OS2	OS3
<b>C (%)</b>	45.3±0.0	48.07±0.00	51.49±0.00
<b>N (%)</b>	1.33±0.0	1.57±0.00	1.63±0.00
<b>H (%)</b>	6.96±0.0	7.281±0.00	7.846±0.00
<b>S (%)</b>	1.49±0.01	1.83±0.01	1.83±0.01
<b>COT (%)</b>	40.42±0.01	43.48±0.01	68.31±0.01
<b>Total P (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	4.36±0.01	5.26±0.01	5.92±0.01
<b>Na (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	2310±0.00	2834±0.00	2942±0.00
<b>K (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	3330±0.00	4336±0.00	4567±0.00
<b>Ca (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	7952±0.00	9288±0.00	9402±0.00
<b>Mg (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	4259±0.00	4732±0.00	5312±0.00
<b>TPH (mg.kg<sup>-1</sup>)</b>	14700±0.01	18700±0.00	21440±0.01

La quantité des hydrocarbures pétroliers totaux (TPH) a chuté de 21,440 mg.kg<sup>-1</sup> dans les boues fraîches (OS3) à 14,700 mg.kg<sup>-1</sup> dans les boues âgées de six mois (OS1), témoignant d'une dégradation naturelle des hydrocarbures plus légers, en accord avec (Gao et al., 2020).

La teneur en phosphore (P) dans la boue huileuse de Skikda, variant entre 4,36 et 5,92 mg.kg<sup>-1</sup>, est relativement faible comparée à d'autres études, comme celle réalisée en Turquie où les concentrations en phosphore variaient entre 1000 et 2000 mg.kg<sup>-1</sup> (Ayol & Yurdakoş, 2019; El Hammoudani et al., 2019) qui ont relevé des valeurs allant de 1,36 à 1,59 g/kg. La composition minérale, incluant le Na, le K, le Ca et le Mg, est restée constante sur tous les échantillons, alors que l'OS3 a montré la plus grande teneur minérale. Cela suggère une composition minérale assez homogène dans la boue, ce qui peut être avantageux pour les stratégies de gestion des boues qui englobent à la fois les éléments organiques et inorganiques. Le contenu minéral, en particulier le calcium, le magnésium et la silice, peut être recyclé en matériaux de construction tels que le ciment ou les briques, réduisant ainsi l'impact

environnemental lié à l'élimination des déchets et à la production de matériaux.

Dans les échantillons de boue huileuse de Skikda, la teneur totale en carbone organique (COT) oscillait entre 40,42 % et 68,31 %, témoignant d'une présence marquée de matière organique. Ces valeurs correspondent aux résultats de (Ali et al., 2017) et surpassent celles mentionnées par (Kankia et al., 2021). Les niveaux élevés du COT sont surtout imputables aux hydrocarbures pétroliers, ce qui indique que la boue a une valeur calorifique relativement importante, la rendant adaptée aux procédés de récupération d'énergie. Par rapport aux autres boues industrielles, le COT de Skikda est remarquablement plus élevé (Ali et al., 2017; Kankia et al., 2021). Dans l'analyse CHNS on a constaté que le taux de carbone variait de 45,30% à 51,49%, tandis que la proportion d'hydrogène oscillait entre 9,46% et 11,24%, attestant ainsi la présence de composés hydrocarbonés. Les niveaux d'azote étaient faibles, variant entre 1.33% et 1.63%. L'âge de la raffinerie est un facteur déterminant pour les caractéristiques des boues huileuses. Les raffineries plus anciennes tendent à générer des boues contenant des niveaux de contaminants plus élevés, comme cela a été constaté dans les zones dotées d'installations vieillissantes. En revanche, les raffineries modernes telles que Skikda profitent de technologies avancées et de réglementations environnementales plus sévères, ce qui entraîne une réduction des niveaux de polluants dans les boues.

### V.1.2. Composition Organique des boues huileuses

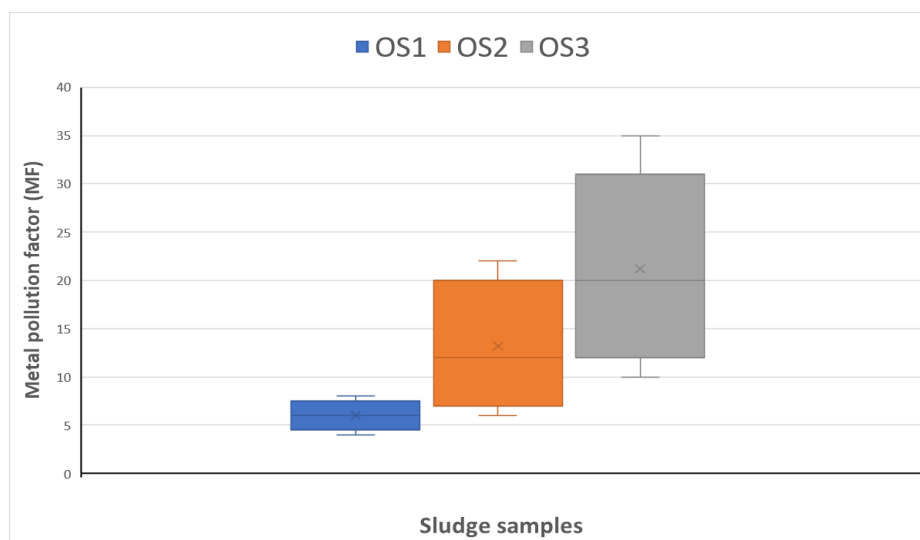
Pour identifier les composants organiques majeurs des boues huileuses en fonction de leurs temps de rétention, nous avons utilisé la bibliothèque NIST (Feng et al., 2020; Ralchenko, 2005). L'examen a démontré la présence d'alcane (de 50,54 à 67,33 %), d'hydrocarbures aromatiques et d'esters, suggérant une transformation microbienne active. On a détecté des alcanes, incluant des n-alcanes et des alcanes ramifiés, dans les trois échantillons (OS1, OS2, OS3), habituellement liés au pétrole brut et aux produits dérivés du pétrole (Matsui et al., 2014). On a également identifié des hydrocarbures aromatiques, y compris les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) et les dérivés du benzène, ce qui suscite des inquiétudes possibles pour l'environnement et la santé en raison de leur toxicité et de leur persistance avérée dans l'environnement. Leur présence signale une contamination potentielle et des dangers pour la santé connexe, mettant en évidence l'importance d'une supervision et d'une gestion rigoureuse. Au départ, les esters étaient très présents dans OS1, mais leur présence a considérablement baissé dans OS2, pour ensuite remonter dans OS3. Cela indique une variation de leur occurrence au cours du temps. Les niveaux de phénols dans OS1 et OS2 sont demeurés constants, tandis qu'ils ont chuté dans OS3. La présence d'hydrocarbures était

essentiellement dominée par les alcanes (50,54 % à 67,33 %), ce qui concorde avec les résultats de (Zhang et al., 2022), ayant mentionné une proportion de 53,5 % d'alcanes. Les proportions d'esters fluctuaient entre 2,28 % et 12,68 %.

On a identifié d'autres composés comme l'éther, l'oléfine, l'alcool et l'aldéhyde dans OS2 et OS3 à des niveaux similaires, tandis que leur présence était moins notable dans OS1. La riche composition en substances organiques et en hydrocarbures pétroliers totaux (TPH) des boues signale leur capacité à servir de source d'énergie. Des techniques thermiques comme la pyrolyse et l'incinération pourraient convertir ces substances en énergie, réduisant de ce fait l'empreinte environnementale tout en soutenant une économie circulaire.

### V.1.3. Teneur en métaux lourds dans les boues huileuses

Afin d'évaluer la pollution environnementale, la toxicité des métaux lourds dans les boues huileuses a été analysée en comparant les résultats avec la norme nationale chinoise (GB5085.3-2007) (Zhang et al., 2022), car l'Algérie ne dispose pas de normes spécifiques en matière de qualité des sols. Le diagramme en boîte (figure V.1) illustre la distribution des facteurs de pollution métallique (MF) pour trois échantillons de boues provenant de la raffinerie de Skikda (OS1, OS2 et OS3), à l'exclusion des valeurs aberrantes. Les données de tous les échantillons se situent dans l'intervalle interquartile (IQR), les valeurs médianes des MF présentant une variation minimale. Cependant, OS2 et OS3 ont présenté des valeurs MF significativement plus élevées que OS1, ce qui indique que l'accumulation de métaux se produit à mesure que les boues vieillissent, ce qui correspond aux résultats d'études similaires (Ali et al., 2021; Liu et al., 2021). L'augmentation de la MF dans les boues plus récentes (OS2 et OS3) suggère une biodisponibilité plus élevée des métaux, confirmant que la toxicité des boues de raffinerie augmente avec l'âge (Hu et al., 2013). Les différences de concentrations en métaux entre les échantillons de boues soulignent la nécessité de stratégies d'assainissement personnalisées. Une étude comparant les concentrations de métaux lourds dans les sols de la ville de Sétif aux limites réglementaires françaises (AFNOR U44-041) a révélé que les niveaux de Cd, Cr et Cu se situaient dans les limites de sécurité, tandis que les niveaux de Zn et Pb étaient 2 à 3 fois supérieurs à la valeur de référence chinoise (Sellami et al., 2022). D'autres recherches menées en Algérie, notamment à El Eulma et Annaba, ont fait état d'une contamination importante au cadmium, mais ont souligné l'absence de normes nationales en matière de qualité des sols (Benselhou, 2015; Gacem et al., 2023).



**Figure V.1.** Diagramme représentant les facteurs de pollution métallique dans différents échantillons de boues provenant de la raffinerie de Skikda en Algérie.

Le signe « x » au centre de la boîte correspond à la valeur moyenne. La moyenne (x) et la médiane (ligne dans la boîte) sont indiquées afin de donner une idée de la tendance centrale des données. Si la moyenne est proche de la médiane, cela signifie que les données sont réparties symétriquement, tandis que si elle est éloignée de la médiane, cela signifie que les données peuvent être asymétriques. OS1 : boues huileuses, âgées de 6 mois ; OS2 : boues huileuses, âgées de 3 mois ; OS3 : boues huileuses fraîches.

La présence de métaux lourds tels que le cadmium, l'arsenic et le chrome est un problème important dans les boues de raffinerie des zones industrialisées. À la raffinerie de Skikda, le niveau de pollution métallique et le risque écologique associé ont été évalués comme modérés, ce qui correspond aux conclusions d'une étude similaire menée en Asie du Sud-Est qui a fait état de concentrations élevées de métaux lourds dans les boues de raffinerie (**khemmoudj & Kissar, 2020**). Dans les climats humides, ces métaux ont tendance à être plus biodisponibles, ce qui pourrait entraîner une contamination environnementale accrue (**Sellami et al., 2022**).

#### V.1.4. Évaluation du potentiel de risque écologique

La toxicité est influencée par la concentration des métaux lourds et leurs formes biodisponibles dans l'environnement, c'est pourquoi des coefficients de toxicité ont été calculés (**Balali-Mood et al., 2021**). D'autre part, la méthode de l'indice de risque écologique potentiel amélioré permet une évaluation plus précise du risque écologique et est plus sensible à la

contamination par les métaux lourds. Sur la base du facteur de pollution par les métaux (MF), tous les métaux présentaient un faible risque écologique potentiel, à l'exception du fer et du manganèse, qui présentaient un risque écologique significatif (tableau V.3).

**Tableau V.3:** Teneur en métaux lourds et facteurs de pollution par les métaux des trois échantillons de boues huileuses. OS1 : boues huileuses, âgées de 6 mois ; OS2 : boues huileuses, âgées de 3 mois ; OS3 : boues huileuses fraîches. MF : facteur de pollution par les métaux.

Métaux lourds (mg.kg <sup>-1</sup> )	Echantillons			Facteur de pollution des métaux			Coefficient de toxicité
	OS1	OS2	OS3	MF_OS1	MF_OS2	MF_OS3	
Cadmium (Cd)	0.97	1.06	1.85	0.05	0.05	0.09	20
Arsenic (As)	12.41	14.21	17.22	1.24	1.42	1.72	10
Chromium (Cr)	5.29	6.38	6.62	1.06	1.28	1.32	5
Copper (Cu)	30.15	38.68	52.99	15.08	19.34	26.50	2
Nickel (Ni)	3.25	3.99	4.96	0.65	0.80	0.99	5
Lead (Pb)	3.01	3.71	5.40	0.60	0.74	1.08	5
Zinc (Zn)	28.77	34.76	52.48	28.77	34.76	52.48	1
Iron (Fe)	436.51	543.34	650.04	109.13	135.84	162.51	4
Manganese (Mn)	301.92	399.03	475.88	60.38	79.81	95.18	5
Aluminum (Al)	14.02	19.83	19.02	7.01	9.91	9.51	2

L'indice de risque environnemental (IRE) sert d'outil pour évaluer les risques écologiques potentiels posés par les contaminants dans un environnement spécifique. Il fournit une valeur numérique qui tient compte de facteurs tels que la concentration en polluants, les niveaux de toxicité et les caractéristiques environnementales de la zone en question. Bien qu'il n'existe pas de seuil universellement accepté pour l'IRE, certaines études suggèrent les interprétations suivantes (**Gogoi et al., 2024; Hakanson, 1980; Ur Rehman et al., 2019**).

- IRE < 40 : risque écologique faible

- $40 \leq \text{IRE} \leq 80$  : risque écologique modéré
- $80 < \text{IRE} < 160$  : risque considérable
- $160 < \text{IRE} < 320$  : risque élevé
- $\text{IRE} > 320$  : risque très grave

Tous les résultats ERI obtenus affichent des valeurs inférieures à 40 (tableau 4), ce qui suggère que les boues huileuses produites à la raffinerie de Skikda présentent un faible risque écologique à long terme (Latosińska et al., 2021).

**Tableau V.4.** Indice de risque écologique (IRE) calculé pour les 3 échantillons de boues huileuses

	huileuses		
	OS1	OS2	OS3
ERI	22.40	28.39	35.14

La contamination par les métaux lourds dans les déchets industriels, en particulier dans les sédiments, est souvent négligée. Cette étude vise à combler cette lacune en évaluant les risques écologiques posés par sept métaux lourds — l'arsenic (As), le cadmium (Cd), le chrome (Cr), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le plomb (Pb) et le zinc (Zn) — à l'aide de coefficients de toxicité améliorés. Les valeurs de toxicité actualisées, basées sur la biodisponibilité et la concentration dans l'environnement, sont les suivantes : As = 10, Cd = 20, Cr = 5, Cu = 2, Ni = 5, Pb = 5, Zn = 1. Les résultats indiquent que les risques écologiques associés aux métaux lourds totaux et au Cd ont été sous-estimés, atteignant des niveaux de risque modérés à élevés. Cette étude améliore la méthode d'indice de risque écologique potentiel, fournissant un outil plus sensible et plus précis pour l'évaluation des risques, ce qui est essentiel pour des évaluations précises de la pollution. Il est important de noter qu'aucune recherche n'a encore examiné les risques écologiques de la contamination par les métaux lourds dans les boues industrielles en Algérie. À la raffinerie de Skikda, le risque écologique est déterminé par des facteurs géographiques et opérationnels. Des températures élevées peuvent accélérer la dégradation des hydrocarbures et l'activité microbienne, ce qui peut réduire la toxicité, mais elles libèrent également des composés volatils qui augmentent le risque. Une humidité élevée favorise la biodégradation, mais peut également entraîner le lessivage des métaux lourds dans les écosystèmes. Le type de pétrole brut traité et les méthodes de traitement des déchets ont également une incidence sur la toxicité des boues, le pétrole brut à forte teneur en soufre ou en métaux augmentant le risque écologique (Gao et al., 2020).

La situation côtière de la raffinerie aggrave la propagation de la contamination par l'eau, affectant à la fois les écosystèmes marins et terrestres. Les précipitations augmentent le

lessivage, intensifiant l'impact des polluants sur la biodiversité locale (**Gacem et al., 2023**). Il est essentiel de comprendre ces facteurs pour mettre en place des stratégies efficaces d'évaluation des risques et d'assainissement.

### V.1.5. Spectroscopie

- **Identification des types d'hydrocarbures présents dans les boues huileuses**

L'analyse FTIR des boues huileuses a révélé la présence d'hydrocarbures et de groupes fonctionnels couramment associés aux composés pétroliers. Les spectres ont montré des bandes d'absorption claires indiquant la présence d'alcane, d'alcène et de composés aromatiques, confirmant la teneur organique importante des boues. Cela implique une charge carbonée considérable qui pourrait être récupérée pour une utilisation ultérieure. La figure V.2 illustre les plages de nombres d'onde où les pics de la fraction solide sont observés : 3600-3100, 3000-2800, 1750-1600, 1500-1300 et 1150-800  $\text{cm}^{-1}$ . Une large bande d'absorption à 3324  $\text{cm}^{-1}$  dans le spectre FTIR des boues suggère la présence d'étirements O-H, typiques des alcools, des phénols et des acides carboxyliques. Cette bande indique que des molécules d'eau sont piégées dans les boues, ainsi que des groupes hydroxyles provenant d'alcools et de phénols, probablement des résidus de produits chimiques utilisés dans le raffinage du **pétrole** (**Jerez et al., 2021; Rezig et al., 2020; Wang et al., 2017**). Le pic à 2920  $\text{cm}^{-1}$  est plus prononcé que celui à 2850  $\text{cm}^{-1}$ , ce qui indique une proportion plus élevée de groupes  $\text{CH}_2$  dans les longues chaînes aliphatiques par rapport aux groupes  $\text{CH}_3$  aux extrémités des chaînes. Cela permet de mieux comprendre la structure des composés aliphatiques présents dans les boues (**Aguelmous et al., 2016; Gao et al., 2017**).

La bande à 1443  $\text{cm}^{-1}$  est liée aux vibrations de flexion des groupes  $\text{CH}_3$ , qui sont typiques des hydrocarbures aliphatiques dont les chaînes carbonées vont de  $\text{C}_{11}$  à  $\text{C}_{30}$  (**Mariano & Couceiro, 2015**). La bande à 1632  $\text{cm}^{-1}$  correspond aux vibrations d'étirement  $\text{C}=\text{C}$  dans les groupes alcènes, indiquant la présence de composés aliphatiques insaturés (**Mariano & Couceiro, 2015**). La bande à 1372  $\text{cm}^{-1}$ , associée à la déformation symétrique des groupes méthyle ( $-\text{CH}_3$ ), peut également provenir des groupes méthyle et méthylène ( $-\text{CH}_2$ ) dans les structures cycliques, avec une intensité plus faible suggérant la présence de méthylène dans les chaînes latérales longues (**Gao et al., 2017; Jerez et al., 2021**).

Les caractéristiques spectrales observées dans la gamme 1100-400  $\text{cm}^{-1}$ , associées aux minéraux argileux, présentent des modes de vibration caractéristiques des silicates et des aluminosilicates. Une vibration d'étirement Si-O apparaît à 1012  $\text{cm}^{-1}$ , indiquant la présence de

minéraux argileux (Kumari & Mohan, 2021).

Les groupes fonctionnels organiques détectés dans ce spectre FTIR correspondent à ceux rapportés dans des recherches similaires (Mo et al., 2021), confirmant ainsi la composition chimique des boues. Ces informations sont essentielles pour formuler des stratégies efficaces de traitement et de valorisation des boues huileuses.

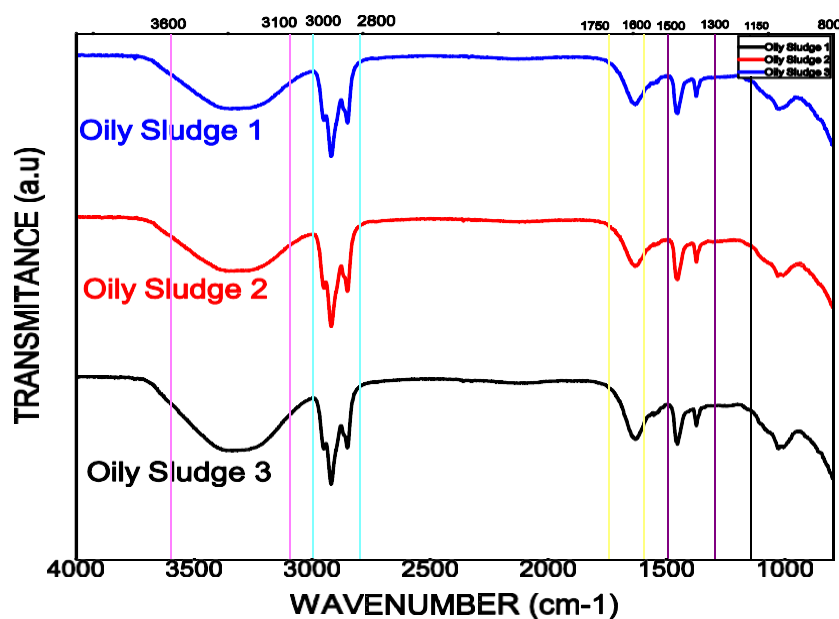


Figure V.2: Spectres FTIR des trois échantillons de boues huileuses.

- Morphologie des particules (analyse SEM-EDX)

L'analyse SEM des échantillons de poudre a montré que les particules étaient de taille irrégulière, principalement sphériques ou ovoïdes, et présentaient une surface rugueuse avec une large distribution granulométrique. Les particules de boues huileuses mesuraient entre 6 et 14  $\mu\text{m}$ , ce qui indique une nature hétérogène, ce qui correspond aux conclusions de (Kuśnierz & Wiercik, 2016) et (Zhang et al., 2022). L'analyse EDX a révélé la présence d'éléments majeurs tels que le carbone, l'oxygène, le fer, la silice et l'aluminium, ainsi que des traces de sodium, de soufre, de potassium, de calcium et de magnésium. Ces résultats concordent avec ceux de (Bellache et al., 2019), confirmant que la composition des boues est typique des échantillons géologiques et pédologiques, les éléments mineurs apparaissant sous forme d'impuretés à l'état de traces (Akhtar et al., 2023).

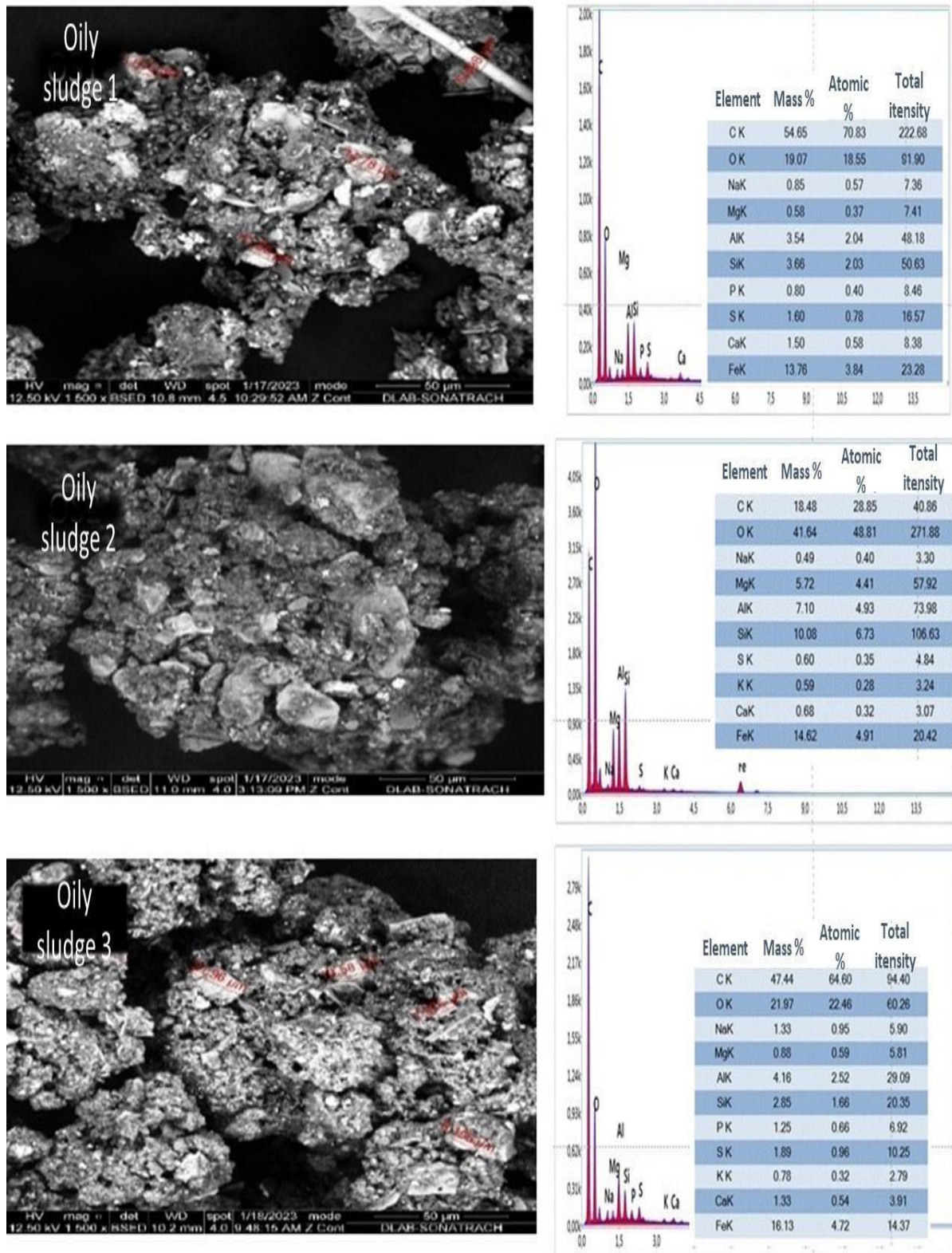
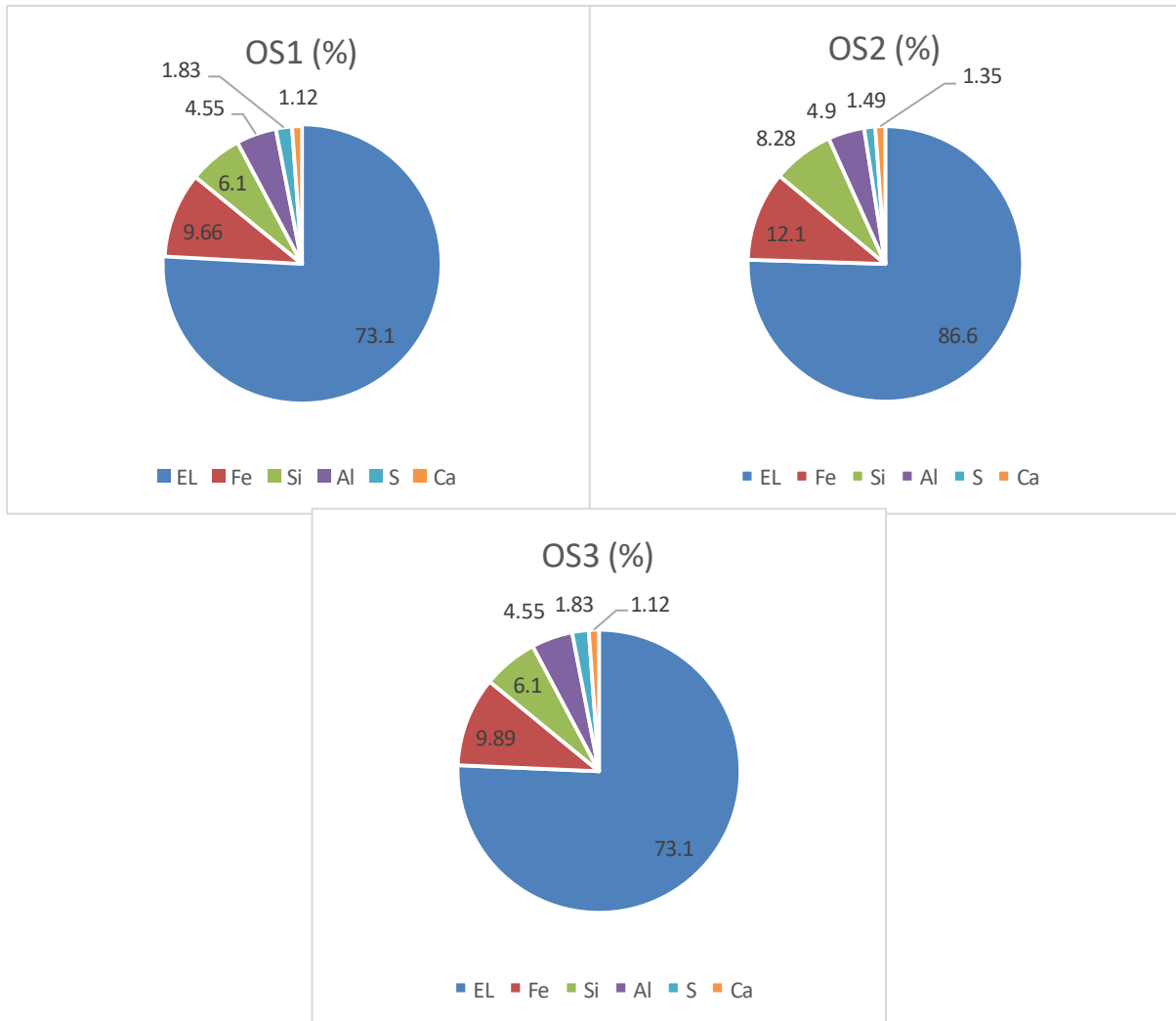


Figure V.3. Distribution granulométrique obtenue par analyse SEM-EDX des solides contenus dans les boues huileuses.

- Spectrophotométrie de fluorescence des rayons X (FRX)



**Figure V.4:** Répartition des principaux éléments des trois échantillons (FRX)

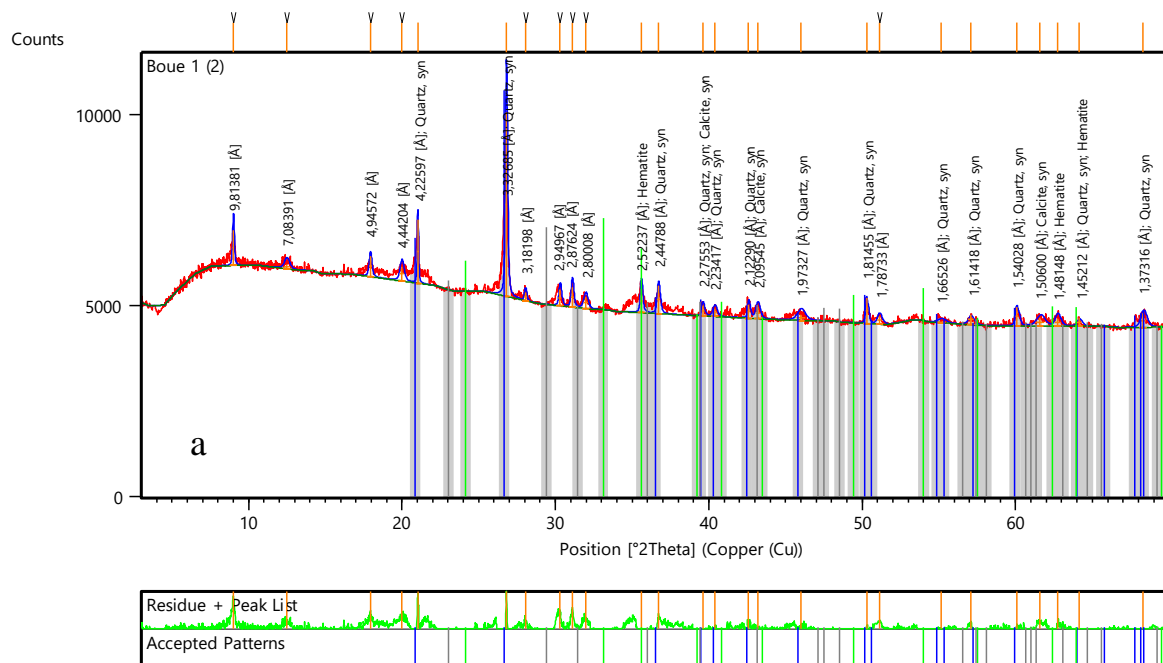
La composition des boues huileuses Figure V.4 présente une teneur élevée en fer, suivie par le Si et l'Al pour les trois échantillons.

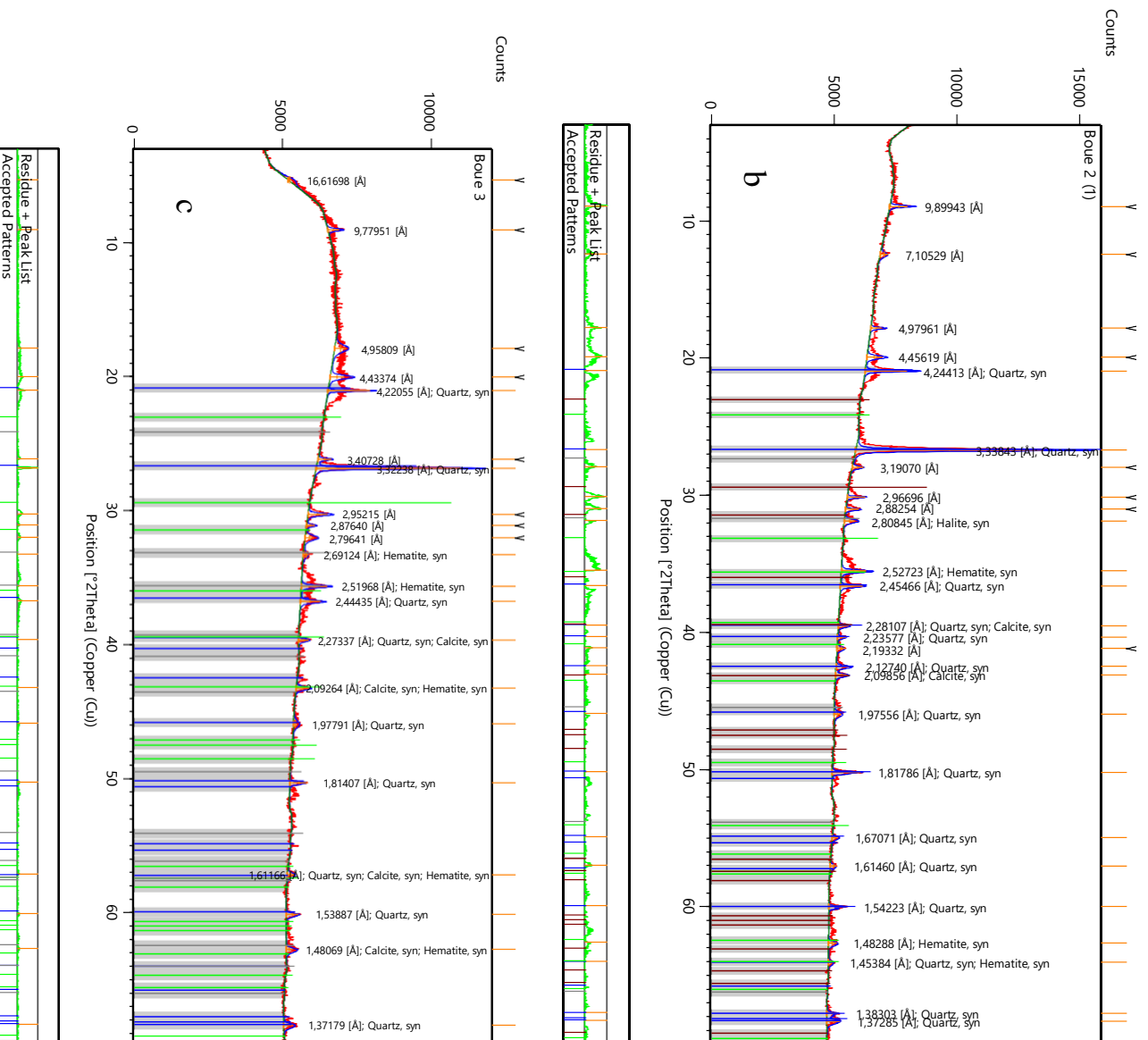
Les échantillons contiennent principalement du Fe, ce qui est dû à la corrosion des tuyaux et aux divers produits utilisés pendant le processus, puis du Si et de l'Al, très peu d'autres éléments tels que (S>Ca >P>K>Ti) et une quantité presque inexistante de (Mn>Co>Cr >Ni).

### V.1.5. La composition minérale des boues par DRX

Pour déterminer les phases d'un matériau, on utilise souvent la diffraction des rayons X (DRX), qui peut fournir des données utiles. Plusieurs pics sont visibles dans les résultats de la DRX (figure V.5), qui sont liés aux différents minéraux présents dans l'échantillon de déchets.

La diffraction des rayons X (DRX) des boues séchées (105 °C) présente un fond légèrement surélevé entre 20 et 40° (2 $\theta$ ), ce qui indique la présence d'une phase amorphe. Cette phase amorphe semble être riche en matière organique. Les phases cristallines observées sont le quartz (SiO<sub>2</sub>), qui est la phase cristalline principale, ce qui correspond aux conclusions d'autres auteurs (Duan et al., 2018; Liu et al., 2019; Owaïd et al., 2014; Wu et al., 2020). Et des pics d'intensité très modeste correspondant à ceux de l'hématite (Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>). Le DRX montre la coexistence de phases amorphes et cristallines, avec un degré de cristallinité pour OS1 = 42,27 %, OS2 = 39,21 % et OS3 = 46,31 %. Les minéraux constituent presque la moitié des boues pétrolières, ce qui leur confère une certaine résistance et cela leur donne un pouvoir calorifique assez élevé.





**Figure V.5 :** La composition minérale des boues huileuse des raffineries par DRX. (a) : boues huileuses, âgées de 6 mois ; (b) : boues huileuses, âgées de 3 mois ; (c) : boues huileuses fraîches.

Par conséquent, la présence de quartz mise en évidence par l'analyse minéralogique suggère que la substance a une structure de silice amorphe (**Owaid et al., 2014**).

Selon la diffraction des rayons X, l'échantillon de déchets présente une variété de phases complexes qui comprennent des composants chimiques tels que O, Si, Fe, C et Ca (**Bao et al., 2021**).

### V.1.7. Analyse thermogravimétrique

L'analyse thermogravimétrique a montré (Figure V.6) une réduction significative du poids de 13,8744 mg (60 %), ne laissant que 9,2496 mg pour B1 et 14,6433 mg (58 %) pour B2, ainsi qu'une réduction de 14,6433 mg (58 %) pour B3. Nous pouvons dire que la réduction de masse était la même pour B3 et B2 > B1.

Dans ce cas, la décomposition complète n'a pas été atteinte, car la partie restante est constituée de matière minérale.

Les chiffres montrent clairement quatre pertes de poids principales pendant la pyrolyse, marquées comme étapes 1, 2, 3 et 4.

- **Étape 1** : la première perte de poids, un petit pic est apparu à 75 °C. Cela est dû à l'évaporation de l'humidité et de certains composés volatils légers, notamment l'eau résiduelle et les hydrocarbures à bas point d'ébullition. Cette première étape de pyrolyse a contribué à une perte d'échantillon d'environ 5 % du poids initial de la biomasse (B. Lin et al., 2019; Mokhtar et al., 2011). la troisième perte de poids (12 % ; 383 °C < T 530 °C) a été attribuée à la décomposition des composants lourds ayant des points d'ébullition plus élevés DIESEL (C19-C24) et au craquage des composants lourds du pétrole (C25-C30) (Gao et al., 2020), mais elle pourrait également être due à la réduction des métaux en présence de charbon de bois à haute température (Jerez et al., 2021; Wang et al., 2017).

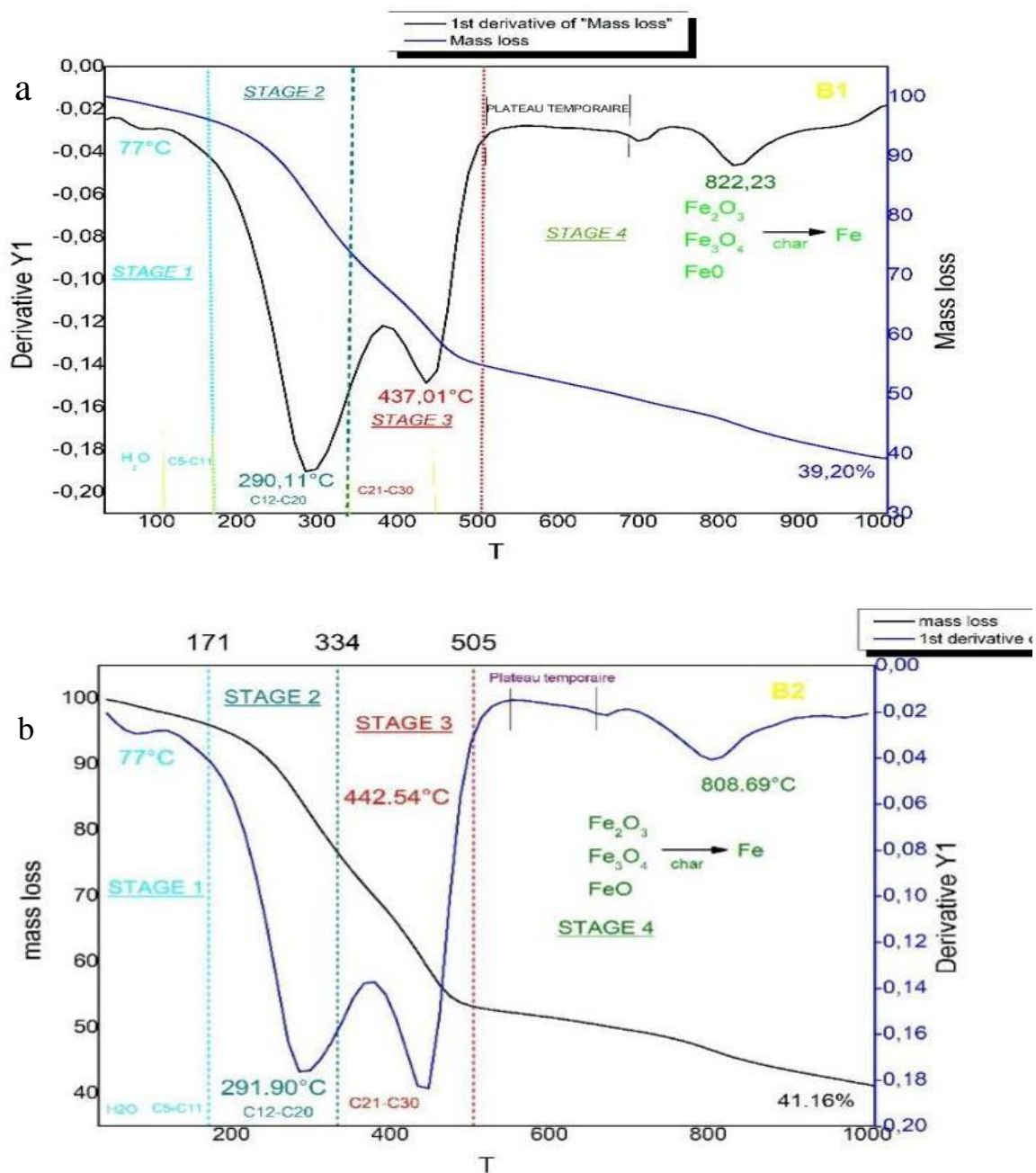
- Un autre pic de perte de poids significatif est apparu après 650 °C dans cette expérience, c'est-à-dire la quatrième partie de la décomposition des minéraux inorganiques (Gao et al., 2020; Nie et al., 2020). Cela pourrait s'expliquer par la réduction de l'oxyde de fer en présence de charbon à haute température. Les températures supérieures à 600 °C peuvent être définies comme la dernière étape de la pyrolyse de la biomasse, au cours de laquelle un taux de décomposition très lent avec une masse légère (environ 8 %) a été observé en raison de l'agrégation du charbon, avec une masse de 39,20 % de la biomasse d'origine restant à la fin (Lin et al., 2019).

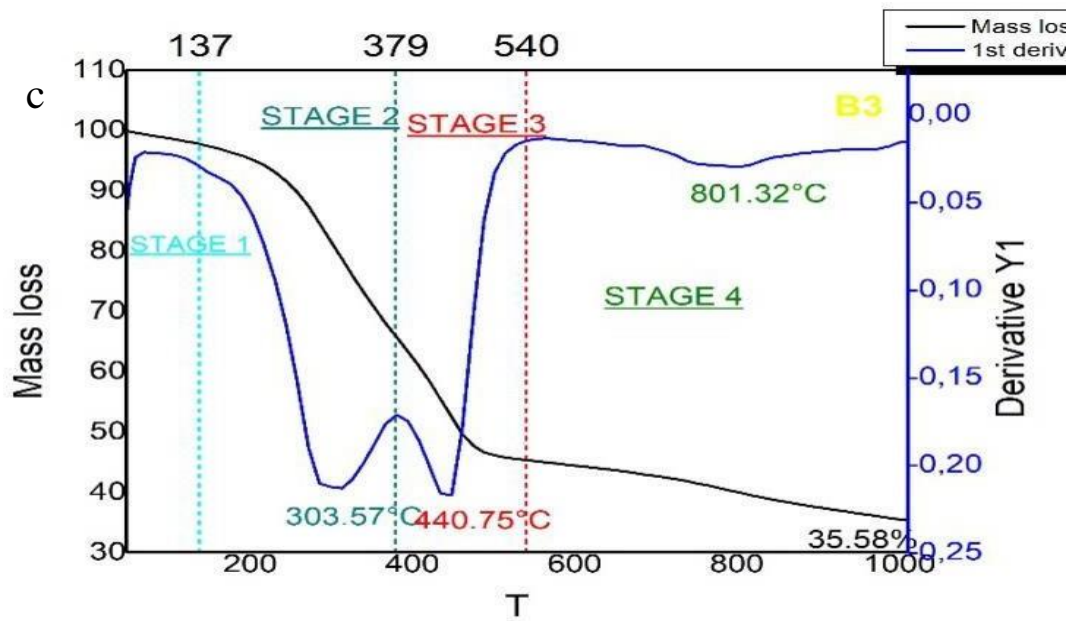
Enfin, il reste un solide inorganique, représentant 40 % du total des boues huileuses. La principale perte de poids des boues se produit entre 200 et 450 °C. Selon les différents points d'ébullition des composants hydrocarbonés

Du point de vue de la courbe d'analyse thermique des boues huileuses, la perte de poids maximale s'est produite aux étapes 2 et 3, c'est-à-dire entre 200 et 450 °C. En fonction des

différents points d'ébullition des composants hydrocarbonés, le taux de perte de poids était d'environ 48 % en poids. En outre, les taux de perte de poids de 5 % en poids et 6,4 % en poids se sont produits respectivement à l'étape 1 et 4. D'après le taux de perte de poids de l'OS à chaque étape, on peut déduire que la phase huileuse de l'OS est principalement composée d'hydrocarbures à indice de carbone élevé (Y. Duan et al., 2023).

Étant donné que les composants hydrocarbonés ont des points d'ébullition variables et des quantités variables dans les boues, la courbe DTG a montré une légère augmentation et une légère diminution. Par conséquent, la variation de la perte de poids en fonction de la température peut ne pas être uniforme sur l'ensemble du spectre (Ali et al., 2017).

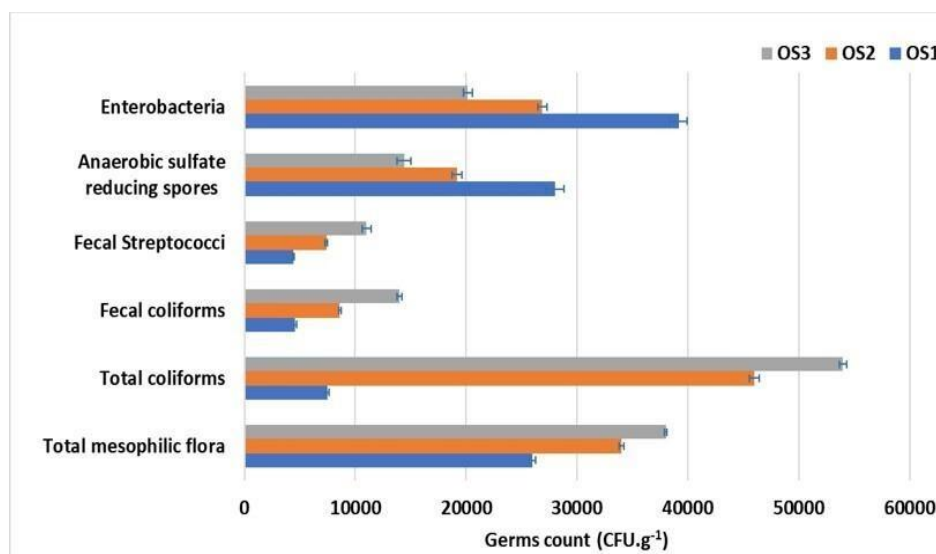




**Figure V.6 :** Le profil de perte de poids et le DTG des boues dans une plage de température comprise entre 30 °C et 1 000 °C à une vitesse de chauffage de 10 °C/min. (a) : boues huileuses, âgées de 6 mois ; (b) : boues huileuses, âgées de 3 mois ; (c) : boues huileuses fraîches.

### V.1.8. Microbiologiques

Le nombre de bactéries variait en fonction de l'âge des boues. Les boues fraîches présentaient les niveaux les plus élevés de bactéries mésophiles et de coliformes fécaux, tandis que les boues plus anciennes présentaient une plus grande présence de spores sulfato-réductrices et d'entérobactéries. L'étude a détaillé les caractéristiques bactériologiques de trois types de boues huileuses, en se concentrant sur la présence de *Clostridium* et en mesurant la contamination microbienne, y compris les coliformes et les entérobactéries.



**Figure V.7.** Variations du nombre de bactéries dans des boues huileuses d'âges différents. OS1 : boues huileuses, 6 mois ; OS2 : boues huileuses, 3 mois ; OS3 : boues huileuses fraîches.

Les résultats enregistrés indiquent des fluctuations notables du nombre de bactéries dans les boues huileuses (OS1, OS2, OS3) au fil du temps (figure V.7). Les boues fraîches OS3 présentent les niveaux les plus élevés de bactéries aérobies mésophiles ( $3,8 \times 10^4 \pm 144$  UFC.g<sup>-1</sup>) et de bactéries fécales (coliformes totaux :  $5,4 \times 10^4 \pm 340$  UFC.g<sup>-1</sup>, coliformes fécaux :  $1,4 \times 10^4 \pm 240$  UFC.g<sup>-1</sup>, streptocoques fécaux :  $1,1 \times 10^4 \pm 404$  UFC.g<sup>-1</sup>). Les concentrations bactériennes dans OS2 et OS1 diminuent après trois et six mois, respectivement (par exemple, coliformes totaux :  $4,6 \times 10^4 \pm 440$  à  $7,5 \times 10^3 \pm 140$  UFC.g<sup>-1</sup>). En revanche, les spores anaérobies sulfato-réductrices et les entérobactéries atteignent leurs concentrations maximales dans l'OS1 ( $2,8 \times 10^4 \pm 840$  et  $3,92 \times 10^4 \pm 769$  UFC.g<sup>-1</sup>), suivies par l'OS2 et l'OS3. L'identification des bactéries bioremédiantes dans les boues huileuses de la raffinerie de Skikda est essentielle en raison des risques environnementaux et sanitaires que présentent ces contaminants. Des recherches montrent que les isolats bactériens provenant de la station d'épuration des eaux usées de la raffinerie de Skikda peuvent biodégrader efficacement les huiles moteur usagées (Soumeia et al., 2022).

De plus, des études sur les effluents des raffineries de pétrole dans la baie de Skikda soulignent la nécessité de comprendre la composition microbienne des boues huileuses, en particulier pour identifier les bactéries nocives impliquées dans les efforts de bioremédiation (Belahmadi et al., 2023). L'exploration du potentiel fonctionnel des microbes dans les boues contaminées par du pétrole brut révèle également des possibilités prometteuses pour les

traitements à base de bactéries (Ubani et al., 2016). Dans l'ensemble, il est essentiel de poursuivre les recherches sur les communautés microbiennes présentes dans les boues huileuses afin de mettre au point des stratégies de remédiation efficaces et d'assurer la protection de l'environnement. Bien que *Clostridium* ait été détecté dans les échantillons, ses concentrations n'ont pas été quantifiées.

*Clostridium* est un genre bactérien important présent dans les boues huileuses, où il joue un rôle crucial dans la dégradation des hydrocarbures pétroliers (Alaidaroos, 2023). Il est également présent dans les boues d'épuration, où il contribue à la décomposition des matières organiques lors de la digestion anaérobie (Perelomov et al., 2024). Associé à d'autres bactéries anaérobies, *Clostridium* peut transformer les polluants organiques en composés plus simples et moins nocifs (Ni'matuzahroh et al., 2016). À mesure que la matière organique contenue dans les boues est consommée, l'environnement devient de plus en plus anaérobie, ce qui favorise la croissance de *Clostridium* et d'autres organismes anaérobies. Bien que l'étude vise à identifier *Clostridium*, elle n'a pas exploré l'impact de l'âge des boues sur sa présence.

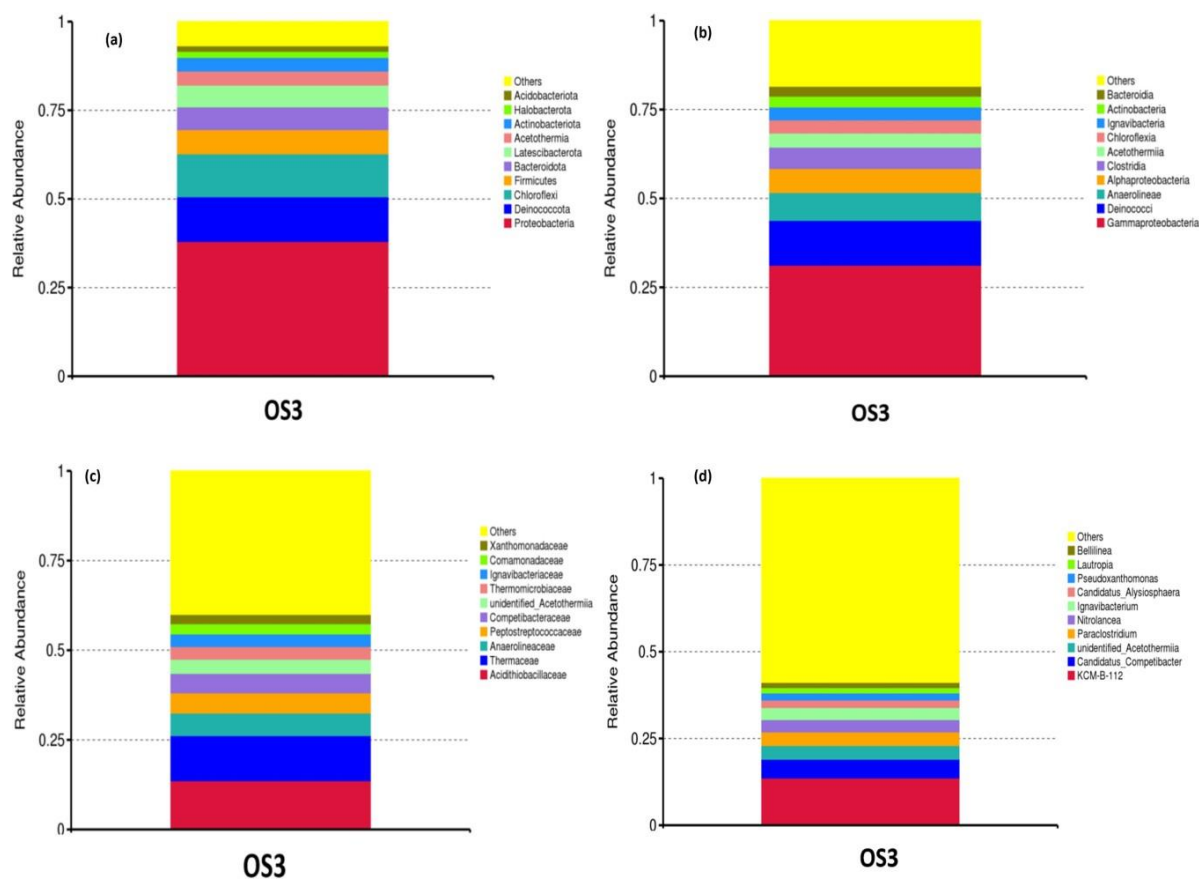
De plus, le climat régional joue un rôle dans la dégradation microbienne ; les régions plus chaudes et plus humides, telles que l'Asie du Sud-Est, peuvent accélérer la décomposition des hydrocarbures, mais peuvent également entraîner une plus grande lixiviation des métaux lourds. La raffinerie de Skikda, située dans une zone côtière, est confrontée à des problèmes similaires, ce qui fait de la bioremédiation une approche prometteuse pour traiter la contamination des boues. La prédominance de bactéries dégradant les hydrocarbures, telles que *Pseudomonas* et *Klebsiella*, dans les boues fraîches (OS3) correspond aux conclusions d'études récentes (Rodriguez et al., 2023), confirmant leur rôle dans la production de biosurfactants qui améliorent la biodisponibilité des hydrocarbures. Cependant, l'absence de quantification de *Clostridium* limite notre compréhension de sa contribution à la dégradation anaérobie, ce qui justifie des recherches supplémentaires. Ces résultats suggèrent que la bioaugmentation avec des consortiums indigènes pourrait accélérer la bioremédiation, réduisant ainsi les coûts de traitement par rapport aux méthodes conventionnelles telles que l'incinération.

- **Analyse métagénomique**

La figure V.8 illustre la diversité et la dominance des familles bactériennes dans l'échantillon OS3, en mettant en évidence l'abondance relative des différents groupes taxonomiques. La famille des protéobactéries se distingue dans plusieurs graphiques, soulignant sa prévalence et son rôle dans des processus environnementaux vitaux tels que la bioremédiation et la dégradation microbienne. D'autres familles importantes, telles que les

*Firmicutes*, les *Bacteroidetes* et les *Actinobacteria*, jouent un rôle essentiel dans la communauté microbienne de l'OS3, en particulier dans la décomposition des composés organiques, ce qui laisse entrevoir des utilisations potentielles dans le traitement des déchets. La diversité présentée dans les graphiques suggère une communauté microbienne hautement adaptable, susceptible de réagir aux changements environnementaux ou à différents substrats. Cette diversité est souvent associée à une plus grande résilience et à une plus grande polyvalence fonctionnelle. Des familles telles que *Pseudomonadaceae*, *Enterobacteriaceae* et *Stenotrophomonadaceae* (mentionnées dans le panneau (d)) représentent des groupes fonctionnels qui pourraient être impliqués dans la dégradation des hydrocarbures, la fixation de l'azote ou la résistance aux métaux lourds dans l'échantillon OS3.

Les gammaprotéobactéries, qui comprennent des genres tels que *Klebsiella*, *Enterobacter* et *Pseudomonas*, jouent un rôle essentiel dans la dégradation des hydrocarbures, des métaux lourds et des polluants organiques présents dans les boues **huileuses** (Aransiola et al., 2017; Gutierrez, 2017; Rodriguez et al., 2023). Ces bactéries sont connues pour produire des biosurfactants tels que les *rhamnolipides*, qui améliorent la biodisponibilité et la dégradation des hydrocarbures (Karlapudi et al., 2018). De plus, *Enterobacter* et *Klebsiella* peuvent effectuer une biodégradation anaérobie, ce qui est crucial dans les environnements où l'oxygène est limité (Elsheikh & Shahhat, 2025; Jemil et al., 2018; Li et al., 2020). Elles disposent également de mécanismes leur permettant de tolérer et de détoxifier les métaux lourds, notamment la bioaccumulation et la transformation enzymatique, qui contribuent à réduire les effets nocifs des métaux toxiques (Kelany et al., 2023; Mathivanan et al., 2021); En exploitant ces caractéristiques, les consortiums microbiens peuvent être adaptés pour une bioremédiation plus efficace, afin d'accélérer la dégradation des hydrocarbures (Alaidaroos, 2023).



**Figure V.8.** Graphiques à barres représentant l'abondance relative des phylums (a), classes (b), familles (c) et genres (d) présents dans les boues huileuses fraîches OS3.

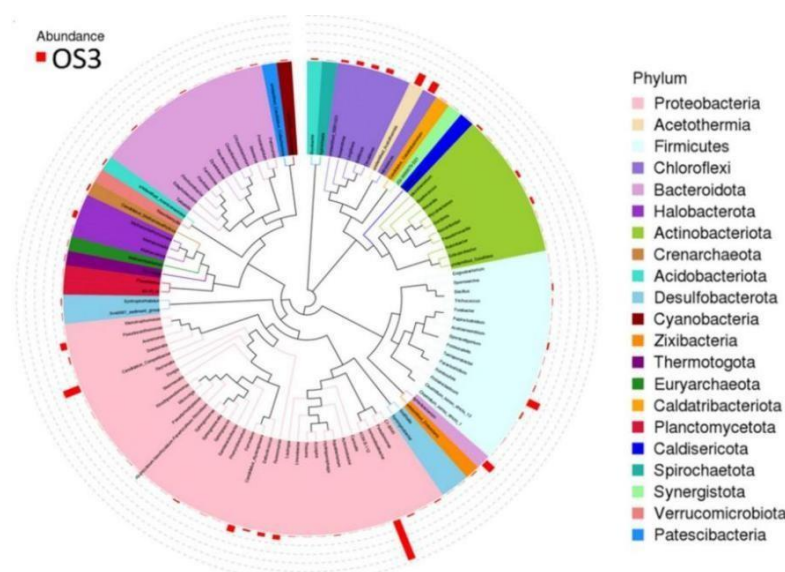
Les boues de la raffinerie de Skikda, à l'instar d'autres déchets de raffinerie en Chine, abritent des bactéries telles que *Pseudomonas* et *Klebsiella*, qui sont essentielles à la bioremédiation (You et al., 2018). Cette diversité microbienne favorise les pratiques durables de gestion des boues, les consortiums locaux stimulant les efforts de bioremédiation (Elshafei & Mansour, 2024; Li et al., 2021). En outre, les boues pourraient être utilisées comme amendement pour réhabiliter les sols contaminés, contribuant ainsi à un nettoyage écologique des déchets et favorisant les objectifs de l'économie circulaire.

- **Arbre phylogénétique des communautés bactériennes**

L'arbre phylogénétique radial de la figure V.9 montre la composition de la communauté bactérienne dans l'échantillon OS3. Codé par couleur selon le phylum, l'arbre met en évidence les groupes dominants tels que les *protéobactéries*, les *firmicutes*, les *bactéroïdes* et les *acidobactéries*, les barres rouges plus longues indiquant leur abondance (Song et al., 2025). Ces phyla sont associés à des processus tels que la dégradation des matières organiques, le cycle des nutriments et la décomposition des polluants, ce qui explique leur importance dans

l'échantillon OS3. Les *protéobactéries*, reconnues pour leur polyvalence métabolique, jouent un rôle essentiel dans les cycles biogéochimiques et la décomposition des hydrocarbures (Ge et al., 2024).

Les *Firmicutes* contribuent à la fermentation et à la dégradation des matières organiques complexes, tandis que les *Bacteroidota* sont essentiels à la dégradation des glucides (Kruczyńska et al., 2023; P. Liu et al., 2025). Les *Acidobacteriota*, qui se développent dans des conditions acides, sont liés à la bioremédiation des métaux (Deng et al., 2025; Ge et al., 2024). La présence de phyla moins abondants comme les *Thermotogota*, les *Cyanobacteria* et les *Synergistota* indique une diversité écologique, contribuant à la dégradation thermophile et à la fixation de l'azote (Kong et al., 2023; Sriaporn et al., 2023; Subashchandrabose et al., 2013). Cet arbre met en évidence la diversité microbienne au sein de l'échantillon OS3, présentant divers potentiels fonctionnels pour la bioremédiation et le traitement des eaux usées. Dans l'ensemble, la figure souligne l'importance du profilage phylogénétique pour comprendre la dynamique microbienne et son rôle dans l'environnement.



**Figure V.9.** Diagramme circulaire et répartition de l'abondance des genres à partir des boues huileuses fraîches OS3.

Les raffineries situées dans des régions où les réglementations environnementales sont plus strictes, comme aux États-Unis et dans certaines parties de l'Europe, ont mis en place des processus de traitement chimique et physique plus avancés. En revanche, les régions disposant d'infrastructures limitées, comme certaines zones d'Asie du Sud-Est, se tournent vers des stratégies de bioremédiation qui utilisent des consortiums microbiens indigènes, tels que ceux présents dans les boues huileuses de Skikda, offrant une alternative rentable et durable.


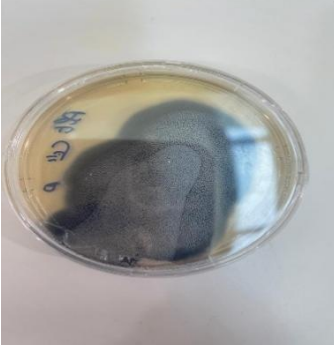
## V.2. Identification moléculaire et biochimiques des souches

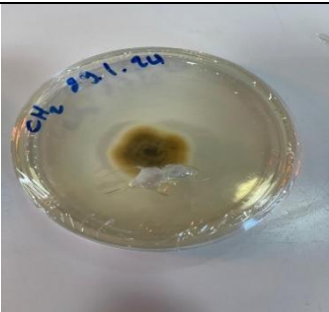
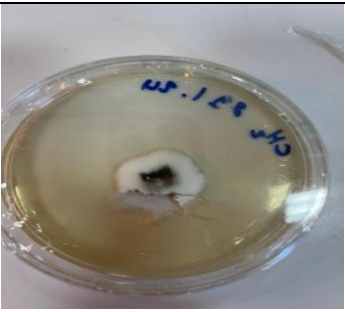
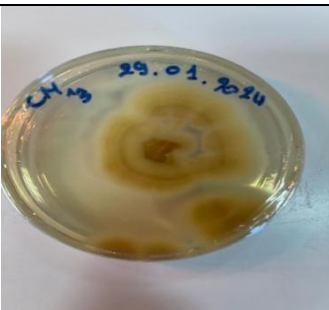
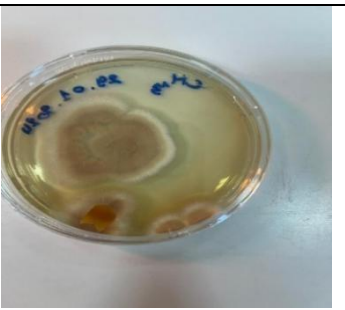
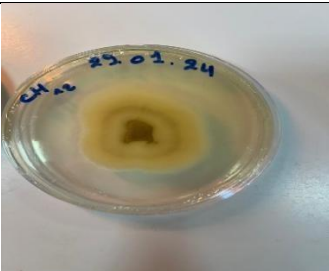
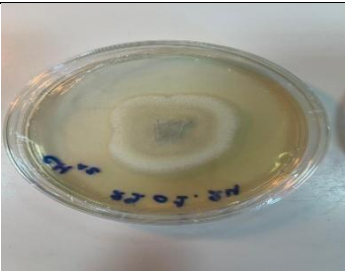




Cette section a pour objectif d'isoler et de caractériser les souches microbiennes hydrocarbonoclastes contenues dans les boues huileuses, afin d'établir un consortium microbien à utiliser plus tard dans le processus de compostage. Les souches choisies ont été sélectionnées suite à des tests d'antagonisme, et uniquement celles n'ayant montré aucun effet antagoniste entre elles ont été retenues par la suite ont subi d'autres paramètres tels que l'observation microscopique, la coloration de Gram, le test biochimique et enfin l'identification moléculaire pour constituer le consortium. Les souches retenues pour les champignons sont CH3 et (*Aspergillus terreus* strain ALG001) CH 5 (*Aspergillus hortai* isolate strain CBS 124230) et pour les bactéries A001(*Pseudomonas stutzeri* strain R11 16S), A002 (*Stutzerimonas balearica* strain IMB16-157 16S), A003 (*Achromobacter xylosoxidans* strain R8-558 16S).





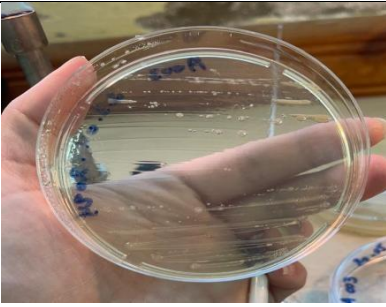
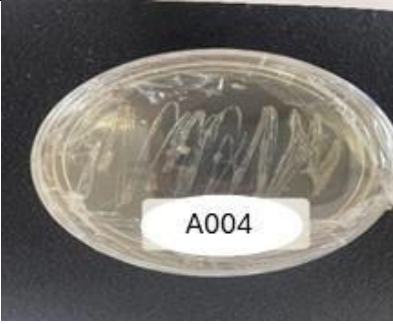
### V.2.1 Isolement et purification des souches

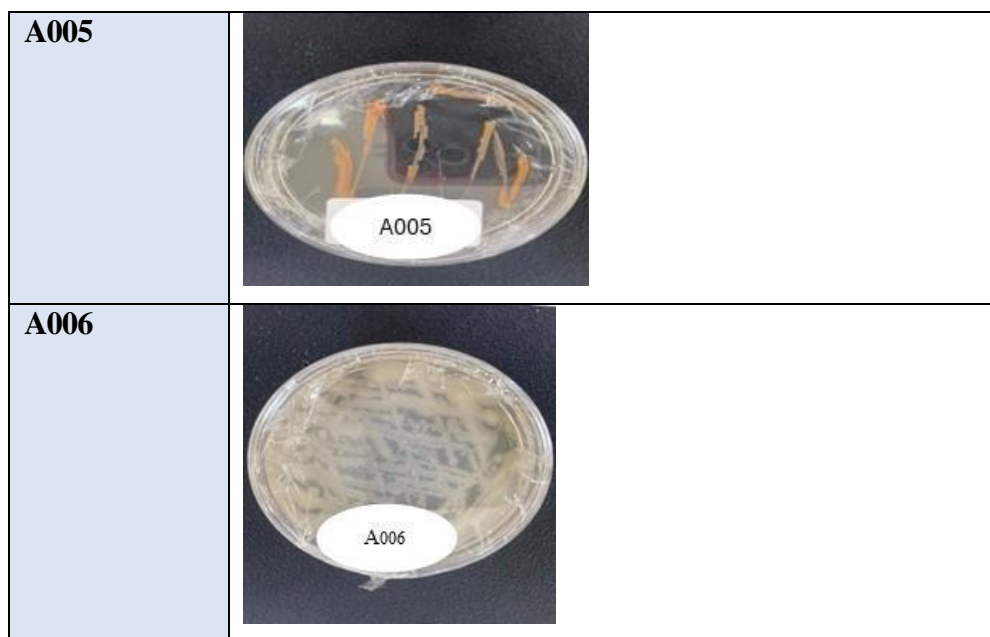
L'observation macroscopique est considérée comme la 1ere étape après isolement et purification des souches. Le tableau suivant permet de voir la diversité morphologique très importante des cultures des isolats obtenues sur les milieux gélose nutritive pour les bactéries et Sabouraud pour les champignons.

**Tableau V.5:** Observation macroscopique des souches présents (a) champignons (b) bactéries

Champignons (a)	Observation macroscopique	
CH1		

<b>CH2</b>	 A petri dish labeled 'CH2 23.1.24' showing a dark, circular spot in the center of a yellowish agar medium.	 A petri dish labeled '23.1.24 CH2' showing a dark, circular spot in the center of a yellowish agar medium.
<b>CH3</b>	 A petri dish labeled 'CH3 29.01.2024' showing a large, irregular, yellowish-brown spot in the center of a yellowish agar medium.	 A petri dish labeled '29.01.24 CH3' showing a large, irregular, yellowish-brown spot in the center of a yellowish agar medium.
<b>CH4</b>	 A petri dish labeled 'CH4 29.01.24' showing a large, irregular, yellowish-brown spot in the center of a yellowish agar medium.	 A petri dish labeled '29.01.24 CH4' showing a large, irregular, yellowish-brown spot in the center of a yellowish agar medium.
<b>CH5</b>	 A petri dish labeled 'CH5 25.01.24' showing a large, irregular, yellowish-brown spot in the center of a yellowish agar medium.	 A petri dish labeled '25.01.24 CH5' showing a large, irregular, yellowish-brown spot in the center of a yellowish agar medium.
<b>CH6</b>	 A petri dish labeled 'CH6 11.11.22' showing a large, irregular, yellowish-brown spot in the center of a yellowish agar medium.	 A petri dish labeled '11.11.22 CH6' showing a large, irregular, yellowish-brown spot in the center of a yellowish agar medium.

<p><b>CH7</b></p>		
<p><b>Bactérie (b)</b></p>	<p><b>Observation macroscopique</b></p>	
<p><b>A001</b></p>		
<p><b>A002</b></p>		
<p><b>A003</b></p>		
<p><b>A004</b></p>		



À partir des échantillons de boue huileuse d'une raffinerie, plusieurs colonies microbiennes présentant des morphologies distinctes ont été observées. La méthode d'enrichissement en culture séquentielle a permis d'isoler et de purifier sept isolats fongiques et six isolats bactériennes qui ont été identifiés macroscopiquement, microscopiquement et enfin une identification moléculaire, puis intégrés dans l'étude de biodégradation. Les colonies bactériennes se distinguaient par leur couleur, forme, taille et aspect de surface, tandis que les souches fongiques présentaient des mycéliums denses de coloration variable.

Ces différences morphologiques ont permis une première distinction phénotypique avant l'identification moléculaire.

Suite à une analyse macroscopique, les échantillons ont été soumis à des essais d'antagonisme, dans le but de choisir ceux qui démontreraient la capacité à se survivre ensemble afin d'utilisation ultérieure en consortium.

### V.2.2. Tests biochimiques

- **Test d'antagonismes**

L'antagonisme est un critère indispensable pour juger la compatibilité entre les souches hydrocarbonoclastes. Il permet d'identifier les souches qui peuvent coexister sans réciprocity inhibitrice, condition essentielle à l'établissement d'un consortium microbien stable et performant. Cette épreuve garantit le choix de souches aptes à survivre et à travailler en collaboration dans des environnements pollués, améliorant par conséquent la décomposition des hydrocarbures et l'efficacité générale de la procédure de bioremédiation

**Tableau V.6:** Test d'antagonisme pour les bactéries

Bactéries	A003	A004	A005	A001	A002	A003
A003	+	+	+	+	+	-
A004	+	+	-	-	-	-
A005	+	-	+	-	-	-
A001	+	-	-	+	+	+
A002	+	-	-	+	+	+
A003	-	-	-	+		+

**Tableau V.7:** Test d'antagonisme pour les champignons

Champignons	CH2	CH4	CH3	CH5	CH7	CH6	CH1
CH2	+	-	-	-	-	-	-
CH4	-	+	+	+	-	-	+
CH3	-	+	+	+	-	-	+
CH 5	-	+	-	-	-	+	+
CH7	-	-	-	-	+		+
CH6	-	-	-	-	+	+	-
CH1	-	+	+	-	+	-	+

Les souches A001, A002 et A003 ont été choisies pour former le consortium microbien employé dans le processus de compostage, suite aux résultats des tests d'antagonisme. Par la suite, ces isolats ont été soumis à des analyses complémentaires d'identification à travers divers tests biochimiques et morphologiques.

En ce qui concerne les champignons, les isolats CH5 et CH3 ont été sélectionnés pour leur comportement compatible et leur potentiel métabolique bénéfique au processus de dégradation.

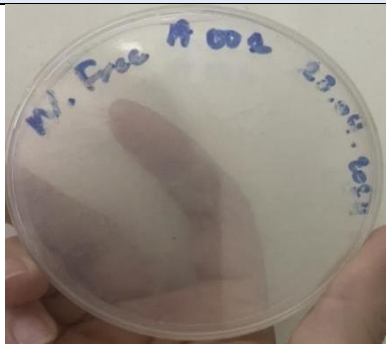



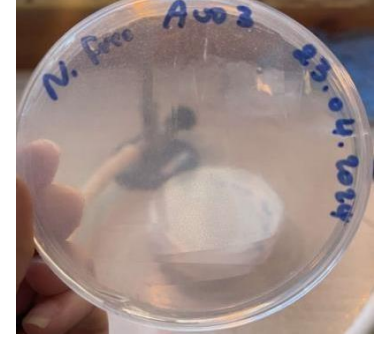
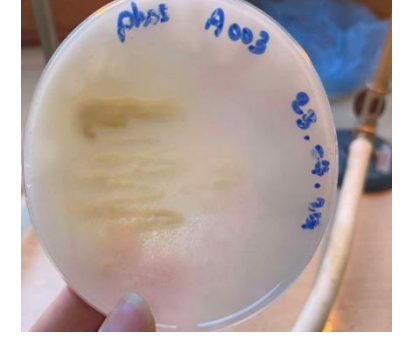
- **Solubilisation du phosphore, fixation d'azote et résistance aux métaux**




Les tests biochimiques permettent d'évaluer les souches utilisées. L'enrichissement du substrat en nutriments est réalisé grâce à la fixation de l'azote. La solubilisation du phosphore rend ce dernier plus accessible pour les végétaux. La résistance aux métaux

permet de voir la capacité des souches à survivre et dépolluer les sites contaminés par les métaux.

Le tableau suivant présente les résultats des tests biochimiques pour les champignons et bactéries.

**Tableau V.8:** Résultats des tests biochimiques pour les champignons et bactéries

	Fixation d'azote	Solubilisation du phosphore	Résistance aux métaux
A001			Cu 10ppm - Cu 100ppm - Zn 10ppm - Zn 100ppm - Fe 10ppm + Fe 100ppm -
A002			Cu 10ppm - Cu 100ppm - Zn 10ppm - Zn 100ppm - Fe 10ppm + Fe 100ppm +
A003			Cu 10ppm + Cu 100ppm - Zn 10ppm - Zn 100ppm - Fe 10ppm + Fe 100ppm +

CH5			Cu 10ppm + Cu 100ppm - Zn 10ppm + Zn 100ppm + Fe 10ppm + Fe 100ppm -
CH3			Cu 10ppm + Cu 100ppm - Zn 10ppm + Zn 100ppm + Fe 10ppm + Fe 100ppm -

Les cinq isolats fongiques et bactériens ont montré la capacité de solubiliser le Phosphore.

Le phosphore est l'un des principaux nutriments limitant la croissance des plantes. Malgré son abondance dans le sol, seulement 0,1 % du P total existe sous une forme disponible pour les plantes (**Dahdah et al., 2022**). Les micro-organismes solubilisant le phosphate insoluble et le rendant disponible pour les cultures et libèrent également des substances favorisant la croissance et augmentant la productivité des cultures (**Wani et al., 2007**).

Les *Aspergillus* et les *Pseudomonas* sont parmi les microorganismes connus pour leur capacité à solubiliser le phosphore (**Dahdah et al., 2022; Timofeeva et al., 2023**).

Les micro-organismes capables de fixer l'azote revêtent une importance globale, car ils représentent la seule source naturelle biologique d'azote fixé dans la biosphère.

Les cinq isolats ont été cultivés dans un milieu N-FREE. Aucune activité détectable de fixation d'azote a été montrée (aucune croissance sur milieu sans azote). Le manque d'activité de fixation d'azote observé pourrait signifier que ces isolats ne disposent pas des gènes nécessaires pour la fixation (absence de gènes *nif* l'enzyme nitrogénase) (**Gaby & Buckley, 2012**).

La souche A001 n'a montré aucune résistance marquante au zinc (Zn) et au cuivre (Cu), tant à faible qu'à haute concentration. Par contre, elle a démontré une croissance en présence de fer (Fe) à une concentration faible (10 ppm).

Ainsi, la souche A002 a montré une sensibilité au Cu et au Zn, sans aucune croissance constatée, alors qu'elle a démontré une tolérance au fer, même à un niveau de 100 ppm. En ce qui concerne la souche A003, elle a démontré une tolérance supérieure au fer pour les deux concentrations examinées, ainsi qu'une résistance modérée au cuivre à faible concentration.

En ce qui concerne les isolats fongiques, la souche CH5 a montré une résistance au zinc (Zn) pour les deux niveaux de concentration analysés, ainsi qu'une tolérance au fer et au cuivre uniquement à une concentration faible de 10 ppm. La souche CH3 a manifesté un comportement similaire, signalant une adaptation semblable face aux métaux examinés.

Ces observations indiquent une diversité inter-souches dans les processus de résistance aux métaux lourds. Il semble que les souches bactériennes (A001–A003) soient généralement plus réactives au Zn et au Cu, alors que le Fe semble être mieux supporté, en particulier par A003. Dans le monde fongique, CH5 et CH3 démontrent une plus forte aptitude à l'adaptation, surtout face au Zn. Cela pourrait être associé à la génération de pigments ou de métabolites chélateurs qui atténuent la toxicité des métaux.

Ces résultats confirment le choix d'utilisation ultérieure d'un consortium de ces souches pour le compostage des boues huileuse

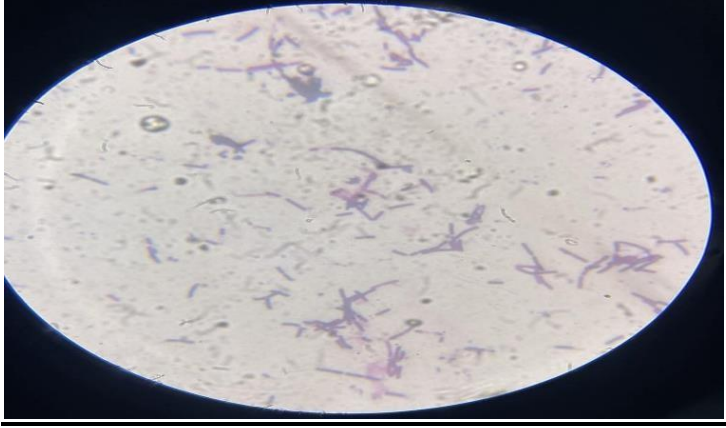


### V.2.3. Identification moléculaire et microscopique des souches

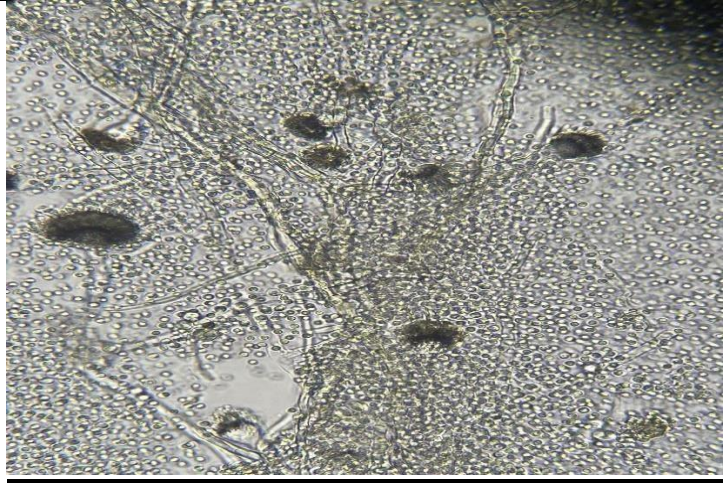

L'examen du gène 16S rRNA a conduit à la classification des souches bactériennes dans les genres *Pseudomonas stutzeri* strain R11 16S, *Stutzerimonas balearica* strain IMB16-157 16S et *Achromobacter xylosoxidans* strain R8-558 16S, affichant des taux d'identité variant entre 97 et 100 % comparativement aux séquences de la base de données.

L'identification des souches fongiques a été réalisée par séquençage de la région ITS, révélant majoritairement leur appartenance au genre *Aspergillus*.

Le tableau suivant présente l'identification moléculaire et microscopique des souches.

Tableau V.9: Identification moléculaire et microscopique des souches

Souche	Observation microscopique	Identification moléculaire
A001		<i>Pseudomonas stutzeri</i> strain R11 16S
A002		<i>Stutzerimonas balearica</i> strain IMB16-157 16S
A003		<i>Achromobacter xylosoxidans</i> strain R8-558 16S

CH5		<i>Aspergillus hortai</i> isolate strain CBS 124230
CH3		<i>Aspergillus terreus</i> strain ALG001

L'analyse moléculaire atteste de la variété des microorganismes hydrocarbonoclastes présents dans les sédiments examinés. Les genres identifiés sont réputés pour leur contribution à la biodégradation des hydrocarbures pétroliers. Les *Pseudomonas* possèdent la capacité de décomposer les hydrocarbures aromatiques (BTEX), en raison de la présence de gènes tels qu'*alkB*, *nahA* ou *catA* (Margesin & Schinner, 2001). Selon Alharbi et al. (2022), les enzymes laccases et peroxydases présentes dans les champignons du genre *Aspergillus* dégradent la fraction aromatique.

Ces conclusions sont similaires à celles de Zafra et al. (2014) qui ont repéré des souches comparables dans des sols pollués par le diesel.

### V.3. Résultats du suivi de la biodégradation : Efficacité, cinétique, identification des métabolites

#### V.3.1 Évolution du pH

Le pH joue un rôle crucial dans la croissance et l'activité enzymatique des microorganismes. Les variations de pH observées lors de la biodégradation de pétrole brute par les différentes souches microbiologiques révèlent une relation dynamique entre les bactéries et les champignons. Pour la bactérie *Pseudomonas stutzeri* souche R11 16S, le pH diminue progressivement au cours des 30 jours, en particulier en présence de 20 % de pétrole (de 7,1 à 6,17). La bactérie *Stutzerimonas balearica* souche IMB16-157 16S présente un pH plutôt stable (autour de 6-7) avec une légère diminution après 21 jours, indiquant une consommation modérée d'hydrocarbures et une production limitée d'acides organiques tels que les acides acétique, benzoïque, butyrique et formique (Elshafei & Mansour, 2024). La souche R8-558 16S d'*Achromobacter xylosoxidans* présente une évolution similaire à celle de la bactérie *Stutzerimonas balearica* souche IMB16-157 16S, se stabilisant autour de 6,4 à la fin de l'expérience, ce qui indique un niveau modéré d'efficacité de biodégradation et une capacité potentielle à neutraliser les métabolites acides.

En ce qui concerne les champignons, la souche CBS 124230 du champignon *Aspergillus hortai* provoque une baisse significative du pH (de 6,96 à 4,23 avec 20 % de pétrole), entraînant une acidification importante car elle produit beaucoup d'acides organiques lors de la décomposition des hydrocarbures. De même, le pH du champignon *Aspergillus terreus*, souche ALG001, a été considérablement abaissé, bien qu'il soit resté légèrement supérieur à celui du champignon *Aspergillus hortai*, souche CBS 124230. Cela montre la capacité des isolats fongiques à utiliser le pétrole brut comme source de carbone, produisant de l'acide au cours de leur métabolisme que les bactéries, ce qui indique une dégradation plus rapide mais plus acidifiante des hydrocarbures. La diminution de pH conforme à la présence d'une activité microbienne par conséquent une augmentation de la biomasse. D'après les résultats de Akinnibosun & Ashegbare (2018), une diminution du pH a été attestée lors du processus de décomposition du pétrole par les champignons de 8.86 à 7.34. Nos résultats concordent avec ceux de Vanishree et al. (2014).

### V.3.2. Influence de la concentration du pétrole

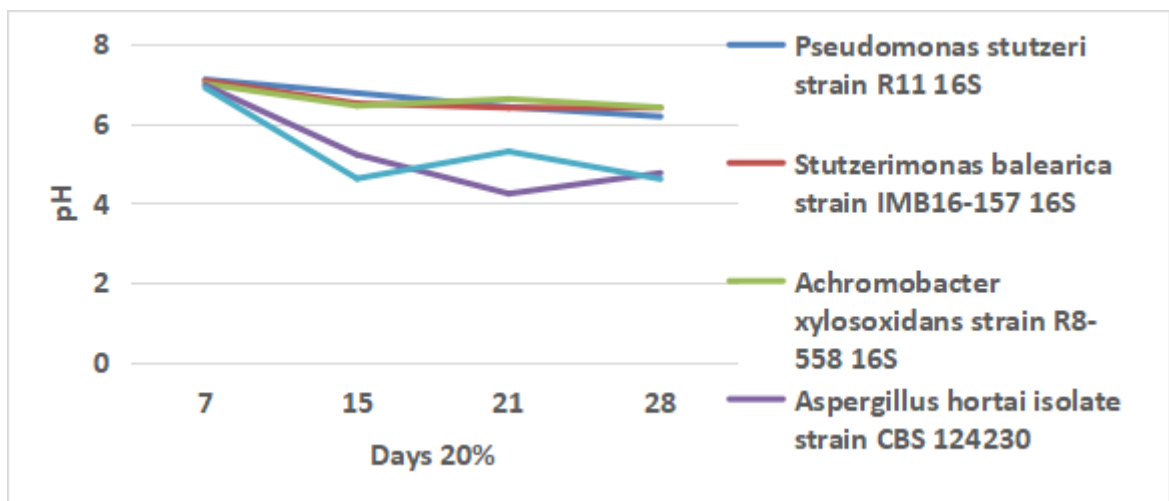
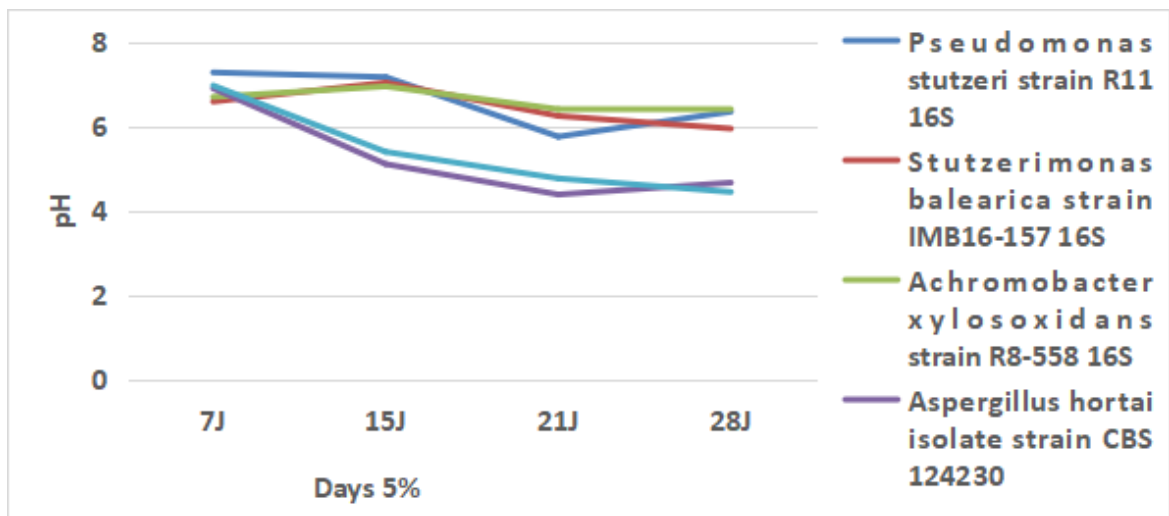
Le pH diminue lorsque la concentration en pétrole atteint 5 %, ce qui indique une activité microbienne modérée et une production limitée d'acides organiques. On observe une dégradation plus importante des hydrocarbures, en particulier chez les champignons, ce qui entraîne une baisse significative du pH. Cela s'explique par la biodisponibilité plus élevée des substrats disponibles.

**Pandolfo et al. (2023) et Zenati (2018)** ont montré que la concentration en hydrocarbures affecte directement la formation d'acides organiques par une augmentation du taux de dégradation des substrats riches.

- **Bactéries vs champignons**

- **Bactéries** : Bactéries (*Pseudomonas stutzeri* souche R11 16S, *Stutzerimonas balearica* souche IMB16-157 16S et *Achromobacter xylosoxidans* souche R8-558 16S) maintiennent un niveau de pH assez constant (6,2 à 7,1), indiquant une dégradation en équilibre sans accumulation excessive d'acides organiques. Certaines bactéries, telles que celles appartenant aux genres *Pseudomonas* et *Acinetobacter*, produisent des enzymes appelées dioxygénases et monooxygénases qui décomposent les hydrocarbures en composés intermédiaires légèrement acides. Grâce à leurs mécanismes d'adaptation, ces bactéries peuvent également modifier le pH (**Das & Chandran, 2011; Pandolfo et al., 2023**).

- **Champignons** : Le pH est considérablement abaissé par les champignons (souche isolée d'*Aspergillus hortai* CBS 124230 et souche d'*Aspergillus terreus* ALG001), avec des valeurs pouvant atteindre 4,23. Leur forte synthèse d'acides organiques, tels que les acides citrique et oxalique, est à l'origine de cette acidification. De plus, les champignons contiennent des enzymes extracellulaires (laccases, peroxydases) qui décomposent indirectement les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) tout en provoquant la libération d'ions hydrogène ( $H^+$ ), contribuant ainsi à l'acidification (**Viswanath et al., 2014**).



Figures V.10 : profil de variation du pH à différentes concentrations (5 % et 20 %).

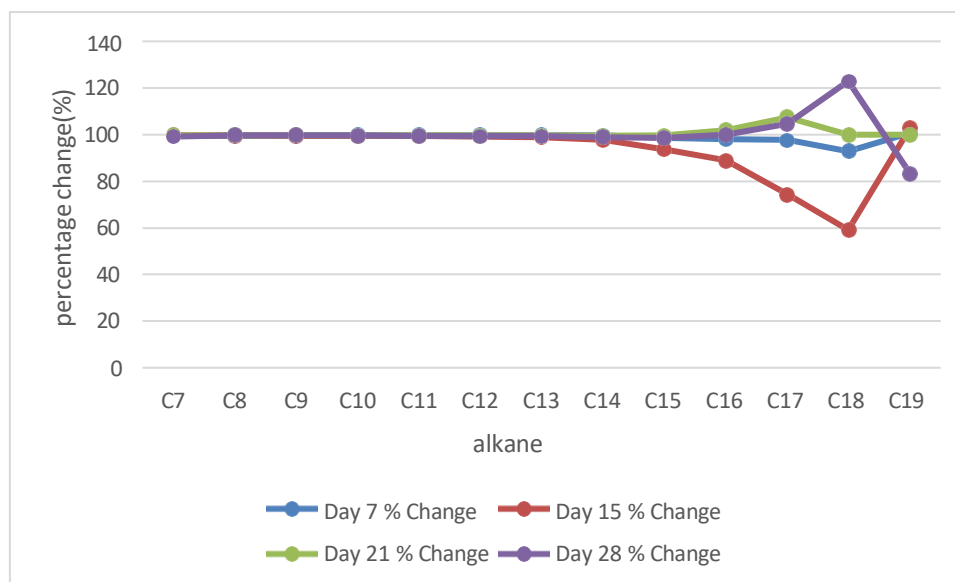
### V.3.3 Interprétation des résultats de biodégradation par GC-MS

#### ❖ Variation de la concentration des alcanes :

Les rapports indiquent la concentration de divers alcanes (C7 à C30) sur différentes périodes et dans différentes conditions expérimentales. Une diminution des concentrations d'alcane sur des périodes spécifiques peut indiquer une activité de dégradation microbienne. Des analyses à 5 % et 20 % à 7 jours, 15 jours, 21 jours et 28 jours permettent d'analyser les variations pour chaque longueur de chaîne carbonée et donnent un aperçu du degré de biodégradation à chaque intervalle de temps.

#### ❖ Différence d'intensité au fil du temps

Le graphique en aires empilées ci-dessus illustre la contribution de l'intensité de chaque alcane au profil global au fil du temps. Cette visualisation montre efficacement les tendances de dégradation cumulées, en soulignant la diminution de l'intensité totale à mesure que chaque alcane se dégrade.

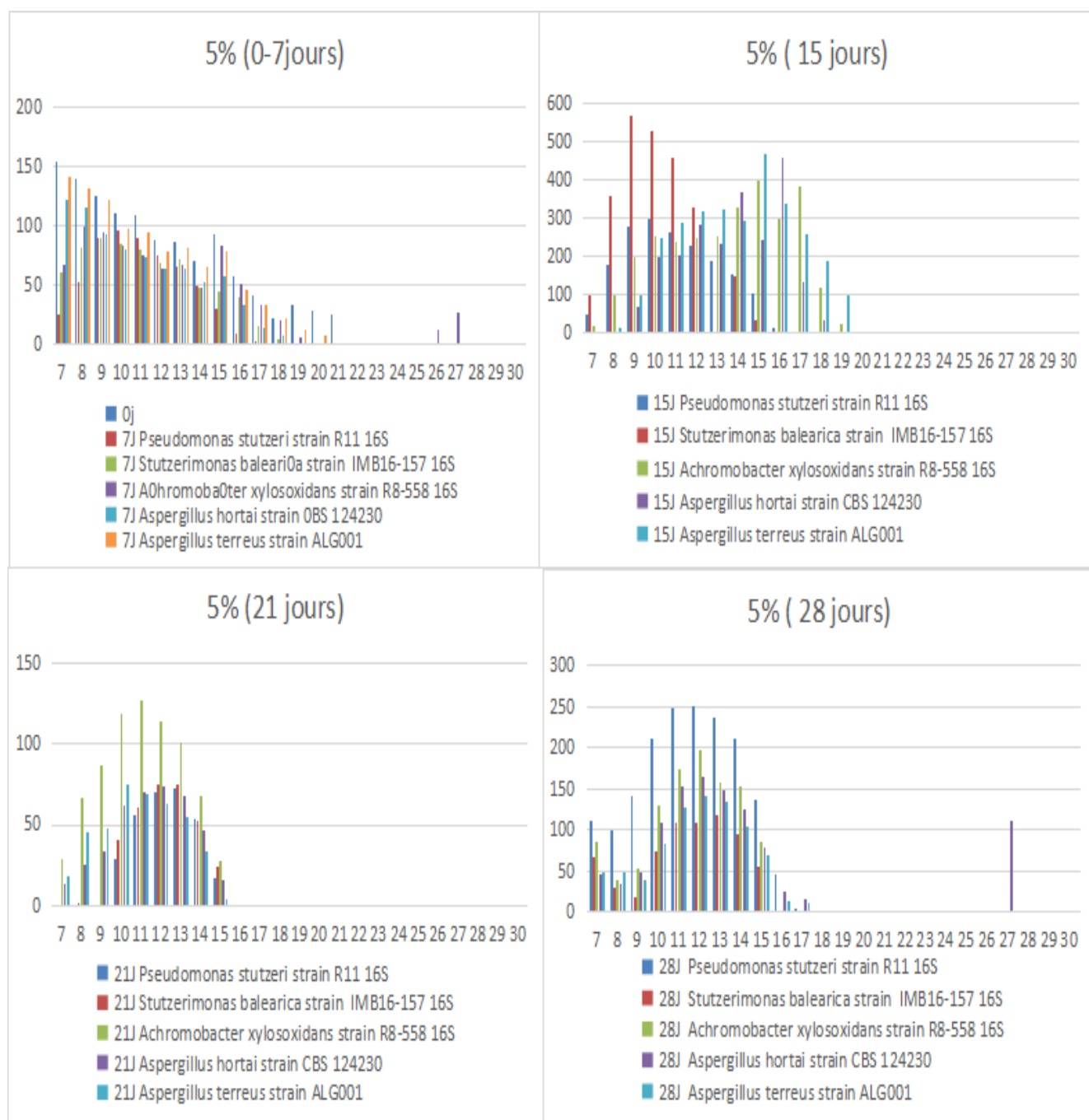


**Figure V.11** : Variation en pourcentage des alcanes au fil du temps.

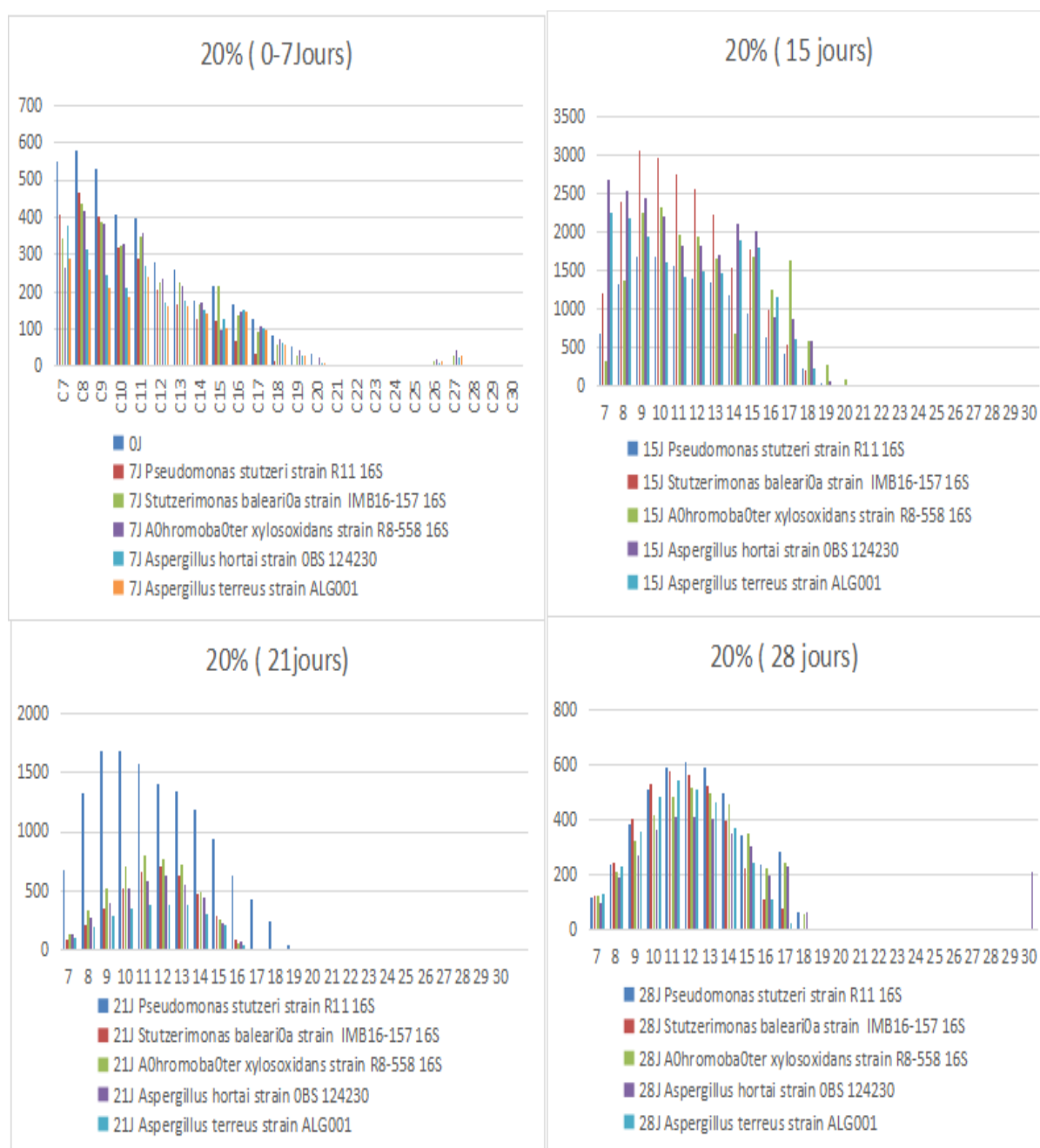
La variation en pourcentage de la dégradation de chaque alcane au cours des sept, quinze, vingt-et-un et vingt-huit jours est illustrée à la figure V.12.

Avec une proportion de 20% de pétrole, les souches bactériennes démontrent une activité métabolique accrue, se manifestant par une biodégradation plus prononcée de la plupart des alcanes (par exemple : C10, C12, C14, C16, etc.).

Bien que la biodégradation demeure notable à 5%, elle tend généralement à être plus tardive et moins exhaustive, possiblement en raison d'une disponibilité réduite du substrat et d'une activation moins marquée des voies enzymatiques de décomposition.



**Figure V.12 :** La variation en pourcentage de la dégradation de chaque alcane durant 30 jours (5%)



**Figure V.13 :** La variation en pourcentage de la dégradation de chaque alcane durant 30 jours (20%)

#### ❖ Tendances de dégradation des alcanes

On observe une dégradation marquée d'alcanes à chaîne courte (C7-C9), ces alcanes sont plus sensibles aux attaques microbiennes. En raison de leur structure plus simple et de leur poids moléculaire plus faible, ces alcanes se dégradent rapidement et conservent de faibles concentrations après cela, comme le montre le pourcentage de dégradation qui reste élevé tout au long du processus.

Pour les alcanes à chaîne moyenne (C10-C14), Ils présentent un schéma de dégradation constant au fil des jours. Ils subissent une détérioration marquée au septième jour, mais leur variation initiale en pourcentage est inférieure à celle des alcanes à chaîne courte. Le taux de dégradation de ces alcanes continue d'augmenter jusqu'au 28<sup>e</sup> jour. Cela indique que, malgré leur biodégradabilité, ils pourraient être plus robustes que les alcanes à courte chaîne, nécessitant une exposition prolongée pour se décomposer dans des proportions similaires. À la quinzième journée, on observe une détérioration notable des alcanes à chaîne moyenne, et au vingt et unième jour, leur niveau a égalé celui des alcanes à chaîne courte. En raison de leur résistance structurelle intermédiaire, ces alcanes mettent plus de temps à se dégrader, mais finissent par atteindre des niveaux comparables.

Concernant les alcanes à longue chaîne (C15 et plus) au septième jour, le taux de variation est moins évident, indiquant que la décomposition initiale des alcanes à plus longue chaîne est la plus graduelle. Au 15<sup>e</sup> jour, ces alcanes commencent à se dégrader de manière plus spectaculaire, augmentant le pourcentage de dégradation. À partir du quinzième jour, on observe une dégradation plus marquée de ces alcanes, ce qui accroît le taux de décomposition. Cependant, ils n'atteignent pas des niveaux de décomposition des alcanes plus courts avant le jour 28. En raison de leur structure complexe et de leur poids moléculaire plus élevé, ce qui confère une plus grande résistance à la dégradation. Ces alcanes nécessitent une activité microbienne plus considérable pour une décomposition efficace, tandis que les alcanes plus longs sont plus difficiles à biodégrader. Pour que ces alcanes subissent une biodégradation complète, une exposition prolongée est nécessaire.

#### ❖ Efficacité des différentes souches

La souche la plus performante est *Stutzerimonas balearica*, qui est marquée comme telle spécifiquement pour les alcanes de C10 à C16, avec des sommets de biodégradation généralement observés autour de 15 jours. Elle tolère efficacement les niveaux élevés de pétrole, ce qui la positionne comme une option prometteuse pour les milieux contaminés. *Stutzerimonas balearica* une espèce d'intérêt pour la biorestauration des zones polluées par des composés récalcitrants, tels que les hydrocarbures aromatiques comme a été montré dans l'étude de (Mulet et al., 2023; Salvà-Serra et al., 2023). L'un des genres bactériens les plus ubiquistes dans le monde présente une excellente aptitude à la biodégradation, c'est *Pseudomonas stutzeri*, principalement sur les alcanes légers à moyens (C7 à C12), bien que son efficacité soit légèrement inférieure à celle de *Stutzerimonas*. La souche *achromobacter xylosoxidans* se montre particulièrement efficace sur les alcanes de taille moyenne à

considérable (C12–C18), cependant, son efficacité est grandement influencée par la concentration en pétrole comme a été montré par (Hong et al., 2017; Tanase et al., 2013) que la souche est capable de dégrader les *n*- alcanes en C<sub>12</sub>–C<sub>27</sub>. Les champignons filamenteux, tels qu'*Aspergillus hortai*, présentent une activité plus douce tout en demeurant avantageux en culture mixte. Ils paraissent plus performants sur les alcanes étendus (C16-C20) et pourraient jouer un rôle additionnel en comparaison aux bactéries. Selon (Al-Hawash, Zhang, et al., 2018) les *Aspergillus*, ils sont connus par leur présence dans les sites contaminés par le pétrole ainsi que leur pouvoir à dégrader le pétrole brute et les HAP comme cela a été montré dans l'étude de (Daccò et al., 2020) par leur pouvoir à dégrader jusqu'à 79 % des hydrocarbures aliphatiques.

### V.3.4 Interprétation des profils BTEX

Afin de déterminer la dégradation des BTEX par les différents souches les figures V.14 et V.15 présentent le profil de dégradation au fil de temps.

- **Dégradation du benzène**

Par *Pseudomonas stutzeri* souche R11 16S on observe qu'au bout de 7 jours, les concentrations initiales élevées sont fortement réduites ce qui indique une dégradation rapide au début. Puis au bout de 15 jours, les niveaux de benzène continuent de diminuer, ce qui suggère une voie de dégradation robuste impliquant probablement des enzymes ayant une forte affinité pour le benzène. La souche *IMB16-157 16S de Stutzerimonas balearica* présente une dégradation modérée, avec des concentrations diminuant de manière constante entre 15 et 21 jours. La dégradation reste stable jusqu'à 28 jours, mais n'est pas aussi rapide que celle observée avec *Pseudomonas stutzeri*. Souche *Achromobacter xylosoxidans* R8-558 16S démontre une capacité de dégradation significative, avec des niveaux initiaux élevés réduits d'environ 7 jours et des diminutions plus importantes à 21 jours. Cela suggère la présence de voies métaboliques adaptées au benzène. Pour les champignons présente une dégradation plus lente que les souches bactériennes, avec des concentrations initiales élevées diminuant progressivement au bout de 15 jours, puis davantage au bout de 21 jours continue jusqu'à 28 jours Cette tendance indique un mécanisme de biodégradation plus lent.

- **Dégradation du toluène**

Par *Pseudomonas stutzeri* souche R11 16S la concentration initiale est très élevée, mais

une réduction significative se produit au cours des 15 premiers jours, indiquant une dégradation efficace du toluène dès le début. Cette réduction ralentit légèrement au bout de 21 et 28 jours, probablement parce que les concentrations approchent des seuils inférieurs pour la Souche *IMB16-157 16S de Stutzerimonas balearica* on observe une diminution significative de la concentration au bout de 15 jours, reflétant une capacité de dégradation précoce. La réduction est moins spectaculaire que celle observée avec *Pseudomonas*, mais les niveaux de toluène continuent de baisser au bout de 21 jours, indiquant une dégradation prolongée mais régulière. Souche *Achromobacter xylosoxidans R8-558 16S* montre des concentrations initiales élevées puis une baisse rapide à 15 jours, suivie d'une baisse plus régulière jusqu'à 28 jours. Cette dégradation rapide au début suggère une activité enzymatique efficace ciblant le toluène. Souche *Aspergillus hortai CBS 124230* et Souche *ALG001 d'Aspergillus terreus*

Montrent une concentration de toluène diminuent progressivement au fil du temps, avec une réduction importante par rapport aux bactéries observée au bout de 7 et 15 jours les concentrations élevées diminuent progressivement au bout de 15 et 21 jours, mais la baisse est plus lente que pour les souches bactériennes. Ce rythme plus lent peut refléter une affinité métabolique plus faible pour le toluène.

- **Dégradation d'éthylbenzène**

Par *Pseudomonas stutzeri souche R11 16S*, Souche *IMB16-157 16S de Stutzerimonas balearica* la dégradation commence plus lentement que pour le benzène et le toluène, avec une diminution progressive au cours des 15 et 21 jours. Au bout de 28 jours, les niveaux continuent de diminuer, ce qui montre une biodégradation soutenue mais plus lente pour ce composé. L'*Achromobacter xylosoxidans souche R8-558 16S* montre des concentrations initiales diminuent modérément au bout de 15 jours, avec une réduction continue au bout de 21 et 28 jours. La tendance à la dégradation suggère une décomposition plus lente et continue. En ce qui concerne les aspergillus l'éthylbenzène suit un profil de dégradation rapide dans les premiers jours puis lent et régulier, avec une réduction constante jusqu'à 28 jours.

- **Dégradation m- et p-xylènes**

Ces composés présentent une concentration initiale élevée, suivie d'une réduction progressive au fil du temps, plus lente que celle observée avec le benzène et le toluène, ce qui indique une capacité de biodégradation lente et persistante. Le taux de diminution reste constant pendant 28 jours. Quelle que soit la souche utilisée, sa concentration est généralement plus

élevée que celle des autres composés après la période d'incubation. Cela s'explique par sa structure moléculaire plus stable et une capacité de dégradation plus faible pour ces composés.

Pour conclure que Les souches bactériennes, en particulier *Pseudomonas stutzeri*, sont les plus performantes pour la dégradation rapide et importante des BTEX, surtout benzène et éthylbenzène. Les champignons (*Aspergillus hortai/terreus*) sont intéressants comme complément, notamment sur le toluène et les xylènes, qui sont plus récalcitrants. Les xylènes, surtout l'o-xylène, demeurent le plus difficile à éliminer, nécessitant une synergie bactéries–champignons ou des temps plus longs.

Dans l'ensemble, l'ordre d'efficacité observé est : **Pseudomonas stutzeri** > **Stutzerimonas balearica** > **Aspergillus spp.** > **Achromobacter xylosoxidans**. Du point de vue de la biodégradabilité des composés, la tendance est inversée : **benzène** > **éthylbenzène** > **toluène** > **xylènes**, ces derniers étant les plus résistants, particulièrement l'o-xylène. Selon l'étude de (Huang & Li, 2014) Le toluène et l'éthylbenzène ont été dégradés plus rapidement que le benzène et le xylène. (Rodrigues et al., 2025) ont démontré une élimination presque complète des BTEX en 7 jours, avec des taux classés comme suit : benzène > toluène > éthylbenzène > xylène.

- **Comparaison avec le pétrole brut**

Même après seulement sept jours de traitement, la teneur en BTEX du pétrole brut est beaucoup plus élevée que celle des échantillons traités. Cela démontre l'efficacité globale du processus de biodégradation.

La comparaison montre que, bien que la dégradation des échantillons traités ne soit pas complète, la réduction des niveaux de BTEX est significative par rapport au pétrole brut non traité.

Tout en notant que le processus peut prendre un certain temps pour atteindre des niveaux de contamination très faibles, cette comparaison met en évidence le potentiel de la bioremédiation comme solution pour traiter les sols contaminés par des hydrocarbures.



**Figure V.14 :** Profil de dégradation des composés BTEX par les différentes souches bactériennes au cours d'une incubation de 30 jours (concentration initiale : 5 %)



**Figure V.15 :** Profil de dégradation des composés BTEX par les différentes souches bactériennes au cours d'une incubation de 30 jours (concentration initiale : 20 %)

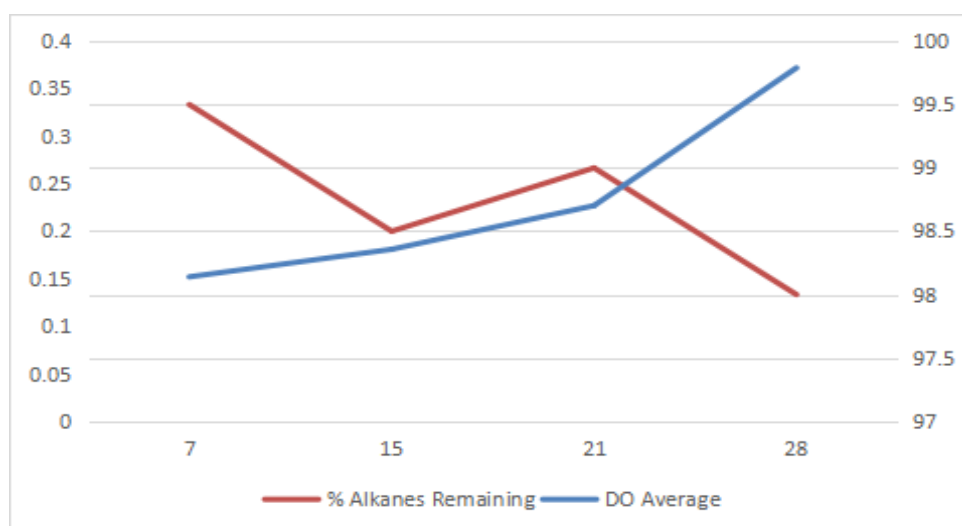
### V.3.5. Corrélation entre la croissance microbienne (DO) et la cinétique de dégradation (GC-MS)

La biodégradation des hydrocarbures suit trois phases distinctes correspondant à la croissance microbienne. Une forte dégradation est observée au cours de la première phase (J0-J7), avec une réduction de plus de 90 % des alcanes, y compris les composés à chaîne courte (C7-C12), comme le montrent les études GC-MS présentées. Cette période coïncide avec une augmentation significative de la densité optique (DO), indiquant une croissance microbienne vigoureuse utilisant les hydrocarbures comme source de carbone et d'énergie (**Pandolfo et al., 2023**). Bien que la biodégradation se poursuive entre J7 et J15, on observe une légère diminution de la DO ou une stagnation, indiquant une phase stationnaire. L'épuisement progressif des hydrocarbures les plus facilement biodégradables peut expliquer cette tendance. La nécessité d'une adaptation enzymatique pour décomposer les alcanes plus complexes (C13-

C19) et l'accumulation potentielle de métabolites toxiques qui inhibent la croissance microbienne (Xu et al., 2019).

Enfin, on observe une augmentation progressive de la DO entre J15 et J28, avec une disparition incomplète des alcanes à J28, bien qu'il y ait eu une certaine biodégradation des alcanes longs (C16-C19) dans les échantillons GC-MS. Ce ralentissement peut s'expliquer par le fait que les biosurfactants, produits par les bactéries, sont fondamentalement nécessaires à la dégradation des hydrocarbures, car ils sont insolubles dans l'eau. En général, les alcanes à chaîne plus longue sont plus résistants à la biodégradation. En général, la ramification ralentit le taux de biodégradation des alcanes.

La dégradation des hydrocarbures suit trois phases distinctes qui correspondent à la croissance microbienne. Une forte dégradation est observée dans la première phase (J0-J7), avec une réduction de plus de 90 % des alcanes, y compris les composés à chaîne courte (C7-C12), comme le montrent les études GC-MS présentées. Cette période coïncide avec une augmentation significative de la densité optique (DO), indiquant une croissance microbienne vigoureuse utilisant les hydrocarbures comme source de carbone et d'énergie (Pandolfo et al., 2023). Bien que la biodégradation se poursuive entre J7 et J15, on observe une légère diminution de l'OD ou une stagnation, indiquant une phase stationnaire. L'épuisement progressif des hydrocarbures les plus facilement biodégradables peut expliquer cette tendance (Figure V.16).



**Figure V.16** : Corrélation entre la croissance microbienne et la dégradation des alcanes au fil du temps.

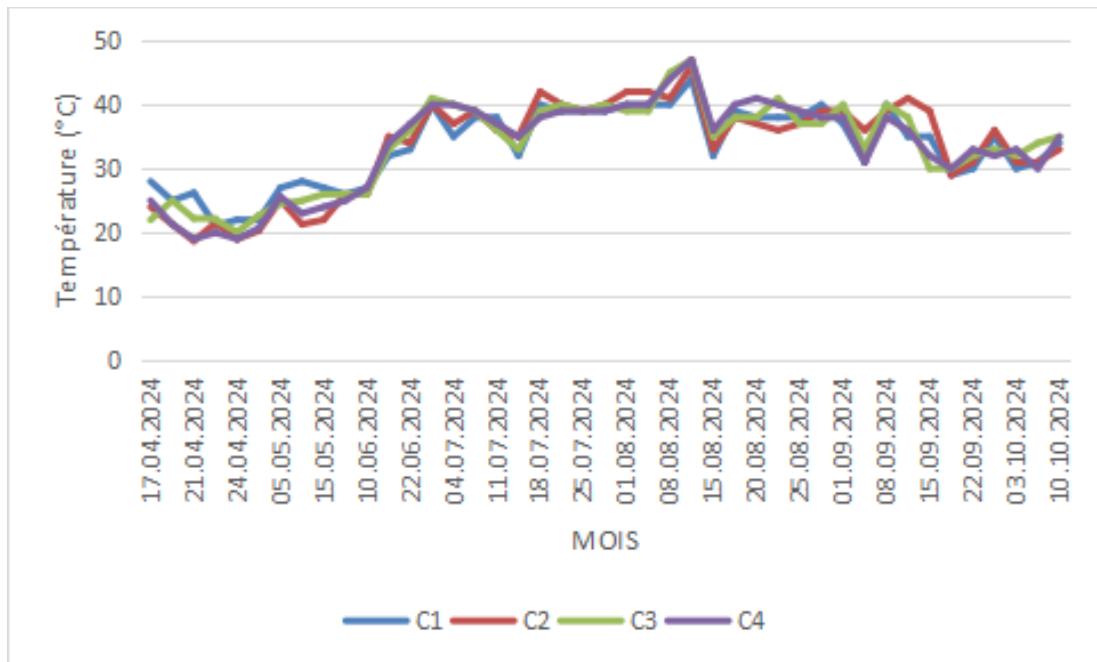
## V.4. Résultats du compostage : stabilité, maturité, toxicité, qualité agronomique

### V.4.1 Suivi de ph et température

- **Température**

La température est toujours prise en compte comme un indicateur essentiel de la qualité du compost et du processus de compostage, puisqu'elle peut refléter directement l'efficacité du compostage et l'activité microbienne pendant le processus (Wu et al., 2017). La variation de température pour les quatre composts est illustrée à la Figure V.17. Les relevés de température ont montré des variations très importantes d'un jour à l'autre et se situaient dans une fourchette comprise entre  $19 \pm 2$  et  $47 \pm 2$  °C.

La température a grimpé progressivement au cours du temps jusqu'à août atteint sa valeur maximale, et le schéma de variation était à peu près identique pour les quatre composts. Une telle élévation lente de la température indique la décomposition lente de la matière organique. On a constaté une hausse de la température du mois de juin jusqu'en septembre. Le compost C1 a enregistré une température maximale de  $47 \text{ °C} \pm 2$ , indiquant l'entrée dans la phase thermophile du processus de compostage où l'activité intensive des micro-organismes favorise la dégradation de la cellulose, de l'hémicellulose et des protéines, libérant la chaleur et détruisant les agents pathogènes. Puis la température est diminuée, ce qui traduit le passage à la phase de maturation et la stabilisation du compost.



**Figure V.17** : Evolution de la température durant le compostage

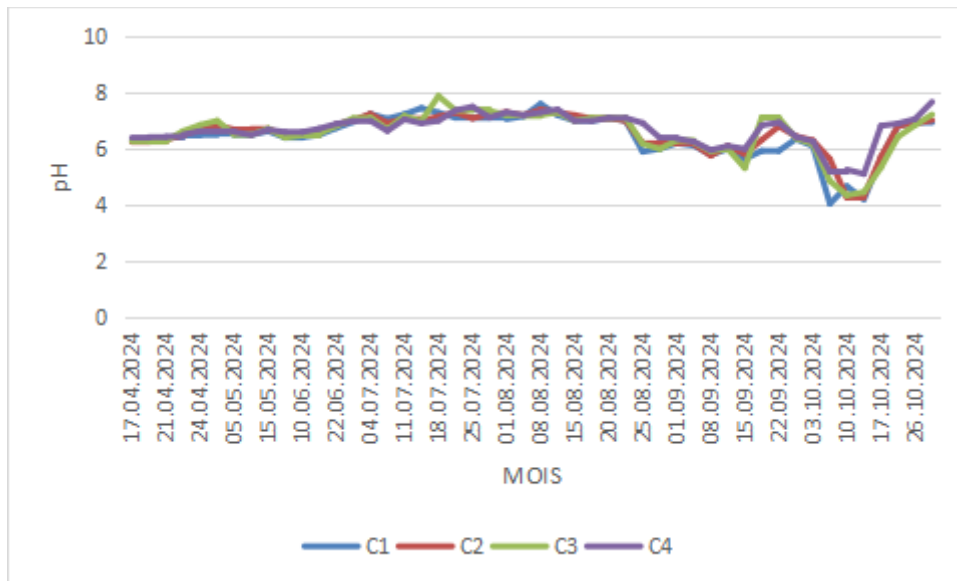
- **pH**

Le pH, paramètre essentiel du co-compostage aérobie, influence directement l'activité microbienne et la dégradation de la matière organique. Comme le montre la Figure V.18, les valeurs de pH des quatre composts (C1, C2, C3 et C4) ont fluctué entre 7 et 4 au cours du processus. Après une stabilité initiale entre 7 et 6, une baisse progressive jusqu'à environ 4 a été observée, suivie d'une remontée vers la neutralité en fin de compostage.

La diminution du pH résulte de la production d'acides organiques et de la nitrification libérant des ions  $H^+$  (Emengini, 2013; X. Wang et al., 2019) tandis que sa remontée est due à la dégradation et à la volatilisation de ces acides ainsi qu'à la production d'ammoniac ( $NH_3$ ) (Lin et al., 2022). La stabilisation finale s'explique par l'effet tampon du système carbonaté (Sundberg, 2005).

En fin de processus, les valeurs de pH se situent dans la plage optimale de 6,5 à 8,5 (Peña et al., 2020), indiquant un compost aérobie stable et mature.

Selon l'analyse menée par (Ksheem & Antille, 2016), le pH a baissé progressivement pendant le processus de compostage, pour ensuite monter à la fin du compostage, principalement à cause de la sciure présente.



**Figure V.18:** Évolution du pH pendant le compostage

#### V42. Suivi des paramètres physico-chimiques

- **Phénols**

Les phénols sont parmi les composants qui ont des effets toxiques sur les plantes les animaux et plusieurs organisme utiles (El-Mahrouk & Dewir, 2016). Pendant le processus de compostage, la concentration de phénols totaux a été surveillée en raison de ses effets potentiels phytotoxiques et antimicrobiens.

La figure V.19b illustre une réduction notable de la teneur en phénols totaux, où elle descend de 4,940 à 1 mg/L pour C2 et de 4,936 à 2 mg/l pour C1, les composts C3 et C4 ont affiché des valeurs respectives de 6,646 mg/L et 6,832 mg/L, dépassant celles notées pour C1 et C2. Ces chiffres élevés indiquent un écart significatif dans la dynamique du processus, ce qui pourrait justifier leur suppression par la suite. Après trois mois, Par la suite, les deux composts (C1 et C2) affichent des valeurs en dessous de 15 ppb. Cette diminution peut être due à la présence d'espèces appartenant au genre *Aspergillus* dans les boues. Selon (Velilla-Delgado et al., 2025), il est vrai que *Aspergillus terreus* est connu pour sa capacité à décomposer les composés phénoliques. Ces constatations sont aussi confirmées par les essais de phytotoxicité effectués sur *Lactuca sativa*, une espèce qui réagit particulièrement à ces composés.

- **Phosphore**

Le phosphore, reconnu comme un nutriment limitant dans de nombreux sols agricoles destinés à la culture des plantes, est crucial pour stimuler le développement racinaire, améliorer la production de graines et renforcer la résistance des plantes (**Moubareck et al., 2023**). Au cours du compostage, les microorganismes exploitent le phosphore pour favoriser leur développement et leur croissance cellulaire (**Meng et al., 2020**). La figure V.19c, présente le taux de phosphore total. Une progression ascendante au cours de la première phase expérimentale, passant de 4,59 mg/l pour C1 et 3,66 mg/l pour C2 à 6,79 mg/l et 5,88 mg/l. le profil est le même pour C1, C2, C4 sauf C3 qui a enregistré une diminution progressive durant les 3 premiers mois. Selon (**Chen et al., 2022**), l'accroissement de la concentration en phosphore était sans doute causé par la dégradation de la matière organique qui peut favoriser une croissance microbienne rapide par conséquent accélérer la libération de phosphore pendant le compostage, et par la diminution de la masse du compost durant le processus de compostage (**Wang et al., 2019**). La capacité du compost à solubiliser le phosphate est directement influencée par les interactions entre bactéries, champignons et autres micro-organismes (compétition, synergie, échanges métaboliques).

Selon (**Chen et al., 2022**) l'inoculation au début (phase initiale) et lors de la phase de refroidissement du compostage favorisait davantage la solubilisation du phosphate rocheux (RP = Rock Phosphate), étant donné que les souches choisies pour l'inoculation sont reconnues pour leur capacité à solubiliser le phosphore. Et donc Plus la diversité microbienne et la prédominance de la communauté bactérienne sont importantes, plus on constate une activité accrue des gènes associés au cycle du phosphore, ce qui entraîne une accumulation plus importante de phosphore microbien. On note une baisse après le deuxième mois qui se stabilise au septième mois. Cette décroissance est attribuée à la présence initiale de protéines, de sucres, etc., suivie d'un manque de nutriments à l'étape finale, ainsi qu'à l'absorption du phosphore par les micro-organismes au cours du processus (**Oueld Lhaj et al., 2024**).

- **COT**

Le COT est le substrat énergétique nécessaire à la croissance et au développement des microorganismes, et certains chercheurs ont signalé que le COT détermine directement le niveau de maturité du compost en raison de son rôle dans le calcul du rapport C/N (**Zhang & Sun, 2014**). Comme illustré la figure V.19a, le contenu du COT a progressivement diminué puis une légère augmentation suivie par une diminution encore au cours des deux derniers mois

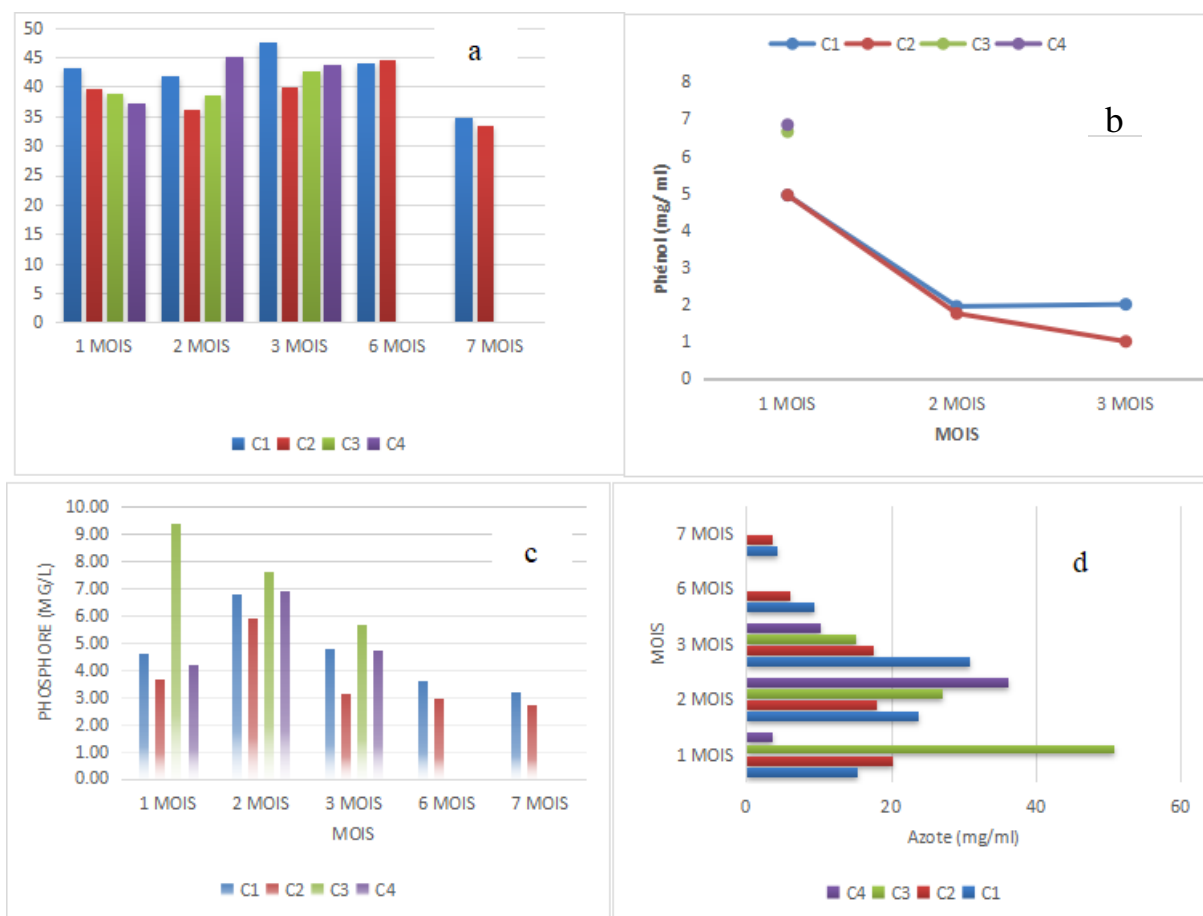
dans les deux composte, Cette fluctuation est due à la minéralisation de substances facilement biodégradables par les microorganismes. Une fois les glucides facilement dégradables consommés, la cellulose, l'hémicellulose et la lignine sont devenues prédominantes dans la masse de compostage, leur dégradation étant relativement difficile (Cai et al., 2018).

Le taux de dégradation du carbone organique total au fil des six mois a ralenti. Pour C1 et C2 respectivement de 43,19 et 39,81% à 34,8 % et 33,28. cette diminution indique que la matière organique a été minéralisée et transformée par des micro-organismes (Chen et al., 2022). Les composte C3 et C4 ont observé une augmentation. D'après une étude de (Emengini, 2013), on a constaté que la concentration en COT a progressivement baissé, passant de 33 ( $\pm$  5) à 28 ( $\pm$  4) %. Dans une recherche sur les boues de traitement des eaux usées. Smidt & Parravicini (2009) ont aussi noté une diminution du pourcentage de COT, passant de 39 % dans les boues primaires à 26,7 % dans les boues digérées anaérobiquement, et finalement à 23,2 % après aération. Une autre étude de Chang et al. (2023) ont également montré une tendance à la baisse avec le temps de décomposition. Après sept jours de compostage, car, aux premiers stades du compostage, les micro-organismes métabolisent et minéralisent la fraction de la matière organique facilement décomposable et libèrent du dioxyde de carbone pour obtenir de l'énergie, ce qui entraîne une diminution du COT.

### ● Azote

En tant qu'élément nutritif crucial dans le compost, l'azote est fréquemment perdu à cause de la volatilisation de l'ammoniaque lors du processus de compostage (Li et al., 2013). Figure V.19d illustre les modifications de l'azote total durant le compostage, la concentration en azote total a augmenté durant les trois premiers mois, puis diminue pendant toute la durée de l'expérience jusqu'à septième mois contrairement au C2 qu'ont observé une diminution dès le début jusqu'à septième mois. La valeur maximale de l'azote durant le 1<sup>er</sup> moi a été enregistré pour C3 (50,82) et la valeur minimale pour C4 puis une augmentation pour les trois composte sauf C3.

L'augmentation du l'azote était peut-être liée à la décomposition des composés organiques, diminuant ainsi la masse sèche du compost, tandis que la diminution du TN était possiblement due à l'évasion de l'ammoniac par volatilisation (Li et al., 2012). Le niveau d'azote détecté dans notre compost est moins élevé que celui mentionné par Walter et al. (2006) 13,3 g/kg et même de Oleszczuk (2008) 26,6- 46,9 g/kg. Cette concentration réduite peut être attribuée aux pertes importantes d'azote qui se sont produites pendant le processus de compostage.



**Figure V.19 :** Évolution temporelle de (a) COT, (b) phénol, (c) phosphore total et (d) azote total au cours du processus de compostage.

### V43. Les éléments traces métalliques (ETM) et minéraux

- **ETM**

Les variations de la teneur totale en Cd, Zn, Cu, Fe, Al, Mn et Pb sont présentées dans la figure V.20. La quantité totale de chaque métal lourd dans le compost a diminué pendant le compostage en raison.

Le cadmium est l'un des éléments les plus toxiques de la chaîne alimentaire et constitue un facteur restrictif pour l'épandage des boues d'épuration (**Hanc et al., 2009**). Dans cette étude, la concentration de Cd est  $<0,01$  mg/kg pour les quatre composts, même si le Cu est présent avec des valeurs de 0,12 mg/kg pour C1 et de 0,06 mg/kg pour C2 (0,26 et 0,21 mg/kg) pour C3 et C4 respectivement durant le 1<sup>er</sup> mois. Le zinc est considéré comme le principal métal lourd présent dans les boues d'épuration de nombreux endroits (**Yang et al., 2014**). Comme le

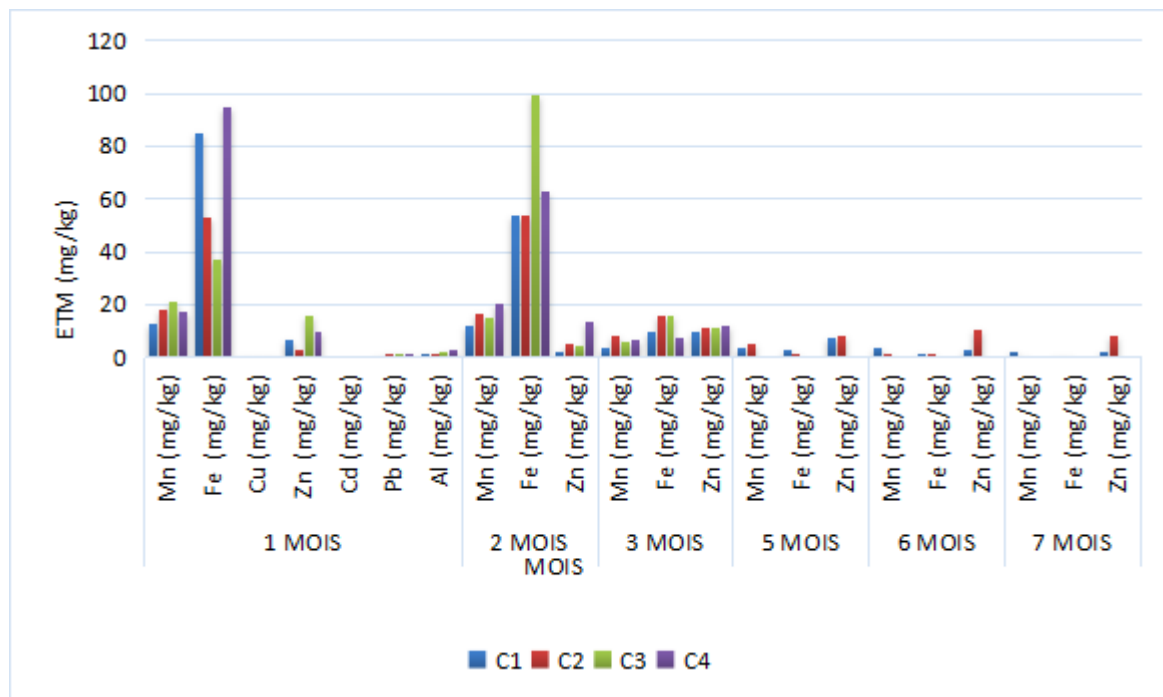
Zn<sup>2+</sup> peut rester sous forme ionique en solution, le Zn mobile est toujours dominant dans le mélange de compost (**Lu et al., 2014**). Comme le montre la figure V.20, la concentration de Zn affiche une tendance à diminuer durant le compostage pour C1 de 6,49 mg/kg jusqu'à 2,11 mg/kg à la fin du compost, contrairement au C2 qui a augmenté de 3,1 jusqu'à 8. Peut-être due à l'activité des micro-organismes présents dans le compost C1.

La concentration en Cu est de l'ordre de 0,12 mg/kg et 0,06 mg/kg pour C1 et C2 respectivement.

Le fer Fe est le métal le plus abondant dans notre compost, suivi du Mn avec des concentrations allant de 84,68 et 53,23 mg/kg jusqu'à 0,87 mg/kg et 0,21 mg/kg pour et Fe et de 12,97 mg/kg et 17,86 mg/kg jusqu'à 2,51 mg/kg et 0,22 mg/kg.

Nos résultats sont inférieurs par rapport à plusieurs autres résultats. Selon **Villaseñor et al. (2011)** ont indiqué une teneur plus élevée dans le produit final des boues d'épuration compostées et de la paille/sciure (Zn 877 mg/kg ) qui dépasse la Limites imposées par la réglementation espagnole pour le composte de type A et B ( 200 et 500 mg/kg) mais ne dépasse pas le type C ( 1000 mg/kg). Une autre étude mené par **Oleszczuk (2008)** a enregistré des teneurs plus élevées dans les boues d'épuration compostées polonaises. Elle était de l'ordre de Zn 935-1490. L'étude de **Walter et al. (2006)** a aussi révélé une teneur élevée en Zn =820 mg/kg. Par rapport aux deux autres métaux le Fe et le Mn. Ils ont enregistré aussi des valeurs supérieures 12245 et 215 mg/kg respectivement. Une autre étude de **Bożym & Siemiątkowski (2018)** ont trouvé une large gammes de teneur en Fe 883- 4 254 et Mn 51-228 mg/kg.

Dans l'étude actuelle, la teneur en métaux lourds a diminué dans les boues huileuse compostées pendant la maturation, selon (**Bożym & Siemiątkowski, 2018**) La disponibilité des métaux peut augmenter ou diminuer en raison du chaulage, du processus de fermentation ou du compostage/lombricompostage, entre autres, selon le type de traitement des boues d'épuration



**Figure V.20 :** Évolution des ETM au cours du compostage

- **Minéraux**

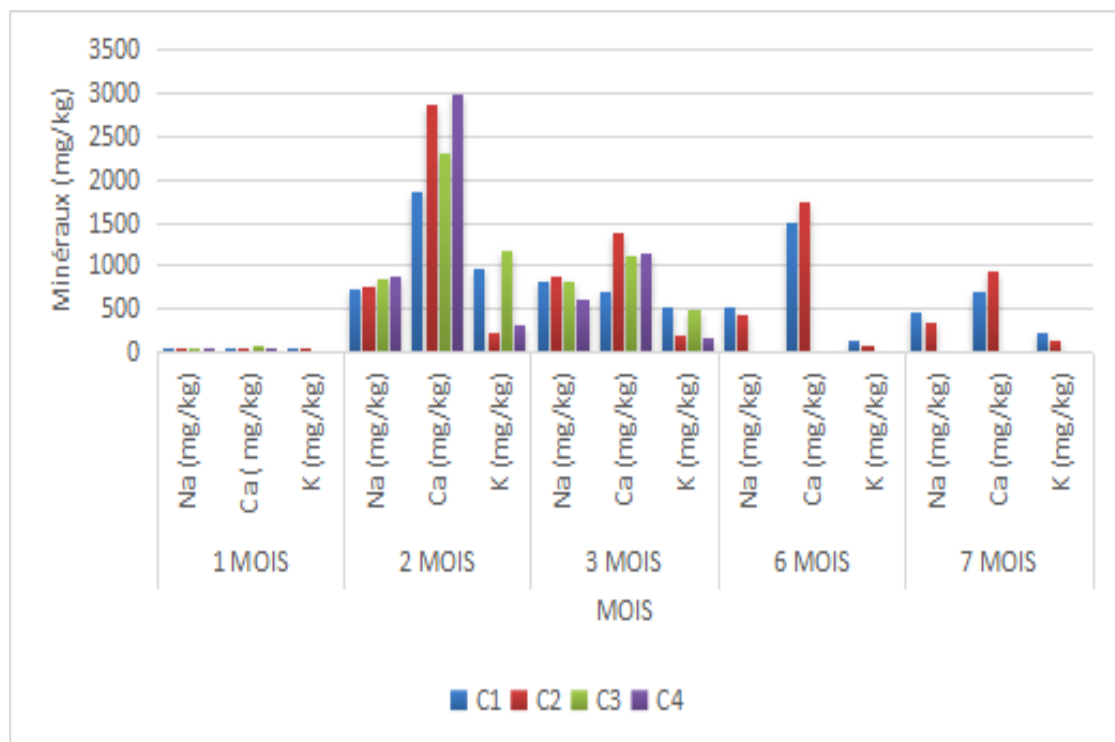
Le calcium est un nutriment crucial qui contribue significativement au fonctionnement enzymatique des graines. De plus, Ca est souvent appelé nutriment secondaires. Il est également nécessaire à la croissance des plantes, mais il régule principalement le pH et affecte la disponibilité des nutriments dans le sol (**Bożym & Siemiątkowski, 2018**). Comme l'illustre la figure V.21, les teneurs en calcium ont augmenté dans tous les tas, mais avec des pourcentages variables.

Initialement, la teneur en Ca était de 175,5mg/l dans C1 et C2. Après 7mois de bioprocédé, la teneur en Ca est passée à 710 et 945,3 mg/l dans C1, C2, respectivement. Il est important de noter que C2 présentait les valeurs les plus élevées de Calcium. Les augmentations observées dans la teneur en Ca pendant le compostage laissent supposer des mécanismes efficaces de minéralisation, qui pourraient être attribués à la décomposition de la matière organique et à la libération des nutriments associés (**Oueld Lhaj et al., 2024; Roig et al., 2012**).

Le potassium (K) agit en tant que macronutriment essentiel pour divers processus physiologiques chez les plantes, incluant des mécanismes clés comme la photosynthèse et l'activation des enzymes (**Meng et al., 2019**). Elle joue un rôle crucial dans le développement des plantes, influençant des fonctions vitales telles que l'assimilation du CO<sub>2</sub> et la gestion de l'eau. Cependant, le Na est généralement non indispensable pour la majorité des espèces

végétales. Toutefois, des taux trop élevés de Na peuvent être toxiques et nuire à la croissance et à la santé des plantes.

Initialement, les teneurs en K dans C1 et C2 ont été documentées à 66,49 mg/kg et 80,31 mg/kg, respectivement, tandis que la concentration en Na mesurée était de 39,29mg/kg et 45,4 mg/kg, respectivement. Au cours de la période expérimentale, la teneur en K a augmenté à 217,2 mg/kg et 125,4 mg/kg dans les tas C1 et C2, respectivement, tandis que la teneur en Na a atteint 466,2 mg/kg et 365,6 mg/kg dans les mêmes tas respectifs (Figure V.21). D'après les résultats, il est évident que C1 présente les concentrations les plus élevées de K et de Na parmi les échantillons analysés. imputées à la minéralisation de la matière organique (MO) au cours du bioprocédé, rendant K et Na accessibles pour l'absorption et l'emploi par les microbes (**Oueld Lhaj et al., 2024**). Ces résultats sont plus élevée par rapport a celle de (**Oleszczuk, 2008**) Na ( 27,2- 36,3), K (28- 57,4) et Ca (311,6- 597, 8). Selon (**Roig et al., 2012**) ont constaté que le Ca était le nutriment le plus abondant (3,9–9,5 %), et que le pourcentage de nutriment le plus faible était le potassium (0,2–0,6 %) ce qui est le cas pour notre compost, meme pour



**Figure V.21:** Évolution des minéraux au cours du compostage

#### V44 Analyse élémentaire

L'analyse élémentaire est essentielle, car elle offre la possibilité de mesurer les éléments organiques primordiaux comme le carbone (C), l'azote (N), le soufre (S) et l'hydrogène (H). Le carbone et l'azote sont des facteurs cruciaux dans l'appréciation de la maturité et de la qualité du compost. Effectivement, leur ratio (C/N) sert d'indicateur crucial du niveau de décomposition de la matière organique et de la stabilité biologique du compost (**Meng et al., 2019**).

La figure V.22 présente les résultats de notre expérience, Pour le compost C1, le taux de carbone est établi à 36,07 %, tandis que pour le compost C2 est 35,62 %. Durant le second mois, on note une élévation du contenu en carbone, atteignant 47,85 % pour C1 et 59,58 % pour C2. Cela est suivi d'une décroissance graduelle jusqu'à l'achèvement du processus de compostage, où les valeurs se stabilisent à 18,09 % pour C1 et 16,87 % pour C2.

Ce changement reflète la détérioration graduelle de la matière organique, provoquée par une activité microbienne soutenue et la minéralisation du carbone qui se transforme en CO<sub>2</sub> pendant le processus de compostage.

En ce qui concerne l'azote, une baisse constante a été remarquée, dégringolant de 2,31 % à 1,04 % pour C1 et de 2,81 % à 0,94 % pour C2. Cette diminution peut être due à la volatilisation de l'ammoniac et à la transformation des composés azotés en minéraux au cours du processus selon (**Jara-Samaniego et al., 2017**) une valeur de N environ 1,6% est dans la gamme des valeurs trouvées dans les composte provenant des matières organiques.

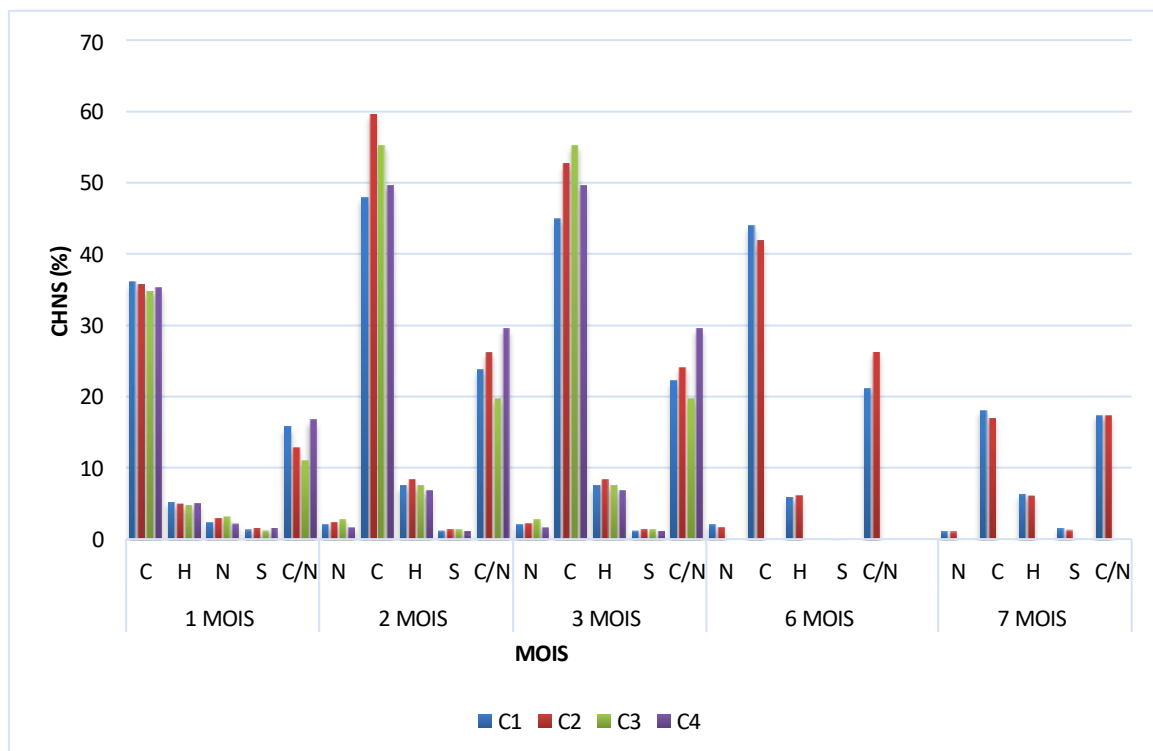
On observe une tendance comparable pour les niveaux de soufre et d'hydrogène. Pour C1, le taux de soufre oscille entre 1,36 % et 1,45 %, alors que pour C2, il fluctue de 1,48 % à 1,24 %. Quant à l'hydrogène, son pourcentage varie de 5,20 % à 6,32 % (C1) et de 5,00 % à 6,11 % (C2). Ces fluctuations reflètent des modifications biochimiques complexes associées à la dégradation de substances organiques contenant du soufre et du carbone, ainsi qu'à la génération d'eau et de gaz volatils pendant le processus de maturation du compost.

Les rapports C/N observés sont restés systématiquement inférieurs à 20, Alors que le processus de décomposition progressait, entraînant des pertes de carbone principalement sous forme de dioxyde de carbone, la quantité de carbone présente a progressivement diminué et la concentration en azote par unité de matière s'est accrue, ce qui a abouti à une réduction du ratio C/N.

Ces résultats expérimentaux concordent avec les recherches antérieures de **Liu et al. (2018)**, qui ont observé une diminution du rapport C/N durant le compostage, ce qui donne des

rappports finaux inférieurs à 20. Les résultats de **Chang et al. (2023)** ont également montré que le rapport C/N pour les trois composts testés a diminué de manière significative au cours du processus de compostage d'une valeur initiale de 30,5 à 18,5 et de 21,8 à 13,8 et de 27,0 à 16,3. Dans cette étude, les rapports C/N de toutes les matières de compost ont diminué en dessous de 20 pendant la période de compostage.

Selon les recherches, le rapport C/N final peut évaluer la maturation du compost et la stabilisation de la MO (**Jara-Samaniego et al., 2017**).



**Figure V.22:** Évolution des éléments (C, H, N, S, C/N) au cours du compostage

#### V45. Hydrocarbure pétrolière totale HCT

Afin de déterminer l'efficacité du processus de compostage dans la dégradation des teneurs en hydrocarbures le tableau suivant présente l'évolution des hydrocarbures au cours des deux derniers mois. Cette évolution traduit l'activité microbienne et la biodégradation progressive des HCT.

**Tableau V.10** : L'évolution des hydrocarbures au cours des deux derniers mois.

Échantillon		Octobre C1	Novembre C1	Octobre C2	Novembre C2
<b>Hydrocarbures totaux (µg/l)</b>		626.151	90.000	1060.108	509.000
<b>BTEX (µg/l)</b>	<b>Totaux</b>	0.108	N.D.	0.151	N.D.
	<b>Benzène</b>	0.083	N.D.	0.090	N.D.
	<b>Éthylbenzène</b>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	<b>Toluène</b>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	<b>M-&amp; P- Xylène</b>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.
	<b>O-Xylène</b>	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

Durant les sept mois de compostage, on a constaté une dégradation notable des hydrocarbures, surtout pendant les deux derniers mois.

Concernant le compost C1, on a observé une réduction de la concentration en hydrocarbures totaux, passant de 626,151 µg/L au 6<sup>ème</sup> mois du suivi à 90 µg/L à la fin du processus. Pour ce qui est du compost C2, elle a évolué de 1060,108 µg/L pour descendre à 509 µg/L. Cette diminution plus prononcée dans C1 indique une activité microbienne plus performante, probablement attribuée à un regroupement de micro-organismes hydrocarbonoclastes qui stimulent la biodégradation des composés pétroliers. Nos résultats sont beaucoup plus inférieure par rapport à celle de (Roig et al., 2012) ( $0.99 \pm 0.02$  mg/kg).

En ce qui concerne les BTEX, la concentration totale au 6<sup>ème</sup> mois était de 0,108 µg/L pour C1 et de 0,151 µg/L pour C2. En novembre, les niveaux des substances BTEX ont chuté en dessous du seuil de détection pour tous les composants, sauf pour le benzène qui n'a été détecté qu'en octobre avec des concentrations de 0,083 µg/L pour C1 et 0,090 µg/L pour C2. Ces observations valident une suppression pratiquement totale des composés aromatiques volatils durant la procédure de compostage.

Cette réduction graduelle des hydrocarbures et des BTEX illustre l'efficacité du processus aérobie de biodégradation instauré lors du compostage. L'efficacité supérieure du compost C1 pourrait être due à une diversité microbienne plus dynamique, incluant des souches hydrocarbonoclastes aptes à décomposer tant les hydrocarbures aliphatiques qu'aromatiques, en

accord avec les constatations de divers auteurs (Alharbi et al., 2022; Hong et al., 2017; Mnif et al., 2015; Salvà-Serra et al., 2023).

#### V46. Évaluation de la maturité du compost par la spectroscopie infrarouge (FTIR)

Les spectres FTIR fournissent des informations sur la structure chimique du matériau. La figure suivante montre les spectres FTIR pour les deux composts C1 et C2. Une large bande à  $3400\text{ cm}^{-1}$  des vibrations O-H plus intense pour C1 traduit par la présence d'étirements O-H, typiques des alcools, des phénols et des acides carboxyliques (Amir et al., 2004), leur diminution d'intensité dans C1 indique la réduction des polysaccharides et des phénols. Le pic entre  $2970\text{--}2980\text{ cm}^{-1}$  pour les liaisons aliphatiques (Aguelmous et al., 2016; Gao et al., 2017) cette bande est moins marquée pour C1 ce qui signifie une diminution des hydrocarbures aliphatiques et donc une biodégradation des produits pétroliers, pour la bande qui se situe à  $1650\text{ cm}^{-1}$  pour C=O elle est plus apparente pour C2. Cette bande indique la formation d'un nouveau composé oxydé lors de la biodégradation et la présence de structures aromatiques dans le matériau composté (Wang, 2004) et aussi la présence de cétones, d'aldéhydes et des acides carboxyliques (Sukanto & Rahmat, 2022). La bande à  $1060\text{ à }1030\text{ cm}^{-1}$  indique une transformation biologique et la formation de groupes oxygénés indique la maturation de la matière organique. Selon (Grube et al., 2006) une bande située dans la région  $1350\text{--}1400\text{ cm}^{-1}$  indique l'état de décomposition auquel l'azote des composants décomposés est oxydé. Plus tard, lorsque le nitrate est éliminé par lessivage, cette bande disparaît. Car dans notre étude, une faible bande de nitrate est apparue dans C1, probablement parce que l'azote a été utilisé par la microflore du mélange de compostage. La présence de la bande de nitrate pourrait être un indicateur d'enrichissement microbien, tandis que son absence dans C2 indique une faible teneur en nitrate. Aussi selon (Sukanto & Rahmat, 2022) les bandes dans cette région indiquent la présence d'une réaction de complexation entre les métaux et la matière organique,

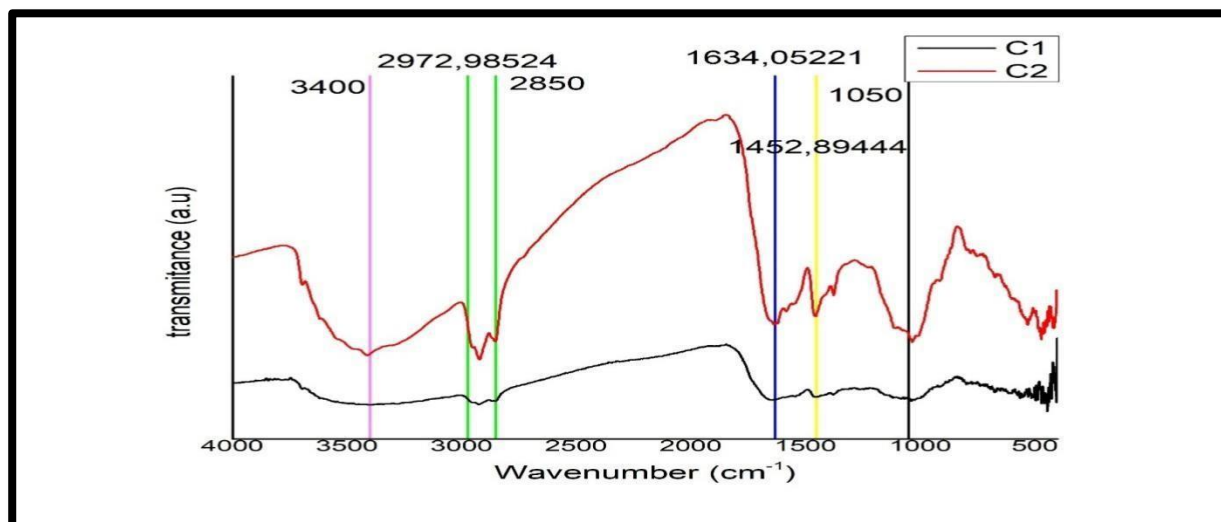


Figure V.23: Spectre FTIR des deux compostes au mois de novembre.

#### V47. Test de phytotoxicité

- **Indice de germination**

L'indice de germination est actuellement considéré comme l'un des paramètres les plus sensibles pour évaluer la phytotoxicité du compost. Ces composts peuvent contenir divers métaux lourds, de l'ammoniac et/ou des composés organiques de faible poids moléculaire qui peuvent réduire la germination des graines et inhiber le développement des racines. La figure suivante présente la germination des graines.

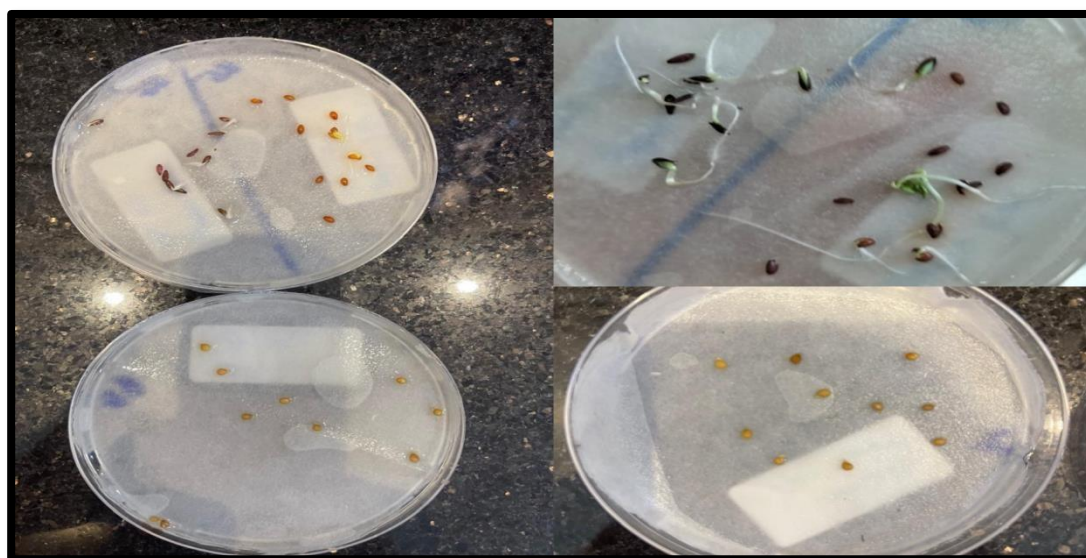


Figure V.24 : Germination des graines.

Le tableau ci-après illustre les résultats de l'étude concernant l'impact des extraits issus de deux types de compost sur le taux de germination, effectuée sur trois espèces différentes :

**Tableau V.11:** Indice de germination pour les deux composts.

Test de germination	C1	C2
<b>Lactuca sativa</b>	80%	80%
<b>Lepidium sativum</b>	100%	100%
<b>Solanum lycopersicum</b>	78%	82%

Les taux de germination observés pour la *Lactuca sativa* sont 80 % pour le compost C1 et C2. Le *lepidium sativum* enregistré les taux de germination les plus élevés et pour le *lepidium sativum* 100 % pour les deux composts. Concernant les graines de *solanum lycopersicum*, les taux de germination ont montré des différences entre les deux extraits. La valeur maximale du taux de germination est observée pour C2, tandis que la valeur minimale est enregistrée pour C1 78%.

Il est connu que *L. sativa* est significativement sensible aux composés phénoliques et aux acides organiques produits pendant la décomposition de la matière organique, comme il est montré par l'étude de (Rizzo et al., 2025) qui ont un pourcentage de graines germées n'a pas dépassé 60 % par conséquent, le compost utilisé pourrait être excessivement riche en ces composés en raison de sa maturation incomplète. Cela confirme que notre composte contient pas des composés phénoliques Cela peut suggérer que notre composte est mature avec un pourcentage de 80%. Selon (Emino & Warman, 2004) des valeurs de l'IG en dessous de 50% signalent une phytotoxicité importante, celles situées entre 50 % et 80 % indiquent une phytotoxicité intermédiaire, alors que les valeurs au-dessus de 80 % traduisent l'absence de phytotoxicité (Peña et al., 2020).

Le *lepidium sativum* affiche les taux de germination les plus élevés parmi les deux autres espèces testées. Ces taux élevés témoignent de la robustesse du *lepidium sativum* de sa capacité à se développer dans les deux types de compost. La forte capacité germinative du *lepidium sativum* peut être attribuée à ses besoins nutritionnels spécifiques, qui sont satisfaits de manière adéquate par les deux composts. La *solanum lycopersicum* présente les taux de germination les plus faibles parmi les espèces testées, avec des taux allant de 78 % à 82 %. Cette performance relativement faible pourrait suggérer que la *solanum lycopersicum* est plus vulnérable à certains composants du compost ou à la salinité, au pH ou à des conditions de structure du compost.

- **Les caractéristiques biométriques**

Le tableau suivant présente les caractéristiques biométriques des plantes testées (laitue, cresson, petits pois et fenugrec).

**Tableau V.12:** Les caractéristiques biométriques des plantes testées

	Graines	Témoins	C1	C2
Longueur de la tige (cm)	Laitue	8,6±2	5,6± 1	6,1±0,7
	Cresson	8,9±1	5,4± 1,4	7,2±0,5
	Petit pois	4±0,5	3±0,4	3,7±0,3
	Fenugrec	6,8±0,5	4,2±0,5	4±0,4
Nombre des feuilles	Laitue	15±2	9±1	12±1
	Cresson	20±1	13±4	15±3
	Petit pois	9±1	6±1	6±1
	Fenugrec	10±2	7±1	7±2
Longueur des racines (cm)	Laitue	8±2	6,2±2	5,7±1,5
	Cresson	9.6±2,3	7,7±1,7	7,5±2,3
	Petit pois	5.2±0,4	3±1	3±0,5
	Fenugrec	9,9±1,6	7±2	7,7±1,3

- **Longueur des tiges :**

Les résultats obtenus pour les mesures des caractéristiques biométriques des quatres espèces de plantes testées sont illustrés dans le tableau V.12 :

Nous observons une augmentation progressive de la taille des tiges par rapport aux deux composts. Pour le cresson, les tailles des tiges des plants sont passées de 5,4± 1,4 cm pour C1 et 7,2±0,5 cm à une taille maximale de 8,9±1cm pour le témoin. Des résultats presque similaires dans la laitue est observé pour le compost C1 (5,6± 1cm), C2 (6,1±0,7cm) le témoin une taille de tige dans l'ordre de 8,6±2cm, avec des tailles de tiges variant de 2,97 cm pour le témoin à 5,12 cm pour le traitement C3. Concernant le petit pois et le fenugrec, avec des tailles de tiges variant de 4±0,5cm pour le témoin à 3±0,4cm pour C1 et 3,7±0,3 pour C2, dans le même ordre pour le fenugrec (7±1,6cm, 5±2cm, 5,7±1,3cm)

Ces résultats peuvent être expliqués par la décomposition progressive des substances organiques présentes dans le compost, ce qui facilite la disponibilité de nutriments essentiels tels que l'azote, le phosphore et le potassium pour les plantes présentes pour le témoin.

- **Nombre de feuilles :**

D'une manière générale, les résultats moyens obtenus montrent que le nombre de feuilles de Cresson dans le témoin ( $20 \pm 1$ ) plus que dans les deux composts C1 =  $13 \pm 4$  et C2 =  $15 \pm 3$  augmente. Pour la laitue nous avons enregistré des valeurs C1 et C2 toujours inférieures à celle du témoin, soit  $9 \pm 1$ ,  $12 \pm 1$  et  $15 \pm 2$  respectivement. On se qui concerne le petit poids et le fenugrec nous observons que le témoin a présenté un nombre moyen élevé de feuilles égal à  $9 \pm 1$  pour le petit poids et  $10 \pm 2$  par rapport aux C1 ( $6 \pm 1$ ,  $7 \pm 1$ ) et C2 ( $6 \pm 1$ ,  $7 \pm 2$ ). Le groupe témoin a maintenu un nombre moyen de feuilles plus élevé que les deux composts, ce qui suggère que les graines pourraient ne pas bénéficier du compost de la même manière que le témoin en raison de besoins nutritionnels ou de l'adéquation du compost.

- **Longueur des racines :**

Globalement, les résultats obtenus montrent un effet positif des composts sur l'élongation racinaire des quatre plantes testées. La taille des racines fenugrec a affiché les valeurs les plus élevées au niveau  $9,9 \pm 1,6$  cm pour le témoin et ( $7 \pm 2$ ,  $7,7 \pm 1,3$ ) pour C1 et C2 suivant le cresson et la laitue dans d'ordre suivant témoin, C1 et C2 ( $9,6 \pm 2,3$ ,  $7,7 \pm 1,7$  et  $7,5 \pm 2,3$ ) et ( $8 \pm 2$ ,  $6,2 \pm 2$  et  $5,7 \pm 1,5$ ).

- **Taux de chlorophylle et MDA**

Les pigments chlorophylliens ne servent pas uniquement à la photosynthèse ; leur stabilité est un indicateur direct de l'absence de stress chez la plante. Le MDA est un marqueur universel du stress oxydatif chez les organismes végétaux. En présence de composts contaminés, une peroxydation accumulée des lipides entraîne une augmentation de MDA.

Les données concernant l'impact de l'application des deux composts sur les niveaux de chlorophylle totale (Ch T) et MDA des plantes sont présentées dans le tableau ci-après.

Tableau V.13: Les niveaux de chlorophylle totale (Ch T) et MDA des plantes

	C1	C2	Témoin
<b>Chlorophylle mg/g</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Lepidium sativum</i>: 0,7531</li> <li>• <i>Lactuca sativa</i> : 0,7761</li> <li>• Petits pois : 1,4663</li> <li>• Fenugrec : 0,9642</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Lepidium sativum</i>: 0,5563</li> <li>• <i>Lactuca sativa</i> : 0,9254</li> <li>• Petits pois : 1,5061</li> <li>• Fenugrec : 1,0426</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Lepidium sativum</i>: 0,8921</li> <li>• <i>Lactuca sativa</i> : 1.0412</li> <li>• Petits pois : 1,6517</li> <li>• Fenugrec : 1,1964</li> </ul>
<b>MDA <math>\mu\text{mol/ml}</math></b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Lepidium sativum</i>: 0,0623</li> <li>• <i>Lactuca sativa</i> : 0,0745</li> <li>• Petits pois : 0,0761</li> <li>• Fenugrec : 0,0135</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Lepidium sativum</i>: 0,0642</li> <li>• <i>Lactuca sativa</i> : 0,0793</li> <li>• Petits pois : 0,0761</li> <li>• Fenugrec : 0,0335</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• <i>Lepidium sativum</i>: 0,0512</li> <li>• <i>Lactuca sativa</i> : 0,0251</li> <li>• Petits pois : 0,0659</li> <li>• Fenugrec : 0,0106</li> </ul>

L'analyse des données révèle une diminution modeste de l'accumulation des pigments chlorophylliens chez les quatre espèces étudiées, par rapport au groupe témoin, dans le compost T. Cependant, le compost C1 a induit une augmentation modeste de ces niveaux. Chez *Lepidium sativum*, contrairement au compost C2 pour *Lactuca sativa*, les petits pois et le fenugrec, les résultats obtenus sont similaires à ceux observés avec le compost de référence.

L'utilisation des composts C1 et C2 a généralement entraîné une réduction légère de l'accumulation de pigments chlorophylliens par rapport au groupe témoin, particulièrement

chez le fenugrec et les petits pois. Néanmoins, cette diminution reste modeste, suggérant que ces espèces sont moins sensibles que *Lepidium sativum* et *Lactuca sativa* aux composés phytotoxiques présents dans les composts. Cette variabilité de réactivité pourrait s'expliquer par la présence de composés organiques volatils ou de sels issus de la décomposition des boues. En effet, *Lepidium sativum* est reconnu pour sa grande sensibilité aux sels et aux composés organiques volatils, et sa croissance rapide à 27 °C en fait un modèle idéal pour les tests de phytotoxicité (Peña et al., 2020).

À l'issue du processus de compostage, le compost peut encore contenir des métaux lourds et des hydrocarbures résiduels. Bien que le compostage favorise une réduction significative de certains polluants organiques, il n'élimine pas totalement les métaux lourds, qui peuvent s'avérer toxiques pour les plantes.

Le malondialdéhyde (MDA), marqueur du stress oxydatif, a présenté des fluctuations modestes entre les différents traitements. Des niveaux élevés de MDA signalent une intensification des dommages oxydatifs. L'absence de tendance claire entre les groupes témoins suggère que d'autres facteurs, tels que la composition chimique ou les conditions physiques des composts, pourraient influencer la production de MDA. Néanmoins, le fenugrec a affiché le niveau le plus bas de MDA avec les composts C1 et C2, témoignant d'une tolérance accrue au stress oxydatif pour cette espèce.

# **Conclusion générale**

Cette étude, axée sur l'examen approfondi des boues huileuses produites par la raffinerie pétrochimique de Skikda en Algérie, vise à identifier et à promouvoir des techniques efficaces et durables pour leur valorisation. En explorant en détail leur composition physico-chimique, caractérisée par une forte teneur en matière organique et en hydrocarbures pétroliers, leur diversité microbienne et leur risque écologique modéré ( $ERI < 40$ ), nous mettons en évidence des leviers clés pour une gestion responsable des déchets pétroliers. La présence abondante de bactéries hydrocarbonoclastes endogènes, comme *Pseudomonas* et *Klebsiella* dans les boues fraîches (OS3), témoigne d'un potentiel bioremédiateur sous-exploité, capable de convertir ces résidus en ressources utiles tout en limitant les coûts et les impacts environnementaux. Grâce à l'intégration de méthodes analytiques avancées (GC-MS, FTIR, SEM-EDX et métabarcoding 16S rRNA), cette recherche comble un vide majeur dans les données locales sur les raffineries algériennes, tout en offrant des perspectives applicables à l'échelle mondiale, particulièrement dans les pays en développement confrontés aux enjeux conjoints de pollution et de durabilité. Ces résultats ouvrent ainsi la porte à des protocoles de bioremédiation adaptés, en phase avec les exigences d'une industrie plus respectueuse de l'environnement et les principes d'une économie circulaire robuste, contribuant potentiellement aux Objectifs de développement durable (ODD) de l'ONU, tels que l'ODD 12 (consommation et production responsables) et l'ODD 14 (vie aquatique).

Au-delà de ces bases analytiques, nos résultats globaux confirment le compostage comme une approche centrale pour la réhabilitation des boues huileuses. Enrichi par l'ajout de micro-organismes sélectionnés, ce processus a atteint sa maturité en sept mois, marqué par une réduction drastique des concentrations en hydrocarbures (jusqu'à l'ordre du  $\mu\text{g/mL}$ ) et en métaux lourds, associée à un rapport C/N optimal de 17,36, signe d'une stabilisation biochimique réussie. Les tests de phytotoxicité, avec des indices de germination supérieurs à 80 %, non seulement confirment la maturité du compost, mais soulignent aussi son innocuité et son utilité pour l'enrichissement des sols agricoles, favorisant un recyclage efficace des nutriments. De plus, les expériences de biodégradation ont démontré une efficacité notable dès le 15<sup>e</sup> jour, avec une supériorité économique et technique des souches *Pseudomonas* et *Aspergillus*, qui excellent en rapidité et en sélectivité par rapport aux méthodes traditionnelles. Ces observations illustrent le rôle pivot des consortia microbiens dans la minéralisation des hydrocarbures pétroliers, convertissant ainsi un risque environnemental en opportunité de restauration écologique.

Pour faire progresser ces avancées vers une application pratique, des optimisations sont essentielles. Dans le domaine de la biodégradation, étendre les essais au-delà d'un mois permettrait de mieux décomposer les fractions récalcitrantes, en ajustant potentiellement les facteurs abiotiques comme le pH, la température et l'aération. Pour le compostage, affiner les conditions aérobies – notamment le ratio humidité/aération et l'incorporation de co-substrats – accélérerait la cinétique de dégradation, raccourcissant les délais de traitement et minimisant les émissions de gaz à effet de serre.

Ces pistes immédiates s'inscrivent dans un cadre plus large de perspectives interdisciplinaires prometteuses :

- La réalisation d'analyses qualitatives détaillées des hydrocarbures résiduels après compostage, pour identifier avec précision les fractions dégradées et remobilisées, et mieux comprendre les voies métaboliques impliquées ;
- L'identification moléculaire complète des communautés microbiennes post-compostage, en recourant à des techniques comme la métagénomique, afin d'élucider les dynamiques de succession écologique ;
- L'évaluation d'autres micro-organismes indigènes des boues dans des tests de dégradation spécifiques, et leur intégration en consortia synergiques pour améliorer l'efficacité du compostage ;
- L'étude des interactions métaboliques entre souches fongiques et bactériennes lors de la biodégradation des hydrocarbures pétroliers, en se concentrant sur les enzymes clés (telles que les mono- et dioxygénases des alcanes) pour des applications en ingénierie enzymatique ;
- L'analyse quantitative de la production de biosurfactants par ces souches, visant à optimiser la biodisponibilité des polluants et à augmenter les taux de décomposition, avec des retombées pour la remédiation in situ.

En conclusion, ces orientations futures renforcent non seulement l'impact de cette étude, mais en font un levier d'innovations industrielles et environnementales. En promouvant une gestion des déchets résiliente et inclusive, cette recherche pose les bases d'un modèle scalable pour réduire l'empreinte écologique des industries extractives, au profit des écosystèmes et des populations locales.

**Références  
bibliographiques**

## Références bibliographiques

---

- Abbasian, F., Lockington, R., Mallavarapu, M., & Naidu, R. (2015). A Comprehensive Review of Aliphatic Hydrocarbon Biodegradation by Bacteria. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, *176*(3), 670-699. <https://doi.org/10.1007/s12010-015-1603-5>
- Adam, G., & Duncan, H. (2002). Influence of diesel fuel on seed germination. *Environmental Pollution*, *120*(2), 363-370. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00119-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00119-7)
- Aguelmous, A., Lahsaini, S., Fels, L. E., Souabi, S., Zamama, M., & Hafidi, M. (2016). *Assessment of organo-mineral fraction during storage of oil refinery sludge*.
- Akhigbe, R., Anigbogu, C., & Azeez, O. (2012). Exposure to petroleum hydrocarbon : Implications in lung lipid peroxidation and antioxidant defense system in rat. *Toxicology International*, *19*(3), 306. <https://doi.org/10.4103/0971-6580.103678>
- Akhtar, N., Syakir, M. I., Tweib, S. A., Aminuddin, M. I. K. A., Yusuff, M. S. M., Alsabhan, A. H., Alfaisal, F. M., Alam, S., & Qadri, J. (2023). Particle Size Distribution and Composition of Soil Sample Analysis in a Single Pumping Well Using a Scanning Electron Microscope Coupled with an Energy Dispersive X-ray (SEM-EDX) and the Laser Diffraction Method (LDM). *Water*, *15*(17), 3109. <https://doi.org/10.3390/w15173109>
- Akinnibosun, F. I., & Ashegbare, A. (2018). Isolation and characterization of hydrocarbon-degrading fungi from Ogbe-Ijoh oil creek, Warri, Delta State, Nigeria. *Ovidius University Annals of Chemistry*, *29*(2), 72-76. <https://doi.org/10.2478/auoc-2018-0010>
- Alaidaroos, B. A. (2023). Advancing Eco-Sustainable Bioremediation for Hydrocarbon Contaminants : Challenges and Solutions. *Processes*, *11*(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/pr11103036>

## Références bibliographiques

---

- Alharbi, N. K., Alzaban, M. I., Albarakaty, F. M., Abd El-Aziz, A. R. M., AlRokban, A. H., & Mahmoud, M. A. (2022). Transcriptome Profiling Reveals Differential Gene Expression of Laccase Genes in *Aspergillus terreus* KC462061 during Biodegradation of Crude Oil. *Biology*, *11*(4), 564.  
<https://doi.org/10.3390/biology11040564>
- Al-Hawash, A. B., Dragh, M. A., Li, S., Alhujaily, A., Abbood, H. A., Zhang, X., & Ma, F. (2018). Principles of microbial degradation of petroleum hydrocarbons in the environment. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, *44*(2), 71-76.  
<https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.06.001>
- Al-Hawash, A. B., Zhang, J., Li, S., Liu, J., Ghalib, H. B., Zhang, X., & Ma, F. (2018). Biodegradation of n-hexadecane by *Aspergillus* sp. RFC-1 and its mechanism. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *164*, 398-408.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.08.049>
- Ali Ahmed, S. (2022). Optimisation de quelques techniques de décontamination de sols pollués aux hydrocarbures. Réalisation de bio-essais (Doctoral dissertation, UNIVERSITE MOULOUD MAMMERI TIZI-OUZOU).
- Ali, A. M., Abu-Hassan, M. A., Ibrahim, R. R. K., Zaini, M. A. A., Abdulkarim, B. I., Hussein, A. S., Su, S. M., & Mohd Halim, M. A. I. (2017). *Characterization of Petroleum Sludge from Refinery Industry Biological Wastewater Treatment Unit* [Preprint]. ENGINEERING. <https://doi.org/10.20944/preprints201708.0033.v1>
- Ali, I., Tariq, R., Naqvi, S. R., Khoja, A. H., Mehran, M. T., Naqvi, M., & Gao, N. (2021). Kinetic and thermodynamic analyses of dried oily sludge pyrolysis. *Journal of the Energy Institute*, *95*, 30-40. <https://doi.org/10.1016/j.joei.2020.12.002>

## Références bibliographiques

---

- Ali, S., Isha, & Chang, Y.-C. (2025). Biodegradability of Heavy Oil Using Soil and Water Microbial Consortia Under Aerobic and Anaerobic Conditions. *Processes*, *13*(7), 2057. <https://doi.org/10.3390/pr13072057>
- Al-Mebayedh, H., Niu, A., & Lin, C. (2022). Petroleum Hydrocarbon Composition of Oily Sludge and Contaminated Soils in a Decommissioned Oilfield Waste Pit under Desert Conditions. *Applied Sciences*, *12*(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/app12031355>
- Alrumman, S. A., Standing, D. B., & Paton, G. I. (2015). Effects of hydrocarbon contamination on soil microbial community and enzyme activity. *Journal of King Saud University – Science*, *27*(1), 31-41. <https://doi.org/10.1016/j.jksus.2014.10.001>
- Amir, S., Hafidi, M., Merlina, G., Hamdi, H., & Revel, J.-C. (2004). Elemental analysis, FTIR and <sup>13</sup>C-NMR of humic acids from sewage sludge composting. *Agronomie*, *24*(1), 13-18. <https://doi.org/10.1051/agro:2003054>
- Anderson, J. W., & Lee, R. F. (2006). Use of Biomarkers in Oil Spill Risk Assessment in the Marine Environment. *Human and Ecological Risk Assessment: An International Journal*, *12*(6), 1192-1222. <https://doi.org/10.1080/10807030600976600>
- Aransiola, E. F., Ige, O. A., Ehinmitola, E. O., & Layokun, S. K. (2017). Heavy metals bioremediation potential of *Klebsiella* species isolated from diesel polluted soil. *African Journal of Biotechnology*, *16*(19), 1098-1105. <https://doi.org/10.5897/AJB2016.15823>
- Arnon, D. I. (1949). COPPER ENZYMES IN ISOLATED CHLOROPLASTS. POLYPHENOLOXIDASE IN *BETA VULGARIS*. *Plant Physiology*, *24*(1), 1-15. <https://doi.org/10.1104/pp.24.1.1>

## Références bibliographiques

---

- Aryal, N., & Kvist, T. (2018). Alternative of Biogas Injection into the Danish Gas Grid System—A Study from Demand Perspective. *ChemEngineering*, 2(3), 43.  
<https://doi.org/10.3390/chemengineering2030043>
- Atagana, H. I. (2008). Compost bioremediation of hydrocarbon-contaminated soil inoculated with organic manure. *African Journal of Biotechnology*, 7(10).  
<https://www.ajol.info/index.php/ajb/article/view/58707>
- Avnimelech, Y., Bruner, M., Ezrony, I., Sela, R., & Kochba, M. (1996). Stability Indexes For Municipal Solid Waste Compost. *Compost Science & Utilization*, 4(2), 13-20.  
<https://doi.org/10.1080/1065657X.1996.10701825>
- Awasthi, M. K., Wang, Q., Huang, H., Ren, X., Lahori, A. H., Mahar, A., Ali, A., Shen, F., Li, R., & Zhang, Z. (2016). Influence of zeolite and lime as additives on greenhouse gas emissions and maturity evolution during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 216, 172-181. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.05.065>
- Ayol, A., & Yurdakoş, Ö. T. (2019). Chemical and thermal characteristics of petrochemical industrial sludge. *Desalination and Water Treatment*, 172, 29-36.  
<https://doi.org/10.5004/dwt.2019.24778>
- Bacosa, H. P., Kang, A., Lu, K., & Liu, Z. (2021). Initial oil concentration affects hydrocarbon biodegradation rates and bacterial community composition in seawater. *Marine Pollution Bulletin*, 162, 111867.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2020.111867>
- Balali-Mood, M., Naseri, K., Tahergorabi, Z., Khazdair, M. R., & Sadeghi, M. (2021). Toxic Mechanisms of Five Heavy Metals : Mercury, Lead, Chromium, Cadmium, and Arsenic. *Frontiers in Pharmacology*, 12, 643972.  
<https://doi.org/10.3389/fphar.2021.643972>

## Références bibliographiques

---

- Balba, M. T., Al-Awadhi, N., & Al-Daher, R. (1998). Bioremediation of oil-contaminated soil : Microbiological methods for feasibility assessment and field evaluation. *Journal of Microbiological Methods*, 32(2), 155-164. [https://doi.org/10.1016/S0167-7012\(98\)00020-7](https://doi.org/10.1016/S0167-7012(98)00020-7)
- Bali, M. (2024). *Traitement des eaux usées*.
- Bandara, U. C., Yapa, P. D., & Xie, H. (2011). Fate and transport of oil in sediment laden marine waters. *Journal of Hydro-Environment Research*, 5(3), 145-156. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2011.03.002>
- Bao, Q., Huang, L., Xiu, J., Yi, L., & Ma, Y. (2021). Study on the treatment of oily sludge in oil fields with lipopeptide/sophorolipid complex bio-surfactant. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 212, 111964. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111964>
- Barelli, C., Donati, C., Albanese, D., Pafčo, B., Modrý, D., Rovero, F., & Hauffe, H. C. (2021). Interactions between parasitic helminths and gut microbiota in wild tropical primates from intact and fragmented habitats. *Scientific Reports*, 11(1), 21569. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01145-1>
- Barthod, J., Rumpel, C., & Dignac, M.-F. (2018). Composting with additives to improve organic amendments. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 38(2), 17. <https://doi.org/10.1007/s13593-018-0491-9>
- Belahmadi, M. S. O., Charchar, N., Abdessemed, A., & Gherib, A. (2023). Impact of petroleum refinery on aquatic ecosystem of Skikda Bay (Algeria) : Diversity and abundance of viable bacterial strains. *Marine Pollution Bulletin*, 188, 114704. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2023.114704>
- Bellache, D., Moussaceb, K., Jousseinn, E., Bollinger, J.-C., & Chaabane, L. (2019). Behavior of metallic trace elements containing in stabilized and solidified oily

## Références bibliographiques

---

- petroleum sludge. *Nova Biotechnologica et Chimica*, 18(2), 154-165.  
<https://doi.org/10.2478/nbec-2019-0018>
- Benchouk, A., & Chibani, A. (2017). Petroleum-hydrocarbons biodegradation by *Pseudomonas* strains isolated from hydrocarbon-contaminated soil. *Journal of Fundamental and Applied Sciences*, 9(2), 713. <https://doi.org/10.4314/jfas.v9i2.7>
- Benguenab, A., & Chibani, A. (2021). Biodégradation des hydrocarbures pétroliers par des champignons filamenteux (*Aspergillus ustus* et *Purpureocillium lilacinum*) isolés de sols contaminés par des huiles moteur usagées. *Acta Ecologica Sinica*, 41(5), 416-423. <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2020.10.008>
- Benselhou, A. (2015). *BIOECOLOGICAL ASSESSMENT OF SOIL POLLUTION WITH HEAVY METALS IN ANNABA*. 25(1).
- Bernal, M. P., Sommer, S. G., Chadwick, D., Qing, C., Guoxue, L., & Michel, F. C. (2017). Current Approaches and Future Trends in Compost Quality Criteria for Agronomic, Environmental, and Human Health Benefits. In *Advances in Agronomy* (Vol. 144, p. 143-233). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2017.03.002>
- Borreby, C., Lillebæk, E. M. S., & Kallipolitis, B. H. (2023). *Anti-infective activities of long-chain fatty acids against foodborne pathogens*.  
<https://dx.doi.org/10.1093/femsre/fuad037>
- Bożym, M., & Siemiątkowski, G. (2018). Characterization of composted sewage sludge during the maturation process : A pilot scale study. *Environmental Science and Pollution Research International*, 25(34), 34332-34342.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-018-3335-x>
- Brebbia, C. A., & Pascolo, P. (Éds.). (2002). *Management information systems 2002 : Incorporating GIS and remote sensing ; [Third International Conference on Management Information Systems Incorporating GIS & Remote Sensing, 24 - 26*

## Références bibliographiques

---

- April 2002, Chalkidikē, Greece*]. International Conference on Management Information Systems Incorporating GIS and Remote Sensing, Southampton. WIT Press.
- Brooijmans, R. J. W., Pastink, M. I., & Siezen, R. J. (2009). Hydrocarbon-degrading bacteria : The oil-spill clean-up crew. *Microbial Biotechnology*, 2(6), 587-594. <https://doi.org/10.1111/j.1751-7915.2009.00151.x>
- Buisset, E., Soust, M., & Scott, P. T. (2025). The Isolation of Free-Living Nitrogen-Fixing Bacteria and the Assessment of Their Potential to Enhance Plant Growth in Combination with a Commercial Biostimulant. *Microbiology Research*, 16(3), 69. <https://doi.org/10.3390/microbiolres16030069>
- Bundy, J. G., Paton, G. I., & Campbell, C. D. (2002). Microbial communities in different soil types do not converge after diesel contamination. *Journal of Applied Microbiology*, 92(2), 276-288. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2672.2002.01528.x>
- Buta, M., Hubeny, J., Zieliński, W., Harnisz, M., & Korzeniewska, E. (2021). Sewage sludge in agriculture – the effects of selected chemical pollutants and emerging genetic resistance determinants on the quality of soil and crops – a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 214, 112070. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112070>
- Cáceres, R., Malińska, K., & Marfã, O. (2018). Nitrification within composting : A review. *Waste Management*, 72, 119-137. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.049>
- Cai, L., Chen, T.-B., Zheng, S.-W., Liu, H.-T., & Zheng, G.-D. (2018). Decomposition of lignocellulose and readily degradable carbohydrates during sewage sludge biodrying, insights of the potential role of microorganisms from a metagenomic analysis. *Chemosphere*, 201, 127-136. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.177>

## Références bibliographiques

---

- Caldwell, M. E., Garrett, R. M., Prince, R. C., & Suflita, J. M. (1998). Anaerobic Biodegradation of Long-Chain *n* -Alkanes under Sulfate-Reducing Conditions. *Environmental Science & Technology*, 32(14), 2191-2195.  
<https://doi.org/10.1021/es9801083>
- Cao, Y., Wang, R., Liu, Y., Li, Y., Jia, L., Yang, Q., Zeng, X., Li, X., Wang, Q., Wang, R., & Riaz, L. (2023). Improved Calculations of Heavy Metal Toxicity Coefficients for Evaluating Potential Ecological Risk in Sediments Based on Seven Major Chinese Water Systems. *Toxics*, 11(8), 650. <https://doi.org/10.3390/toxics11080650>
- Cao, Y., Wang, X., Liu, L., Velthof, G. L., Misselbrook, T., Bai, Z., & Ma, L. (2020). Acidification of manure reduces gaseous emissions and nutrient losses from subsequent composting process. *Journal of Environmental Management*, 264, 110454. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110454>
- Carnahan, N., Salager, J. L., & Anton, R. (2007). Effect of Resins on Stability of Asphaltenes. *Offshore Technology Conference*, OTC-19002-MS.  
<https://doi.org/10.4043/19002-MS>
- Chaillan, F., Chaîneau, C. H., Point, V., Saliot, A., & Oudot, J. (2006). Factors inhibiting bioremediation of soil contaminated with weathered oils and drill cuttings. *Environmental Pollution*, 144(1), 255-265.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.12.016>
- Chaîneau, C. H., Morel, J. L., & Oudot, J. (1997). Phytotoxicity and Plant Uptake of Fuel Oil Hydrocarbons. *Journal of Environmental Quality*, 26(6), 1478-1483.  
<https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600060005x>
- Chalghmi, H. (2015). *Etude de la pollution marine par les hydrocarbures et caractérisation de leurs effets biochimiques et moléculaires sur la palourde de Ruditapes sp.*

## Références bibliographiques

---

- Chand, S., Devi, S., Devi, D., Arya, P., Manorma, K., Kesta, K., Sharma, M., Bishist, R., & Tomar, M. (2023). Microbial and physico-chemical dynamics associated with chicken feather compost preparation vis-à-vis its impact on the growth performance of tomato crop. *Biocatalysis and Agricultural Biotechnology*, *54*, 102885. <https://doi.org/10.1016/j.bcab.2023.102885>
- Chandra, S., Sharma, R., Singh, K., & Sharma, A. (2013). Application of bioremediation technology in the environment contaminated with petroleum hydrocarbon. *Annals of Microbiology*, *63*(2), 417-431. <https://doi.org/10.1007/s13213-012-0543-3>
- Chang, Y.-T., Lee, C.-H., Hsieh, C.-Y., Chen, T.-C., & Jien, S.-H. (2023). Using Fluorescence Spectroscopy to Assess Compost Maturity Degree during Composting. *Agronomy*, *13*(7), 1870. <https://doi.org/10.3390/agronomy13071870>
- Chen, C.-H., Liu, P.-W. G., & Whang, L.-M. (2019). Effects of natural organic matters on bioavailability of petroleum hydrocarbons in soil-water environments. *Chemosphere*, *233*, 843-851. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.05.202>
- Chen, G.-B., Li, J.-W., Lin, H.-T., Wu, F.-H., & Chao, Y.-C. (2018). A Study of the Production and Combustion Characteristics of Pyrolytic Oil from Sewage Sludge Using the Taguchi Method. *Energies*, *11*(9), 2260. <https://doi.org/10.3390/en11092260>
- Chen, W., Zhan, Y., Zhang, X., Shi, X., Wang, Z., Xu, S., Chang, Y., Ding, G., Li, J., & Wei, Y. (2022). Influence of carbon-to-phosphorus ratios on phosphorus fractions transformation and bacterial community succession in phosphorus-enriched composting. *Bioresource Technology*, *362*, 127786. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2022.127786>
- Chen, W., Zuo, Y., Hou, Z., Wang, B., Xiong, S., Ding, X., Peng, B., Zhou, K., Li, J., Liu, R., Ding, G., Wei, Y., & Xu, T. (2023). Effect of *Rhodococcus* bioaugmentation and

## Références bibliographiques

---

- biostimulation on dibenzothiophene biodegradation and bacterial community interaction in petroleum-contaminated soils. *Frontiers in Environmental Science*, 11. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1270599>
- Cheng, M., Wu, L., Huang, Y., Luo, Y., & Christie, P. (2014). Total concentrations of heavy metals and occurrence of antibiotics in sewage sludges from cities throughout China. *Journal of Soils and Sediments*, 14(6), 1123-1135. <https://doi.org/10.1007/s11368-014-0850-3>
- Chiboub, A. (2023). *Electrodéshydratation des boues résiduaires : Études des paramètres physico-chimiques et biologiques* [Phdthesis, Université de Pau et des Pays de l'Adour]. <https://theses.hal.science/tel-04499969>
- Chikere, C. B., Surridge, K. J., Cloete, E. T., & Okpokwasili, G. C. (2011). Phylogenetic diversity of dominant bacterial communities during bioremediation of crude oil-polluted soil. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 6(2), 61-76. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.186>
- Clare, A. (2021, juillet 30). *Compost Maturity and Stability*. Authenticae. <https://www.authenticae.co.uk/post/compost-maturity-and-stability>
- Coulon, F., Pelletier, E., Gourhant, L., & Delille, D. (2005). Effects of nutrient and temperature on degradation of petroleum hydrocarbons in contaminated sub-Antarctic soil. *Chemosphere*, 58(10), 1439-1448. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.10.007>
- Crone, T. J., & Tolstoy, M. (2010). Magnitude of the 2010 Gulf of Mexico Oil Leak. *Science*, 330(6004), 634-634. <https://doi.org/10.1126/science.1195840>
- Cui, P., Chen, Z., Zhao, Q., Yu, Z., Yi, Z., Liao, H., & Zhou, S. (2019). Hyperthermophilic composting significantly decreases N<sub>2</sub>O emissions by regulating N<sub>2</sub>O-related

## Références bibliographiques

---

- functional genes. *Bioresource Technology*, 272, 433-441.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.044>
- Daccò, C., Girometta, C., Asemoloye, M. D., Carpani, G., Picco, A. M., & Tosi, S. (2020). Key fungal degradation patterns, enzymes and their applications for the removal of aliphatic hydrocarbons in polluted soils : A review. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 147, 104866. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104866>
- Dahdah, K., Charchar, N., Bouchaala, L., Nourine, H., Belkabila, N., Melo, J., & Nabti, E.-H. (2022). Isolation, in vitro evaluation and construction of Versatile Microbial Consortia. *Cellular and Molecular Biology*, 68(8), 173-181.  
<https://doi.org/10.14715/cmb/2022.68.8.31>
- Damartzis, T., & Zabaniotou, A. (2011). Thermochemical conversion of biomass to second generation biofuels through integrated process design—A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 15(1), 366-378.  
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2010.08.003>
- Danon, M., Franke-Whittle, I. H., Insam, H., Chen, Y., & Hadar, Y. (2008). Molecular analysis of bacterial community succession during prolonged compost curing. *FEMS Microbiology Ecology*, 65(1), 133-144. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.2008.00506.x>
- Das, N., & Chandran, P. (2011). Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbon Contaminants : An Overview. *Biotechnology Research International*, 2011, 1-13.  
<https://doi.org/10.4061/2011/941810>
- Das, R., & Kazy, S. K. (2014). Microbial diversity, community composition and metabolic potential in hydrocarbon contaminated oily sludge : Prospects for in situ bioremediation. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(12), 7369-7389.  
<https://doi.org/10.1007/s11356-014-2640-2>

## Références bibliographiques

---

- De Hemptinne, J. C., Delepine, H., Jose, C., & Jose, J. (1998). Aqueous Solubility of Hydrocarbon Mixtures. *Revue de l'Institut Français du Pétrole*, 53(4), 409-419. <https://doi.org/10.2516/ogst:1998035>
- De Jong, E. (1980). The effect of a crude oil spill on cereals. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 22(3), 187-196. [https://doi.org/10.1016/0143-1471\(80\)90013-6](https://doi.org/10.1016/0143-1471(80)90013-6)
- Deigendesch, N., STENZEL, W., & NUNEZ, J. C. (2018). Parasitic and fungal infections. In *Handbook of Clinical Neurology* (Vol. 145, p. 245-262). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-802395-2.00018-3>
- Deng, J., Wang, Y., Yu, D., Li, X., & Yue, J. (2025). Effects of heavy metals on variation in bacterial communities in farmland soil of tailing dam collapse area. *Scientific Reports*, 15(1), 8100. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-93244-6>
- Desjardins, R. (1997). *Le traitement des eaux*. Presses inter Polytechnique.
- Diaz, L. F., & Savage, G. M. (2007). Chapter 4 Factors that affect the process. In *Waste Management Series* (Vol. 8, p. 49-65). Elsevier. [https://doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80007-8](https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80007-8)
- Duan, M., Wang, X., Fang, S., Zhao, B., Li, C., & Xiong, Y. (2018). Treatment of Daqing oily sludge by thermochemical cleaning method. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 554, 272-278. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2018.06.046>
- Duan, Y., Ning, Y., Gao, N., Quan, C., Grammelis, P., & Boutikos, P. (2023). Effect of hydrothermal process on the pyrolysis of oily sludge : Characterization and analysis of pyrolysis products. *Fuel*, 338, 127347. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2022.127347>

## Références bibliographiques

---

- Ebrahimi-Zarandi, M., Etesami, H., & Glick, B. R. (2023). Fostering plant resilience to drought with Actinobacteria : Unveiling perennial allies in drought stress tolerance. *Plant Stress*, *10*, 100242. <https://doi.org/10.1016/j.stress.2023.100242>
- Ehiosun, K. I. (2022). *Études biochimiques et analytiques de la biodégradation des hydrocarbures par des isolats bactériens*. [Phdthesis, Université de Pau et des Pays de l'Adour]. <https://theses.hal.science/tel-03975595>
- El Baz, S., Baz, M., Barakate, M., Hassani, L., El Gharmali, A., & Imziln, B. (2015). Resistance to and Accumulation of Heavy Metals by Actinobacteria Isolated from Abandoned Mining Areas. *The Scientific World Journal*, *2015*(1), 761834. <https://doi.org/10.1155/2015/761834>
- El Fantroussi, S., & Agathos, S. N. (2005). Is bioaugmentation a feasible strategy for pollutant removal and site remediation? *Current Opinion in Microbiology*, *8*(3), 268-275. <https://doi.org/10.1016/j.mib.2005.04.011>
- El Fels, L., El Ouaquodi, F. Z., Lemee, L., Winterton, P., Merlina, G., Ouhdouch, Y., Pinelli, E., Ambles, A., & Hafidi, M. (2015). Identification and assay of microbial fatty acids during co-composting of active sewage sludge with palm waste by TMAH-thermochemolysis coupled with GC-MS. *Chemistry and Ecology*, *31*(1), 64-76. <https://doi.org/10.1080/02757540.2014.932782>
- El Hammoudani, Y., Dimane, F., & El Ouarghi, H. (2019). *CHARACTERIZATION OF SEWAGE SLUDGE GENERATED FROM WASTEWATER TREATMENT PLANT IN RELATION TO AGRICULTURAL USE. Volume 3*, 47-52.
- Elkader, N., Robin, P., Paillat, J., & Leterme, P. (2007). Turning, compacting and the addition of water as factors affecting gaseous emissions in farm manure composting. *Bioresource Technology*, *98*(14), 2619-2628. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.035>

## Références bibliographiques

---

- El-Mahrouk, M. E.-S., & Dewir, Y. H. (2016). Physico-Chemical Properties of Compost Based Waste-Recycling of Grape Fruit as Nursery Growing Medium. *American Journal of Plant Sciences*, 07(01), 48. <https://doi.org/10.4236/ajps.2016.71005>
- Elshafei, A. M., & Mansour, R. (2024). Microbial bioremediation of soils contaminated with petroleum hydrocarbons. *Discover Soil*, 1(1), 9. <https://doi.org/10.1007/s44378-024-00004-5>
- Elsheikh, S., & Shahhat, I. (2025). Characterization of Hydrocarbon-Utilizing Indigenous Bacterial Species Isolated from Crude Oil- Contaminated Soil in Sudan. *Egyptian Journal of Soil Science*, 65(1), 0-0. <https://doi.org/10.21608/ejss.2024.330875.1900>
- Emengini, E. J. (2013). Remote Sensing Technology : An Indispensable Tool For Combating Oil Pollution Via Plant Stress Response. *International Journal of Engineering Research & Technology*, 2(3). <https://doi.org/10.17577/IJERTV2IS3233>
- Emino, E. R., & Warman, P. R. (2004). Biological Assay for Compost Quality. *Compost Science & Utilization*, 12(4), 342-348. <https://doi.org/10.1080/1065657X.2004.10702203>
- Ensign, S. A. (2001). Microbial Metabolism of Aliphatic Alkenes. *Biochemistry*, 40(20), 5845-5853. <https://doi.org/10.1021/bi015523d>
- Epstein, E. (2011). *Industrial Composting* (0 éd.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b10726>
- Essaid, H. I., Bekins, B. A., Herkelrath, W. N., & Delin, G. N. (2011). Crude Oil at the Bemidji Site : 25 Years of Monitoring, Modeling, and Understanding. *Ground Water*, 49(5), 706-726. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00654.x>
- Ezio Roletto, Michele Consiglio, Roberti Jodice, & Renzo Barberis. (1985). *Chemical parameters for evaluating compost maturity*. ResearchGate. [https://www.researchgate.net/publication/280083545\\_Chemical\\_parameters\\_for\\_evaluating\\_compost\\_maturity](https://www.researchgate.net/publication/280083545_Chemical_parameters_for_evaluating_compost_maturity)

## Références bibliographiques

---

- Fahim, M. A., Al-Sahhaf, T. A., & Elkilani, A. (2009). *Fundamentals of Petroleum Refining*. Elsevier.
- Fayeulle, A. (2013). *Étude des mécanismes intervenant dans la biodégradation des hydrocarbures aromatiques polycycliques par les champignons saprotrophes telluriques en vue d'applications en bioremédiation fongique de sols pollués* [Phdthesis, Université du Littoral Côte d'Opale ; Technische Universität (Munich, Allemagne)]. <https://theses.hal.science/tel-01296488>
- Feng, D., Zhang, Y., Zhao, Y., Sun, S., Wu, J., & Tan, H. (2020). Mechanism of in-situ dynamic catalysis and selective deactivation of H<sub>2</sub>O-activated biochar for biomass tar reforming. *Fuel*, 279, 118450. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118450>
- Fingas, M. (2010). *Oil Spill Science and Technology*. Gulf Professional Publishing.
- Fourti, O. (2013). The maturity tests during the composting of municipal solid wastes. *Resources, Conservation and Recycling*, 72, 43-49. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.12.001>
- Francou, C. (2003). *Stabilisation de la matière organique au cours du compostage de déchets urbains : Influence de la nature des déchets et du procédé de compostage— Recherche d'indicateurs pertinents*.
- Fulekar, M. H. (2017). Microbial degradation of petrochemical waste-polycyclic aromatic hydrocarbons. *Bioresources and Bioprocessing*, 4(1), 28. <https://doi.org/10.1186/s40643-017-0158-4>
- Gaby, J. C., & Buckley, D. H. (2012). A Comprehensive Evaluation of PCR Primers to Amplify the nifH Gene of Nitrogenase. *PLoS ONE*, 7(7), e42149. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0042149>
- Gacem, R., Souahi, H., Fehdi, C., & Chebout, A. (2023). *Environmental Monitoring of Heavy Metals Status in Semiarid Lands of Northeastern Algeria*. 10(2), 3.

## Références bibliographiques

---

- Gao, N., Li, J., Quan, C., & Tan, H. (2020). Product property and environmental risk assessment of heavy metals during pyrolysis of oily sludge with fly ash additive. *Fuel*, *266*, 117090. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.117090>
- Gao, N., Quan, C., Liu, B., Li, Z., Wu, C., & Li, A. (2017). Continuous Pyrolysis of Sewage Sludge in a Screw-Feeding Reactor : Products Characterization and Ecological Risk Assessment of Heavy Metals. *Energy & Fuels*, *31*(5), 5063-5072. <https://doi.org/10.1021/acs.energyfuels.6b03112>
- Garcia-Bonete, M. J., Rajan, A., Suriano, F., & Layunta, E. (2023). The Underrated Gut Microbiota Helminths, Bacteriophages, Fungi, and Archaea. *Life*, *13*(8), 1765. <https://doi.org/10.3390/life13081765>
- Garrett, R. M., Pickering, I. J., Haith, C. E., & Prince, R. C. (1998). Photooxidation of Crude Oils. *Environmental Science & Technology*, *32*(23), 3719-3723. <https://doi.org/10.1021/es980201r>
- Ge, L., Yuan, X., Zhang, L., Li, H., Liu, X., & Zhu, X. (2024). Uncovering the Relationship Between Soil Bacterial Community and Heavy Metals in a Copper Waste Pile. *Minerals*, *14*(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/min14121237>
- Ghosal, D., Ghosh, S., Dutta, T. K., & Ahn, Y. (2016). Current State of Knowledge in Microbial Degradation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) : A Review. *Frontiers in Microbiology*, *7*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2016.01369>
- Gillespie, I. M. M., & Philp, J. C. (2013). Bioremediation, an environmental remediation technology for the bioeconomy. *Trends in Biotechnology*, *31*(6), 329-332. <https://doi.org/10.1016/j.tibtech.2013.01.015>
- Gogoi, N., Sarma, A., Choudhury, M., Samanta, P., Faizan, M., & Sadhak, S. (2024). Soil heavy metal pollution and ecological risk assessment in disturbed and undisturbed

## Références bibliographiques

---

- soil of Morigaon, Assam. *Discover Environment*, 2(1), 13.  
<https://doi.org/10.1007/s44274-024-00039-z>
- Gómez-Brandón, M., Lazcano, C., & Domínguez, J. (2008). The evaluation of stability and maturity during the composting of cattle manure. *Chemosphere*, 70(3), 436-444.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.065>
- Gong, Y., Zhao, X., Cai, Z., O'Reilly, S. E., Hao, X., & Zhao, D. (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. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.12.024>
- Grube, M., Lin, J. G., Lee, P. H., & Kokorevicha, S. (2006). Evaluation of sewage sludge-based compost by FT-IR spectroscopy. *Geoderma*, 130(3-4), 324-333.  
<https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2005.02.005>
- Guo, R., Li, G., Jiang, T., Schuchardt, F., Chen, T., Zhao, Y., & Shen, Y. (2012). Effect of aeration rate, C/N ratio and moisture content on the stability and maturity of compost. *Bioresource Technology*, 112, 171-178.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.099>
- Gutierrez, T. (2017). Marine, Aerobic Hydrocarbon-Degrading Gammaproteobacteria : Overview. In T. J. McGenity (Éd.), *Taxonomy, Genomics and Ecophysiology of Hydrocarbon-Degrading Microbes* (p. 1-10). Springer International Publishing.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-319-60053-6\\_22-1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-60053-6_22-1)
- Haider, F. U., Ejaz, M., Cheema, S. A., Khan, M. I., Zhao, B., Liqun, C., Salim, M. A., Naveed, M., Khan, N., Núñez-Delgado, A., & Mustafa, A. (2021). Phytotoxicity of petroleum hydrocarbons : Sources, impacts and remediation strategies. *Environmental Research*, 197, 111031. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111031>

## Références bibliographiques

---

- Hakanson, L. (1980). An ecological risk index for aquatic pollution control. a sedimentological approach. *Water Research*, *14*(8), 975-1001.  
[https://doi.org/10.1016/0043-1354\(80\)90143-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(80)90143-8)
- Hambrick, G. A., DeLaune, R. D., & Patrick, W. H. (1980). Effect of Estuarine Sediment pH and Oxidation-Reduction Potential on Microbial Hydrocarbon Degradation. *Applied and Environmental Microbiology*, *40*(2), 365-369.  
<https://doi.org/10.1128/aem.40.2.365-369.1980>
- Hanc, A., Tlustos, P., Szakova, J., & Habart, J. (2009). Changes in cadmium mobility during composting and after soil application. *Waste Management*, *29*(8), 2282-2288.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.03.027>
- Haritash, A. K., & Kaushik, C. P. (2009). Biodegradation aspects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) : A review. *Journal of Hazardous Materials*, *169*(1-3), 1-15.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.137>
- Hasan, A. M. A., Kamal, R. S., Farag, R. K., & Abdel-raouf, M. E. (2024). Petroleum sludge formation and its treatment methodologies : A review. *Environmental Science and Pollution Research*, *31*(6), 8369-8386. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-31674-3>
- Hassanshahian, M., & Cappello, S. (2013). Crude Oil Biodegradation in the Marine Environments. In R. Chamy (Éd.), *Biodegradation—Engineering and Technology*. InTech. <https://doi.org/10.5772/55554>
- Haug, R. T. (2018). *The Practical Handbook of Compost Engineering* (1<sup>re</sup> éd.). Routledge.  
<https://doi.org/10.1201/9780203736234>
- Hazrati, S., Rostami, R., Farjaminezhad, M., & Fazlzadeh, M. (2016). Preliminary assessment of BTEX concentrations in indoor air of residential buildings and atmospheric ambient air in Ardabil, Iran. *Atmospheric Environment*, *132*, 91-97.  
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.02.042>

## Références bibliographiques

---

- Heider, J., Spormann, A. M., Beller, H. R., & Widdel, F. (1998). Anaerobic bacterial metabolism of hydrocarbons. *FEMS Microbiology Reviews*, 22(5), 459-473. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.1998.tb00381.x>
- Helmi, N. R. (2025). Exploring the diversity and antimicrobial potential of actinomycetes isolated from different environments in Saudi Arabia : A systematic review. *Frontiers in Microbiology*, 16. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1568899>
- Henner, P., Schiavon, M., Druelle, V., & Lichtfouse, E. (1999). Phytotoxicity of ancient gaswork soils. Effect of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) on plant germination. *Organic Geochemistry*, 30(8), 963-969. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(99\)00080-7](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(99)00080-7)
- Hentati, D. (2018). *Isolement et caractérisation des bactéries marines hydrocarbonoclastes, production des biosurfactants et étude de la biodiversité microbienne au sein de trois ports de Sfax, Tunisie* [Phdthesis, Université Montpellier ; Université de Sfax (Tunisie)]. <https://theses.hal.science/tel-02045890>
- Ho, T. T. K., Tra, V. T., Le, T. H., Nguyen, N.-K.-Q., Tran, C.-S., Nguyen, P.-T., Vo, T.-D.-H., Thai, V.-N., & Bui, X.-T. (2022). Compost to improve sustainable soil cultivation and crop productivity. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 6, 100211. <https://doi.org/10.1016/j.cscee.2022.100211>
- Hodges, D. M., DeLong, J. M., Forney, C. F., & Prange, R. K. (1999). Improving the thiobarbituric acid-reactive-substances assay for estimating lipid peroxidation in plant tissues containing anthocyanin and other interfering compounds. *Planta*, 207(4), 604-611. <https://doi.org/10.1007/s004250050524>
- Holes, A., Szegi, T., Fuchs, M., Gulyás, M., & Aleksza, L. (2014). Effects of different biochars, compost and lime treatments on the chemical properties of sandy soils.

## Références bibliographiques

---

- Columella : Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 1(2), 49-55.  
<https://doi.org/10.18380/SZIE.COLUM.2014.1.2.49>
- Hong, Y.-H., Ye, C.-C., Zhou, Q.-Z., Wu, X.-Y., Yuan, J.-P., Peng, J., Deng, H., & Wang, J.-H. (2017). Genome Sequencing Reveals the Potential of *Achromobacter* sp. HZ01 for Bioremediation. *Frontiers in Microbiology*, 8.  
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2017.01507>
- Hou, F. S. L. (2000). Phytoremediation and bioremediation of petroleum contaminated soils and wastes.
- Hu, G., Li, J., & Hou, H. (2015). A combination of solvent extraction and freeze thaw for oil recovery from petroleum refinery wastewater treatment pond sludge. *Journal of Hazardous Materials*, 283, 832-840. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.10.028>
- Hu, G., Li, J., & Zeng, G. (2013). Recent development in the treatment of oily sludge from petroleum industry : A review. *Journal of Hazardous Materials*, 261, 470-490.  
<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.069>
- Huang, Y., Li, D., Wang, L., Yong, C., Sun, E., Jin, H., & Huang, H. (2019). Decreased enzyme activities, ammonification rate and ammonifiers contribute to higher nitrogen retention in hyperthermophilic pretreatment composting. *Bioresource Technology*, 272, 521-528. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.10.070>
- Huang, Y., & Li, L. (2014). Biodegradation Characteristics of Naphthalene and Benzene, Toluene, Ethyl Benzene, and Xylene (BTEX) by Bacteria Enriched from Activated Sludge. *Water Environment Research*, 86(3), 277-284.  
<https://doi.org/10.2175/106143013X13807328849495>
- Hue, N. V., & Liu, J. (1995). Predicting Compost Stability. *Compost Science & Utilization*, 3(2), 8-15. <https://doi.org/10.1080/1065657X.1995.10701777>
- Humphreys, J., & Valdés Hernández, M. D. C. (2023). Impact of polycyclic aromatic hydrocarbon exposure on cognitive function and neurodegeneration in humans : A

## Références bibliographiques

---

- systematic review and meta-analysis. *Frontiers in Neurology*, *13*, 1052333.  
<https://doi.org/10.3389/fneur.2022.1052333>
- Hunt, L. J., Duca, D., Dan, T., & Knopper, L. D. (2019). Petroleum hydrocarbon (PHC) uptake in plants : A literature review. *Environmental Pollution*, *245*, 472-484.  
<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.11.012>
- Inoue, S., Sawayama, S., Ogi, T., & Yokoyama, S. (1996). Organic composition of liquidized sewage sludge. *Biomass and Bioenergy*, *10*(1), 37-40. [https://doi.org/10.1016/0961-9534\(95\)00056-9](https://doi.org/10.1016/0961-9534(95)00056-9)
- Insam, H., & De Bertoldi, M. (2007). Chapter 3 Microbiology of the composting process. In *Waste Management Series* (Vol. 8, p. 25-48). Elsevier.  
[https://doi.org/10.1016/S1478-7482\(07\)80006-6](https://doi.org/10.1016/S1478-7482(07)80006-6)
- Iqbal, M. K., Nadeem, A., Sherazi, F., & Khan, R. A. (2015). Optimization of process parameters for kitchen waste composting by response surface methodology. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *12*(5), 1759-1768.  
<https://doi.org/10.1007/s13762-014-0543-x>
- Jara-Samaniego, J., Pérez-Murcia, M. D., Bustamante, M. A., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., López, M., López-Lluch, D. B., Gavilanes-Terán, I., & Moral, R. (2017). Composting as sustainable strategy for municipal solid waste management in the Chimborazo Region, Ecuador : Suitability of the obtained composts for seedling production. *Journal of Cleaner Production*, *141*, 1349-1358.  
<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.09.178>
- Jardé, E. (2002). *Composition organique de boues résiduaires de stations d'épuration lorraines : Caractérisation moléculaire et effets de la biodégradation*.
- Jarling, R., Kühner, S., Basílio Janke, E., Gruner, A., Drozdowska, M., Golding, B. T., Rabus, R., & Wilkes, H. (2015). Versatile transformations of hydrocarbons in

## Références bibliographiques

---

- anaerobic bacteria : Substrate ranges and regio- and stereo-chemistry of activation reactions†. *Frontiers in Microbiology*, 6. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2015.00880>
- Jasmine, J., & Mukherji, S. (2014). Evaluation of bioaugmentation and biostimulation effects on the treatment of refinery oily sludge using 2<sup>n</sup> full factorial design. *Environ. Sci.: Processes Impacts*, 16(8), 1889-1896. <https://doi.org/10.1039/C4EM00116H>
- Jasmine, J., & Mukherji, S. (2015). Characterization of oily sludge from a refinery and biodegradability assessment using various hydrocarbon degrading strains and reconstituted consortia. *Journal of Environmental Management*, 149, 118-125. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2014.10.007>
- Jemil, N., Hmidet, N., Ben Ayed, H., & Nasri, M. (2018). Physicochemical characterization of *Enterobacter cloacae* C3 lipopeptides and their applications in enhancing diesel oil biodegradation. *Process Safety and Environmental Protection*, 117, 399-407. <https://doi.org/10.1016/j.psep.2018.05.018>
- Jerez, S., Ventura, M., Molina, R., Pariente, M. I., Martínez, F., & Melero, J. A. (2021). Comprehensive characterization of an oily sludge from a petrol refinery : A step forward for its valorization within the circular economy strategy. *Journal of Environmental Management*, 285, 112124. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112124>
- Jia, W., Cheng, L., Tan, Q., Liu, Y., Dou, J., Yang, K., Yang, Q., Wang, S., Li, J., Niu, G., Zheng, L., & Ding, A. (2023). Response of the soil microbial community to petroleum hydrocarbon stress shows a threshold effect : Research on aged realistic contaminated fields. *Frontiers in Microbiology*, 14, 1188229. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1188229>
- Jin, X., Teng, D., Fang, J., Liu, Y., Jiang, Z., Song, Y., Zhang, T., Siyal, A. A., Dai, J., Fu, J., Ao, W., Zhou, C., Wang, L., & Li, X. (2021). Petroleum oil and products recovery

## Références bibliographiques

---

- from oily sludge : Characterization and analysis of pyrolysis products. *Environmental Research*, 202, 111675. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.111675>
- Jover-Smet, M., Martín-Pascual, J., & Trapote, A. (2017). Model of Suspended Solids Removal in the Primary Sedimentation Tanks for the Treatment of Urban Wastewater. *Water*, 9(6), 448. <https://doi.org/10.3390/w9060448>
- Kankia, M. U., Baloo, L., Danlami, N., Samahani, W. N., Mohammed, B. S., Haruna, S., Jagaba, A. H., Abubakar, M., Ishak, E. A., Sayed, K., & Amila Bt Wan Zawawi, N. (2021). Optimization of Cement-Based Mortar Containing Oily Sludge Ash by Response Surface Methodology. *Materials*, 14(21), 6308. <https://doi.org/10.3390/ma14216308>
- Karlapudi, A. P., Venkateswarulu, T. C., Tammineedi, J., Kanumuri, L., Ravuru, B. K., Dirisala, V. R., & Kodali, V. P. (2018). Role of biosurfactants in bioremediation of oil pollution-a review. *Petroleum*, 4(3), 241-249. <https://doi.org/10.1016/j.petlm.2018.03.007>
- Kato, S., & Kansha, Y. (2024). Comprehensive review of industrial wastewater treatment techniques. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(39), 51064-51097. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34584-0>
- Kebede, G., Tafese, T., Abda, E. M., Kamaraj, M., & Assefa, F. (2021). Factors Influencing the Bacterial Bioremediation of Hydrocarbon Contaminants in the Soil : Mechanisms and Impacts. *Journal of Chemistry*, 2021(1), 9823362. <https://doi.org/10.1155/2021/9823362>
- Kelany, M. S., El-sawy, M. A., El-Gendy, A. R., & Beltagy, E. A. (2023). Bioremediation of industrial wastewater heavy metals using solo and consortium *Enterobacter* spp. *Environmental Monitoring and Assessment*, 195(11), 1357. <https://doi.org/10.1007/s10661-023-11951-x>

## Références bibliographiques

---

- khemmoudj, K., & Kissar, S. (2020). Assesment of heavy metals contamination in soil of El Eulma area. In *Selected studies in environmental geosciences and hydrogéosciences : Proceedings of the 3rd Conference of the Arabian Journal of Geosciences (CAJG-3)* (p. 71-74). Springer Nature Switzerland.
- Kisić, I., Hrenović, J., Zgorelec, Ž., Durn, G., Brkić, V., & Delač, D. (2022). Bioremediation of Agriculture Soil Contaminated by Organic Pollutants. *Energies*, *15*(4), 1561. <https://doi.org/10.3390/en15041561>
- Kliopova, I., Stunžėnas, E., Kruopienė, J., & Budrys, R. P. (2022). Environmental and Economic Performance of Sludge Composting Optimization Alternatives : A Case Study for Thermally Hydrolyzed Anaerobically Digested Sludge. *Water*, *14*(24), 4102. <https://doi.org/10.3390/w14244102>
- Knudsmark Sjøholm, K., Birch, H., Hammershøj, R., Saunders, D. M. V., Dechesne, A., Loibner, A. P., & Mayer, P. (2021). Determining the Temperature Dependency of Biodegradation Kinetics for 34 Hydrocarbons while Avoiding Chemical and Microbial Confounding Factors. *Environmental Science & Technology*, *55*(16), 11091-11101. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c02773>
- Ko, H. J., Kim, K. Y., Kim, H. T., Kim, C. N., & Umeda, M. (2008). Evaluation of maturity parameters and heavy metal contents in composts made from animal manure. *Waste Management*, *28*(5), 813-820. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2007.05.010>
- Komolafe, O., Mroziak, W., Dolfing, J., Acharya, K., Vassalle, L., Mota, C. R., & Davenport, R. (2021). Fate of four Different Classes of Chemicals Under Aerobic and Anaerobic Conditions in Biological Wastewater Treatment. *Frontiers in Environmental Science*, *9*. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.700245>
- Kong, X., Li, Q., Zhang, W., Niu, J., Wang, S., Liu, J., Yuan, J., Yue, X., Liu, Y., & Zhang, Y. (2023). Metabolic effects of Fe<sub>0</sub> on simultaneously eliminating excessive

## Références bibliographiques

---

acidification and upgrading biogas in mesophilic or thermophilic anaerobic reactor. *Journal of Cleaner Production*, 389, 136079.

<https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2023.136079>

Koolivand, A., Abtahi, H., Parhamfar, M., Saeedi, R., Coulon, F., Kumar, V., Villaseñor, J., Sartaj, M., Najarian, N., Shahsavari, M., Seyedmoradi, P., Rahimi, L., & Bagheri, F. (2022). The effect of petroleum hydrocarbons concentration on competition between oil-degrading bacteria and indigenous compost microorganisms in petroleum sludge bioremediation. *Environmental Technology & Innovation*, 26, 102319.

<https://doi.org/10.1016/j.eti.2022.102319>

Kruczyńska, A., Kuźniar, A., Podlewski, J., Słomczewski, A., Grządziel, J., Marzec-Grządziel, A., Gałązka, A., & Wolińska, A. (2023). Bacteroidota structure in the face of varying agricultural practices as an important indicator of soil quality – a culture independent approach. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 342, 108252.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108252>

Ksheem, A. M., & Antille, D. L. (2016). *Nutrient composition and nutrient losses during composting of chicken manures as affected by addition of sawdust.*

Kuhad, R. C., & Singh, A. (1993). Lignocellulose Biotechnology : Current and Future Prospects. *Critical Reviews in Biotechnology*, 13(2), 151-172.

<https://doi.org/10.3109/07388559309040630>

Kumar, B. L., & Gopal, D. V. R. S. (2015). Effective role of indigenous microorganisms for sustainable environment. *3 Biotech*, 5(6), 867-876. <https://doi.org/10.1007/s13205-015-0293-6>

Kumari, N., & Mohan, C. (2021). Basics of Clay Minerals and Their Characteristic Properties. In G. Morari Do Nascimento (Éd.), *Clay and Clay Minerals*. IntechOpen.

<https://doi.org/10.5772/intechopen.97672>

## Références bibliographiques

---

- Kuśnierz, M., & Wiercik, P. (2016). Analysis of particle size and fractal dimensions of suspensions contained in raw sewage, treated sewage and activated sludge. *Archives of Environmental Protection*, 42(3), 67-76. <https://doi.org/10.1515/aep-2016-0031>
- Landmeyer, J. E., & Effinger, T. N. (2016). Effect of phytoremediation on concentrations of benzene, toluene, naphthalene, and dissolved oxygen in groundwater at a former manufactured gas plant site, Charleston, South Carolina, USA, 1998–2014. *Environmental Earth Sciences*, 75(7), 605. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5408-9>
- Larson, R. A., Bott, T. L., Hunt, L. L., & Rogenmuser, K. (1979). Photooxidation products of a fuel oil and their antimicrobial activity. *Environmental Science & Technology*, 13(8), 965-969. <https://doi.org/10.1021/es60156a011>
- Latosińska, J., Kowalik, R., & Gawdzik, J. (2021). Risk Assessment of Soil Contamination with Heavy Metals from Municipal Sewage Sludge. *Applied Sciences*, 11(2), 548. <https://doi.org/10.3390/app11020548>
- Le Maître, J. (2020). *Développement de la spectrométrie de masse à ultra- haute résolution associée à la spectrométrie de mobilité ionique pour la caractérisation de coupes pétrolières lourdes.*
- Leahy, J. G., & Colwell, R. R. (1990). Microbial degradation of hydrocarbons in the environment. *Microbiological Reviews*, 54(3), 305-315. <https://doi.org/10.1128/mr.54.3.305-315.1990>
- Lee, I.-S., Parameswaran, P., & Rittmann, B. E. (2011). Effects of solids retention time on methanogenesis in anaerobic digestion of thickened mixed sludge. *Bioresource Technology*, 102(22), 10266-10272. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.08.079>

## Références bibliographiques

---

- Lee, K. (2002). Oil–Particle Interactions in Aquatic Environments : Influence on the Transport, Fate, Effect and Remediation of Oil Spills. *Spill Science & Technology Bulletin*, 8(1), 3-8. [https://doi.org/10.1016/S1353-2561\(03\)00006-9](https://doi.org/10.1016/S1353-2561(03)00006-9)
- Li, F., Gao, Y., Cheng, W., Su, X., & Yang, R. (2023). Gut fungal mycobiome : A significant factor of tumor occurrence and development. *Cancer Letters*, 569, 216302. <https://doi.org/10.1016/j.canlet.2023.216302>
- Li, R., Wang, J. J., Zhang, Z., Shen, F., Zhang, G., Qin, R., Li, X., & Xiao, R. (2012). Nutrient transformations during composting of pig manure with bentonite. *Bioresource Technology*, 121, 362-368. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.06.065>
- Li, X., Wu, S., Dong, Y., Fan, H., Bai, Z., & Zhuang, X. (2021). Engineering Microbial Consortia towards Bioremediation. *Water*, 13(20), Article 20. <https://doi.org/10.3390/w13202928>
- Li, X., Zhang, X., Li, L., Lin, C., Dong, W., Shen, W., Yong, X., Jia, H., Wu, X., & Zhou, J. (2020). Anaerobic biodegradation of pyrene by *Klebsiella* sp. LZ6 and its proposed metabolic pathway. *Environmental Technology*, 41(16), 2130-2139. <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1556348>
- Li, Y., Han, Y., Zhang, Y., Fang, Y., Li, S., Li, G., & Luo, W. (2020). Factors affecting gaseous emissions, maturity, and energy efficiency in composting of livestock manure digestate. *Science of The Total Environment*, 731, 139157. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139157>
- Li, Y., Li, C., Xin, Y., Huang, T., & Liu, J. (2022). Petroleum pollution affects soil chemistry and reshapes the diversity and networks of microbial communities. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 246, 114129. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2022.114129>

## Références bibliographiques

---

- Li, Y., Li, W., Liu, B., Wang, K., Su, C., & Wu, C. (2013). Ammonia emissions and biodegradation of organic carbon during sewage sludge composting with different extra carbon sources. *International Biodeterioration & Biodegradation*, *85*, 624-630. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2013.04.013>
- Li, Y., Liu, Y., Guo, D., & Dong, H. (2024). Differential degradation of petroleum hydrocarbons by *Shewanella putrefaciens* under aerobic and anaerobic conditions. *Frontiers in Microbiology*, *15*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1389954>
- Lin, B., Huang, Q., Yang, Y., & Chi, Y. (2019). Preparation of Fe-char catalyst from tank cleaning oily sludge for the catalytic cracking of oily sludge. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, *139*, 308-318. <https://doi.org/10.1016/j.jaap.2019.03.006>
- Lin, C., Cheruiyot, N. K., Bui, X.-T., & Ngo, H. H. (2022). Composting and its application in bioremediation of organic contaminants. *Bioengineered*, *13*(1), 1073-1089. <https://doi.org/10.1080/21655979.2021.2017624>
- Lin, C., Cheruiyot, N. K., Hoang, H.-G., Le, T.-H., Tran, H.-T., & Bui, X.-T. (2021). Benzophenone biodegradation and characterization of malodorous gas emissions during co-composting of food waste with sawdust and mature compost. *Environmental Technology & Innovation*, *21*, 101351. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101351>
- Liu, L., Huang, L., Huang, R., Lin, H., & Wang, D. (2021). Immobilization of heavy metals in biochar derived from co-pyrolysis of sewage sludge and calcium sulfate. *Journal of Hazardous Materials*, *403*, 123648. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123648>
- Liu, L., Wang, S., Guo, X., Zhao, T., & Zhang, B. (2018). Succession and diversity of microorganisms and their association with physicochemical properties during green waste thermophilic composting. *Waste Management*, *73*, 101-112. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.026>

## Références bibliographiques

---

- Liu, P., Wen, S., Zhu, S., Hu, X., & Wang, Y. (2025). Microbial Degradation of Soil Organic Pollutants : Mechanisms, Challenges, and Advances in Forest Ecosystem Management. *Processes*, 13(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/pr13030916>
- Liu, X., Yao, T., Lai, R., Xiu, J., Huang, L., Sun, S., Luo, Y., Song, Z., & Zhang, Z. (2019). Recovery of crude oil from oily sludge in an oilfield by sophorolipid. *Petroleum Science and Technology*, 37(13), 1582-1588. <https://doi.org/10.1080/10916466.2019.1594286>
- Lu, D., Wang, L., Yan, B., Ou, Y., Guan, J., Bian, Y., & Zhang, Y. (2014). Speciation of Cu and Zn during composting of pig manure amended with rock phosphate. *Waste Management*, 34(8), 1529-1536. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.04.008>
- Lucena, E., Verdun, P., Aurelle, Y., & Secq, A. (2003). Nouveau procédé de valorisation des « slops » de raffineries et déchets huileux par distillation hétéroazéotrope. *Oil & Gas Science and Technology*, 58(3), 353-360. <https://doi.org/10.2516/ogst:2003022>
- Lucia, C., Badalucco, L., Corsino, S. F., Galati, A., Iovino, M., Muscarella, S. M., Paliaga, S., Torregrossa, M., & Laudicina, V. A. (2025). Management and valorisation of sewage sludge to foster the circular economy in the agricultural sector. *Discover Soil*, 2(1), 80. <https://doi.org/10.1007/s44378-025-00105-9>
- Lundegard, P. D., & Sweeney, R. E. (2004). Total Petroleum Hydrocarbons in Groundwater—Evaluation of Nondissolved and Nonhydrocarbon Fractions. *Environmental Forensics*, 5(2), 85-95. <https://doi.org/10.1080/15275920490454346>
- Lutz, S., Thuerig, B., Oberhaensli, T., Mayerhofer, J., Fuchs, J. G., Widmer, F., Freimoser, F. M., & Ahrens, C. H. (2020). Harnessing the Microbiomes of Suppressive Composts for Plant Protection : From Metagenomes to Beneficial Microorganisms and Reliable Diagnostics. *Frontiers in Microbiology*, 11. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2020.01810>

## Références bibliographiques

---

- Maćczak, P., Kaczmarek, H., & Ziegler-Borowska, M. (2020). Recent Achievements in Polymer Bio-Based Flocculants for Water Treatment. *Materials*, *13*(18), 3951. <https://doi.org/10.3390/ma13183951>
- Machín-Ramírez, C., Okoh, A. I., Morales, D., Mayolo-Deloisa, K., Quintero, R., & Trejo-Hernández, M. R. (2008). Slurry-phase biodegradation of weathered oily sludge waste. *Chemosphere*, *70*(4), 737-744. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2007.06.017>
- Mahapatra, S., Ali, Md. H., & Samal, K. (2022). Assessment of compost maturity-stability indices and recent development of composting bin. *Energy Nexus*, *6*, 100062. <https://doi.org/10.1016/j.nexus.2022.100062>
- Majbar, Z., Lahlou, K., Ben Abbou, M., Ammar, E., Triki, A., Abid, W., Nawdali, M., Bouka, H., Taleb, M., El Haji, M., & Rais, Z. (2018). Co-composting of Olive Mill Waste and Wine-Processing Waste : An Application of Compost as Soil Amendment. *Journal of Chemistry*, *2018*, 1-9. <https://doi.org/10.1155/2018/7918583>
- Major, N., Schierstaedt, J., Schikora, A., Palčić, I., Černe, M., Goreta Ban, S., Pasković, I., Perković, J., Užila, Z., & Ban, D. (2022). Pyrolyzed or Composted Sewage Sludge Application Induces Short-Term Changes in the Terra Rossa Soil Bacterial and Fungal Communities. *Sustainability*, *14*(18), 11382. <https://doi.org/10.3390/su141811382>
- Maki, H., Sasaki, T., & Harayama, S. (2001). Photo-oxidation of biodegraded crude oil and toxicity of the photo-oxidized products. *Chemosphere*, *44*(5), 1145-1151. [https://doi.org/10.1016/S0045-6535\(00\)00292-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(00)00292-7)
- Maletic, S., Dalmacija, B., & Roncevic, S. (2013). Petroleum Hydrocarbon Biodegradability in Soil – Implications for Bioremediation. In V. Kutcherov (Éd.), *Hydrocarbon*. InTech. <https://doi.org/10.5772/50108>

## Références bibliographiques

---

- Malinowski, M. (2021). Impact of Air-Flow Rate and Biochar Addition on the Oxygen Concentration in Waste and Emitted Gases During Biostabilization of Undersized Fraction from Municipal Solid Waste. *Journal of Ecological Engineering*, 22(6), 136-144. <https://doi.org/10.12911/22998993/137358>
- Manga, M., Muoghalu, C., Camargo-Valero, M. A., & Evans, B. E. (2023). Effect of Turning Frequency on the Survival of Fecal Indicator Microorganisms during Aerobic Composting of Fecal Sludge with Sawdust. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(3), 2668. <https://doi.org/10.3390/ijerph20032668>
- Mansur, A. A. (2015). Recovery and Characterization of Oil from Waste Crude Oil Tank Bottom Sludge from Azzawiya Oil Refinery in Libya. *Journal of Advanced Chemical Engineering*, 05(01). <https://doi.org/10.4172/2090-4568.1000118>
- Margesin, R., Moertelmaier, C., & Mair, J. (2013). Low-temperature biodegradation of petroleum hydrocarbons (n-alkanes, phenol, anthracene, pyrene) by four actinobacterial strains. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 84, 185-191. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.05.004>
- Margesin, R., & Schinner, F. (2001). Biodegradation and bioremediation of hydrocarbons in extreme environments. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 56(5-6), 650-663. <https://doi.org/10.1007/s002530100701>
- Mariano, F. A. F., & Couceiro, P. R. C. (2015). Activated Coal-Based Composites of Oily Sludge and Iron Oxides for the Removal of Contaminants in Aqueous Solution. *Revista Virtual de Química*, 7(6), 2202-2220. <https://doi.org/10.5935/1984-6835.20150131>
- Marín, J. A., Moreno, J. L., Hernández, T., & García, C. (2006). Bioremediation by Composting of Heavy Oil Refinery Sludge in Semiarid Conditions. *Biodegradation*, 17(3), 251-261. <https://doi.org/10.1007/s10532-005-5020-2>

## Références bibliographiques

---

- Mathivanan, K., Chandirika, J. U., Vinothkanna, A., Yin, H., Liu, X., & Meng, D. (2021). Bacterial adaptive strategies to cope with metal toxicity in the contaminated environment – A review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 226, 112863. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112863>
- Matsui, T., Yamamoto, T., Shinzato, N., Mitsuta, T., Nakano, K., & Namihira, T. (2014). Degradation of oil tank sludge using long-chain alkane-degrading bacteria. *Annals of Microbiology*, 64(1), Article 1. <https://doi.org/10.1007/s13213-013-0643-8>
- McCartney, D., & Eftoda, G. (2005). Windrow composting of municipal biosolids in a cold climate. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 4(5), 341-352. <https://doi.org/10.1139/s04-068>
- Medić, A., Lješević, M., Inui, H., Beškoski, V., Kojić, I., Stojanović, K., & Karadžić, I. (2020). Efficient biodegradation of petroleum n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons by polyextremophilic *Pseudomonas aeruginosa* strain with multidegradative capacity. *RSC Advances*, 10(24), 14060-14070. <https://doi.org/10.1039/c9ra10371f>
- Medina-Moreno, S. A., Huerta-Ochoa, S., & Gutiérrez-Rojas, M. (2005). Hydrocarbon biodegradation in oxygen-limited sequential batch reactors by consortium from weathered, oil-contaminated soil. *Canadian Journal of Microbiology*, 51(3), 231-239. <https://doi.org/10.1139/w04-130>
- Mekonnen, B. A., Aragaw, T. A., & Genet, M. B. (2024). Bioremediation of petroleum hydrocarbon contaminated soil : A review on principles, degradation mechanisms, and advancements. *Frontiers in Environmental Science*, 12. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1354422>

## Références bibliographiques

---

- Meng, L., Li, W., Zhang, S., Wu, C., & Wang, K. (2016). Effects of sucrose amendment on ammonia assimilation during sewage sludge composting. *Bioresource Technology*, 210, 160-166. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.01.094>
- Meng, X., Liu, B., Zhang, H., Wu, J., Yuan, X., & Cui, Z. (2019). Co-composting of the biogas residues and spent mushroom substrate : Physicochemical properties and maturity assessment. *Bioresource Technology*, 276, 281-287. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.12.097>
- Meng, X., Yan, J., Zuo, B., Wang, Y., Yuan, X., & Cui, Z. (2020). Full-scale of composting process of biogas residues from corn stover anaerobic digestion : Physical-chemical, biology parameters and maturity indexes during whole process. *Bioresource Technology*, 302, 122742. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.122742>
- Miguel, N., Sarasa, J., López, A., Gómez, J., Mosteo, R., & Ormad, M. P. (2020). Study of Evolution of Microbiological Properties in Sewage Sludge-Amended Soils : A Pilot Experience. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(18), 6696. <https://doi.org/10.3390/ijerph17186696>
- Mnif, I., Mnif, S., Sahnoun, R., Maktouf, S., Ayedi, Y., Ellouze-Chaabouni, S., & Ghribi, D. (2015). Biodegradation of diesel oil by a novel microbial consortium : Comparison between co-inoculation with biosurfactant-producing strain and exogenously added biosurfactants. *Environmental Science and Pollution Research*, 22(19), 14852-14861. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-4488-5>
- Mo, W., Shan, X.-K., He, X., Qiang, W.-J., Wei, X.-Y., Wei, B., Fan, X., & Wu, Y. (2021). Functional Group Characteristics and Pyrolysis/Combustion Performance of Karamay OS Based on FT-IR and TG-DTG Analyses. *ACS Omega*, 6(42), 27684-27696. <https://doi.org/10.1021/acsomega.1c02734>

## Références bibliographiques

---

- Mohd Fadzil, M. A., Razak, S. A., Razali, A. A., Salleh, M. N. M., & Zabiri, H. (2025). Calculation of the Viscosity of a Mixture of Heavy Hydrocarbon Oil with Temperature Relation Consideration. *ACS Omega*, *10*(29), 31274-31297. <https://doi.org/10.1021/acsomega.4c06517>
- Mokhtar, N. M., Omar, R., Salleh, M. A. M., & Idris, A. (2011). CHARACTERIZATION OF SLUDGE FROM THE WASTEWATER-TREATMENT PLANT OF A REFINERY. *International Journal of Engineering and Technology*, *8*.
- Montaña, M., Camacho, A., Devesa, R., Vallés, I., Céspedes, R., Serrano, I., Blázquez, S., & Barjola, V. (2013). The presence of radionuclides in wastewater treatment plants in Spain and their effect on human health. *Journal of Cleaner Production*, *60*, 77-82. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2011.07.007>
- Morgan, P., & Atlas, R. M. (1989). Hydrocarbon Degradation in Soils and Methods for Soil Biotreatment. *Critical Reviews in Biotechnology*, *8*(4), 305-333. <https://doi.org/10.3109/07388558909148196>
- Moubareck, C. A., Alawlaqi, B., & Alhajeri, S. (2023). Characterization of physicochemical parameters and bacterial diversity of composted organic food wastes in Dubai. *Heliyon*, *9*(6). <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e16426>
- Moulin, S., Rozen-Rechels, D., & Stankovic, M. (2013). *Traitement des eaux usées*.
- Mulet, M., Gomila, M., Lalucat, J., Bosch, R., Rossello-Mora, R., & García-Valdés, E. (2023). *Stutzerimonas decontaminans* sp. Nov. Isolé de sédiments marins pollués. *Systematic and Applied Microbiology*, *46*(2), 126400. <https://doi.org/10.1016/j.syapm.2023.126400>
- Nascimento, A. L., Souza, A. J., Andrade, P. A. M., Andreote, F. D., Coscione, A. R., Oliveira, F. C., & Regitano, J. B. (2018). Sewage Sludge Microbial Structures and

## Références bibliographiques

---

- Relations to Their Sources, Treatments, and Chemical Attributes. *Frontiers in Microbiology*, 9. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.01462>
- Neff, J. M., Ostazeski, S., Gardiner, W., & Stejskal, I. (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. <https://doi.org/10.1002/etc.5620190715>
- Nemet, F., Perić, K., & Lončarić, Z. (2021). Microbiological activities in the composting process – A review. *COLUMELLA – Journal of Agricultural and Environmental Sciences*, 8(2), 41-53. <https://doi.org/10.18380/SZIE.COLUM.2021.8.2.41>
- Neugebauer, M., Sołowiej, P., Piechocki, J., Czekala, W., & Janczak, D. (2017). The influence of the C : N ratio on the composting rate. *International Journal of Smart Grid and Clean Energy*, 6(1), 54-60. <https://doi.org/10.12720/sgce.6.1.54-60>
- Nguyen, A. Q., Wickham, R., Nguyen, L. N., Phan, H. V., Galway, B., Bustamante, H., & Nghiem, L. D. (2018). Impact of anaerobic co-digestion between sewage sludge and carbon-rich organic waste on microbial community resilience. *Environmental Science: Water Research & Technology*, 4(12), 1956-1965. <https://doi.org/10.1039/C8EW00663F>
- Nicholson, C. A., & Fathepure, B. Z. (2004). Biodegradation of Benzene by Halophilic and Halotolerant Bacteria under Aerobic Conditions. *Applied and Environmental Microbiology*, 70(2), 1222-1225. <https://doi.org/10.1128/AEM.70.2.1222-1225.2004>
- Nie, F., Li, Y., Tong, K., Wu, B., Zhang, M., Ren, W., Xie, S., & Li, X. (2020). Volatile evolution during thermal treatment of oily sludge from a petroleum refinery wastewater treatment Plant : TGA-MS, Py-GC(EGA)/MS and kinetics study. *Fuel*, 278, 118332. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2020.118332>

## Références bibliographiques

---

- Nielsen, H. B., Thygesen, A., Thomsen, A. B., & Schmidt, J. E. (2011). Anaerobic digestion of waste activated sludge-comparison of thermal pretreatments with thermal inter-stage treatments. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 86(2), 238-245. <https://doi.org/10.1002/jctb.2509>
- Nikolopoulou, M., Pasadakis, N., & Kalogerakis, N. (2013). Evaluation of autochthonous bioaugmentation and biostimulation during microcosm-simulated oil spills. *Marine Pollution Bulletin*, 72(1), 165-173. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.04.007>
- Ni'matuzahroh, Puspitasari, A. O., Pratiwi, I. A., Fatimah, Sumarsih, S., Surtiningsih, T., & Salamun. (2016). *Oil removal from petroleum sludge using bacterial culture with molasses substrate at temperature variation*. 030002. <https://doi.org/10.1063/1.4943312>
- Niu, A., Sun, X., & Lin, C. (2022). Trend in Research on Characterization, Environmental Impacts and Treatment of Oily Sludge : A Systematic Review. *Molecules*, 27(22), 7795. <https://doi.org/10.3390/molecules27227795>
- Obayori, O. S., & Salam, L. B. (2010). *Degradation of polycyclic aromatic hydrocarbons : Role of plasmids*.
- Obi, L., Atagana, H., Adeleke, R., Maila, M., & Bamuza-Pemu, E. (2020). Potential microbial drivers of biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons in crude oil sludge using a composting technique. *Journal of Chemical Technology & Biotechnology*, 95(5), 1569-1579. <https://doi.org/10.1002/jctb.6352>
- Oladejo, J., Shi, K., Luo, X., Yang, G., & Wu, T. (2019). A Review of Sludge-to-Energy Recovery Methods. *Energies*, 12(1), 60. <https://doi.org/10.3390/en12010060>

## Références bibliographiques

---

- Oleszczuk, P. (2008). Phytotoxicity of municipal sewage sludge composts related to physico-chemical properties, PAHs and heavy metals. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 69(3), 496-505. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.04.006>
- Omrani, R., Spini, G., Puglisi, E., & Saidane, D. (2018). Modulation of microbial consortia enriched from different polluted environments during petroleum biodegradation. *Biodegradation*, 29(2), 187-209. <https://doi.org/10.1007/s10532-018-9823-3>
- Osuji, L. C., & Nwoye, I. (2007). *An appraisal of the impact of petroleum hydrocarbons on soil fertility : The Owaza experience.*
- Oued Lhaj, M., Moussadek, R., Mouhir, L., Mdarhri Alaoui, M., Sanad, H., Iben Halima, O., & Zouahri, A. (2024). Assessing the Evolution of Stability and Maturity in Co-Composting Sheep Manure with Green Waste Using Physico-Chemical and Biological Properties and Statistical Analyses : A Case Study of Botanique Garden in Rabat, Morocco. *Agronomy*, 14(7), 1573. <https://doi.org/10.3390/agronomy14071573>
- Oviedo-Ocaña, E. R., Torres-Lozada, P., Marmolejo-Rebellon, L. F., Hoyos, L. V., Gonzales, S., Barrena, R., Komilis, D., & Sanchez, A. (2015). Stability and maturity of biowaste composts derived by small municipalities : Correlation among physical, chemical and biological indices. *Waste Management*, 44, 63-71. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.034>
- Owaid, H. M., Hamid, R., & Taha, M. R. (2014). Influence of thermally activated alum sludge ash on the engineering properties of multiple-blended binders concretes. *Construction and Building Materials*, 61, 216-229. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2014.03.014>
- Pandolfi, D. (2006). *Caractérisation morphologique et physiologique de la biomasse des boues activées par analyse d'images* : [Phdthesis, Institut National Polytechnique de Lorraine]. <https://hal.univ-lorraine.fr/tel-01752507>

## Références bibliographiques

---

- Pandolfo, E., Barra Caracciolo, A., & Rolando, L. (2023). Recent Advances in Bacterial Degradation of Hydrocarbons. *Water*, *15*(2), Article 2.  
<https://doi.org/10.3390/w15020375>
- Park, J.-H., Zhao, X., & Voice, T. C. (2001). Biodegradation of Non-desorbable Naphthalene in Soils. *Environmental Science & Technology*, *35*(13), 2734-2740.  
<https://doi.org/10.1021/es0019326>
- Pelosi, C., Lo Monaco, A., Bernabei, M., Agresti, G., Colantonio, C., Perri, A., Comelli, D., Valentini, G., & Manzoni, C. (2020). Beyond the visible : The Viterbo Crucifixion panel painting attributed to Michelangelo Buonarroti. *Microchemical Journal*, *154*, 104636. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2020.104636>
- Peña, H., Mendoza, H., Diáñez, F., & Santos, M. (2020). Parameter Selection for the Evaluation of Compost Quality. *Agronomy*, *10*(10), 1567.  
<https://doi.org/10.3390/agronomy10101567>
- Peng, R.-H., Xiong, A.-S., Xue, Y., Fu, X.-Y., Gao, F., Zhao, W., Tian, Y.-S., & Yao, Q.-H. (2008). Microbial biodegradation of polyaromatic hydrocarbons. *FEMS Microbiology Reviews*, *32*(6), 927-955. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6976.2008.00127.x>
- Perelomov, L., Rajput, V. D., Gertsen, M., Sizova, O., Perelomova, I., Kozmenko, S., Minkina, T., & Atroshchenko, Y. (2024). Ecological features of trace elements tolerant microbes isolated from sewage sludge of urban wastewater treatment plant. *Stress Biology*, *4*(1), 8. <https://doi.org/10.1007/s44154-023-00144-8>
- Perfumo, A., Banat, I. M., Marchant, R., & Vezzulli, L. (2007). Thermally enhanced approaches for bioremediation of hydrocarbon-contaminated soils. *Chemosphere*, *66*(1), 179-184. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.05.006>

## Références bibliographiques

---

- Pergola, M., Persiani, A., Palese, A. M., Di Meo, V., Pastore, V., D'Adamo, C., & Celano, G. (2018). Composting : The way for a sustainable agriculture. *Applied Soil Ecology*, 123, 744-750. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2017.10.016>
- Pezeshki, S. R., Hester, M. W., Lin, Q., & Nyman, J. A. (2000). *The effects of oil spill and clean-up on dominant US Gulf coast marsh macrophytes : A review*.
- Porra, R. J. (2005). The chequered history of the development and use of simultaneous equations for the accurate determination of chlorophylls a and b. In Govindjee, J. T. Beatty, H. Gest, & J. F. Allen (Éds.), *Discoveries in Photosynthesis* (Vol. 20, p. 633-640). Springer-Verlag. [https://doi.org/10.1007/1-4020-3324-9\\_56](https://doi.org/10.1007/1-4020-3324-9_56)
- Prenafeta-Boldú, F. X., De Hoog, G. S., & Summerbell, R. C. (2019). Fungal Communities in Hydrocarbon Degradation. In T. J. McGenity (Éd.), *Microbial Communities Utilizing Hydrocarbons and Lipids : Members, Metagenomics and Ecophysiology* (p. 1-36). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/978-3-319-60063-5\\_8-2](https://doi.org/10.1007/978-3-319-60063-5_8-2)
- Prince, R. C. (1993). Petroleum Spill Bioremediation in Marine Environments. *Critical Reviews in Microbiology*, 19(4), 217-240. <https://doi.org/10.3109/10408419309113530>
- Prince, R. C., Garrett, R. M., Bare, R. E., Grossman, M. J., Townsend, T., Suflita, J. M., Lee, K., Owens, E. H., Sergy, G. A., Braddock, J. F., Lindstrom, J. E., & Lessard, R. R. (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. [https://doi.org/10.1016/S1353-2561\(03\)00017-3](https://doi.org/10.1016/S1353-2561(03)00017-3)
- Rahman, K. S. M., Thahira-Rahman, J., Lakshmanaperumalsamy, P., & Banat, I. M. (2002). Towards efficient crude oil degradation by a mixed bacterial consortium. *Bioresource Technology*, 85(3), 257-261. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(02\)00119-0](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(02)00119-0)

## Références bibliographiques

---

- Ralchenko, Y. (2005). NIST atomic spectra database. *Memorie Della Società Astronomica Italiana Supplement*, 8, 96.
- Ramirez, D., Kowalczyk, R. M., & Collins, C. D. (2019). Characterisation of oil sludges from different sources before treatment : High-field nuclear magnetic resonance (NMR) in the determination of oil and water content. *Journal of Petroleum Science and Engineering*, 174, 729-737. <https://doi.org/10.1016/j.petrol.2018.11.078>
- Rath, P. P., Das, K., & Pattanaik, S. (2022). Microbial Activity during Composting and Plant Growth Impact : A Review. *Journal of Pure and Applied Microbiology*, 16(1), 63-73. <https://doi.org/10.22207/JPAM.16.1.53>
- Rezig, W., Saouag, N. A., & Hadjel, M. (2020). Valorization of Oily Sludge in Arzew Refinery. In A. M. Negm, A. Bouderbala, H. Chenchouni, & D. Barceló (Éds.), *Water Resources in Algeria—Part II* (Vol. 98, p. 149-185). Springer International Publishing. [https://doi.org/10.1007/698\\_2020\\_534](https://doi.org/10.1007/698_2020_534)
- Rijo, B., Nobre, C., Brito, P., & Ferreira, P. (2024). An Overview of the Thermochemical Valorization of Sewage Sludge : Principles and Current Challenges. *Energies*, 17(10), 2417. <https://doi.org/10.3390/en17102417>
- Ritz, K., & Young, I. M. (2004). Interactions between soil structure and fungi. *Mycologist*, 18(2), 52-59. <https://doi.org/10.1017/S0269915X04002010>
- Rizzo, S., Le Pera, A., Sellaro, M., Lombardo, L., & Bruno, L. (2025). Separately Collected Organic Fraction of Municipal Solid Waste Compost as a Sustainable Improver of Soil Characteristics in the Open Field and a Promising Selective Booster for Nursery Production. *Agronomy*, 15(4), 958. <https://doi.org/10.3390/agronomy15040958>
- Robledo-Mahón, T., Calvo, C., & Aranda, E. (2020). Enzymatic Potential of Bacteria and Fungi Isolates from the Sewage Sludge Composting Process. *Applied Sciences*, 10(21), 7763. <https://doi.org/10.3390/app10217763>

## Références bibliographiques

---

- Rodrigues, K., Salgado, R., Galhanas, D., Bermudez, V. M. S., Silva, G. M. M., Da Mata, A. M. Á. T., & Pereira, L. (2025). Thriving in salty environments : *Aspergillus niger*'s halotolerance and BTEX biodegradation potential. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, *41*(1), 6. <https://doi.org/10.1007/s11274-024-04220-7>
- Rodriguez, K. N. D., Santos, R. T., Nagpala, M. J. M., & Opuencia, R. B. (2023). Metataxonomic Characterization of Enriched Consortia Derived from Oil Spill-Contaminated Sites in Guimaras, Philippines, Reveals Major Role of *Klebsiella* sp. In Hydrocarbon Degradation. *International Journal of Microbiology*, *2023*(1), 3247448. <https://doi.org/10.1155/2023/3247448>
- Roig, N., Sierra, J., Nadal, M., Martí, E., Navalón-Madrigal, P., Schuhmacher, M., & Domingo, J. L. (2012). Relationship between pollutant content and ecotoxicity of sewage sludges from Spanish wastewater treatment plants. *Science of The Total Environment*, *425*, 99-109. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.018>
- Roldán-Carrillo, T., Castorena-Cortés, G., Zapata-Peñasco, I., Reyes-Avila, J., & Olgúin-Lora, P. (2012). Aerobic biodegradation of sludge with high hydrocarbon content generated by a Mexican natural gas processing facility. *Journal of Environmental Management*, *95*, S93-S98. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.04.014>
- Röling, W. F. M., Milner, M. G., Jones, D. M., Lee, K., Daniel, F., Swannell, R. J. P., & Head, I. M. (2002). Robust Hydrocarbon Degradation and Dynamics of Bacterial Communities during Nutrient-Enhanced Oil Spill Bioremediation. *Applied and Environmental Microbiology*, *68*(11), 5537-5548. <https://doi.org/10.1128/AEM.68.11.5537-5548.2002>
- Ron, E. Z., & Rosenberg, E. (2014). Enhanced bioremediation of oil spills in the sea. *Current Opinion in Biotechnology*, *27*, 191-194. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2014.02.004>

## Références bibliographiques

---

- Rondon-Afanador, C., Pinilla-Meza, G., Casallas-Cuervo, F. C., Diaz-Vanegas, C., Barreto-Gomez, D., Benavides, C., Buitrago, N., Calvo, M., Forero-Forero, C., Galvis-Ibarra, V., Moscoso-Urdaneta, V., Perdomo-Rengifo, M. C., Torres, L., Arbeli, Z., Brigmon, R. L., & Roldan, F. (2023). Bioremediation of heavy oily sludge : A microcosms study. *Biodegradation*, *34*(1), 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10532-022-10006-1>
- Rontani, J.-F., & Bonin, P. (1992). Utilization of n-alkyl-substituted cyclohexanes by a marine *Alcaligenes*. *Chemosphere*, *24*(10), 1441-1446. [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(92\)90266-T](https://doi.org/10.1016/0045-6535(92)90266-T)
- Roy, A., Dutta, A., Pal, S., Gupta, A., Sarkar, J., Chatterjee, A., Saha, A., Sarkar, P., Sar, P., & Kazy, S. K. (2018). Biostimulation and bioaugmentation of native microbial community accelerated bioremediation of oil refinery sludge. *Bioresource Technology*, *253*, 22-32. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2018.01.004>
- Sahlström, L., Aspan, A., Bagge, E., Tham, M.-L. D.-, & Albiñ, A. (2004). Bacterial pathogen incidences in sludge from Swedish sewage treatment plants. *Water Research*, *38*(8), 1989-1994. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.01.031>
- Sajid Jabbar, A., & Ali, E. T. (2020). Impact of Petroleum Exposure on Some Hematological Indices, Interleukin-6, and Inflammatory Markers of Workers at Petroleum Stations in Basra City. *Journal of Environmental and Public Health*, *2020*, 1-7. <https://doi.org/10.1155/2020/7693891>
- Salvà-Serra, F., Pérez-Pantoja, D., Donoso, R. A., Jaén-Luchoro, D., Fernández-Juárez, V., Engström-Jakobsson, H., Moore, E. R. B., Lalucat, J., & Bennasar-Figueras, A. (2023). Comparative genomics of *Stutzerimonas balearica* (*Pseudomonas balearica*) : Diversity, habitats, and biodegradation of aromatic compounds. *Frontiers in Microbiology*, *14*. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2023.1159176>

## Références bibliographiques

---

- Samal, K., Dash, R. R., & Bhunia, P. (2017). Treatment of wastewater by vermifiltration integrated with macrophyte filter : A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 5(3), 2274-2289. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2017.04.026>
- Sardrood, B. P., Goltapeh, E. M., & Varma, A. (2013). An Introduction to Bioremediation. In E. M. Goltapeh, Y. R. Danesh, & A. Varma (Éds.), *Fungi as Bioremediators* (Vol. 32, p. 3-27). Springer Berlin Heidelberg. [https://doi.org/10.1007/978-3-642-33811-3\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-642-33811-3_1)
- Schulz, V. M., Scherr, C., Baumgartner, S., & Tournier, A. (2025). A versatile *Lepidium sativum* bioassay for use in ecotoxicological studies. *Scientific Reports*, 15, 32653. <https://doi.org/10.1038/s41598-025-17215-7>
- Sekkal, S., Haddam, N., Scheers, H., Poels, K. L., Bouhacina, L., Nawrot, T. S., Veulemans, H. A., Taleb, A., & Nemery, B. (2012). Occupational Exposure to Petroleum Products and Respiratory Health : A Cross-Sectional Study From Algeria. *Journal of Occupational & Environmental Medicine*, 54(11), 1382-1388. <https://doi.org/10.1097/JOM.0b013e31825fa6c9>
- Selim, S. M., Zayed, M. S., & Atta, H. M. (2012). *EVALUATION OF PHYTOTOXICITY OF COMPOST DURING COMPOSTING PROCESS*.
- Sellami, S., Zeghouan, O., Dhahri, F., Mechi, L., Moussaoui, Y., & Kebabi, B. (2022). Assessment of heavy metal pollution in urban and peri-urban soil of Setif city (High Plains, eastern Algeria). *Environmental Monitoring and Assessment*, 194(2), 126. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09781-4>
- Shahriari Moghadam, M., Ebrahimipour, G., Abtahi, B., Ghassempour, A., & Hashtroudi, M. S. (2014). Biodegradation of polycyclic aromatic hydrocarbons by a bacterial consortium enriched from mangrove sediments. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 12(1), 114. <https://doi.org/10.1186/s40201-014-0114-6>

## Références bibliographiques

---

- Shukla, R., Soni, J., Kumar, A., & Pandey, R. (2024). Uncovering the diversity of pathogenic invaders : Insights into protozoa, fungi, and worm infections. *Frontiers in Microbiology*, *15*, 1374438. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2024.1374438>
- Singh, H. (2006). *Mycoremediation : Fungal Bioremediation* (1<sup>re</sup> éd.). Wiley. <https://doi.org/10.1002/0470050594>
- Siron, R., Pelletier, E., & Brochu, C. (1995). Environmental factors influencing the biodegradation of petroleum hydrocarbons in cold seawater. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, *28*(4), 406-416.
- Smidt, E., & Parravicini, V. (2009). Effect of sewage sludge treatment and additional aerobic post-stabilization revealed by infrared spectroscopy and multivariate data analysis. *Bioresource Technology*, *100*(5), 1775-1780. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2008.10.003>
- Smulek, W., Sydow, M., Zabielska-Matejuk, J., & Kaczorek, E. (2020). Bacteria involved in biodegradation of creosote PAH – A case study of long-term contaminated industrial area. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *187*, 109843. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.109843>
- Soares, J.-J. da C. (2017). *Compréhension moléculaire et prédiction des propriétés physicochimiques dans les produits pétroliers* [Phdthesis, Université de Lyon]. <https://theses.hal.science/tel-01744088>
- Sole-Mauri, F., Illa, J., Magrí, A., Prenafeta-Boldú, F. X., & Flotats, X. (2007). An integrated biochemical and physical model for the composting process. *Bioresource Technology*, *98*(17), 3278-3293. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2006.07.012>
- Song, Q., Zhou, B., Song, Y., Du, X., Chen, H., Zuo, R., Zheng, J., Yang, T., Sang, Y., & Li, J. (2025). Microbial community dynamics and bioremediation strategies for petroleum contamination in an in-service oil Depot, middle-lower Yellow River

## Références bibliographiques

---

- Basin. *Frontiers in Microbiology*, 16, 1544233.  
<https://doi.org/10.3389/fmicb.2025.1544233>
- Soumeiya, S., Allaoueddine, B., & Hocine, A.-K. (2022). Biodegradation of used motor oil by *Streptomyces ginkgonis* KM-1–2, isolated from soil polluted by waste oils in the region of Azzaba (Skikda-Algeria). *Journal of Biotechnology*, 349, 1-11.  
<https://doi.org/10.1016/j.jbiotec.2022.03.006>
- Speight, J. G. (2004). Petroleum Asphaltenes - Part 1 : Asphaltenes, Resins and the Structure of Petroleum. *Oil & Gas Science and Technology*, 59(5), 467-477.  
<https://doi.org/10.2516/ogst:2004032>
- Speight, J. G. (2011). Chemical and Physical Properties of Hydrocarbons. In *Handbook of Industrial Hydrocarbon Processes* (p. 325-353). Elsevier.  
<https://doi.org/10.1016/B978-0-7506-8632-7.10009-X>
- Sriaporn, C., Campbell, K. A., Van Kranendonk, M. J., & Handley, K. M. (2023). Bacterial and archaeal community distributions and cosmopolitanism across physicochemically diverse hot springs. *ISME Communications*, 3(1), 80.  
<https://doi.org/10.1038/s43705-023-00291-z>
- Stegenta, S., Sobieraj, K., Pilarski, G., Koziel, J. A., & Białowiec, A. (2019). Analysis of the Spatial and Temporal Distribution of Process Gases within Municipal Biowaste Compost. *Sustainability*, 11(8), 2340. <https://doi.org/10.3390/su11082340>
- Steliga, T. (2012). *Role of Fungi in Biodegradation of Petroleum Hydrocarbons in Drill Waste*.
- Subashchandrabose, S. R., Ramakrishnan, B., Megharaj, M., Venkateswarlu, K., & Naidu, R. (2013). Mixotrophic cyanobacteria and microalgae as distinctive biological agents for organic pollutant degradation. *Environment International*, 51, 59-72.  
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2012.10.007>

## Références bibliographiques

---

- Sukamto, S., & Rahmat, A. (2022). Evaluation of FTIR, Macro and Micronutrients of Compost from Black Soldier Fly Residual : In Context of Its Use as Fertilizer. *ASEAN Journal of Science and Engineering*, 3(1), 21-30.  
<https://doi.org/10.17509/ajse.v3i1.42798>
- Sullivan, D., & Miller, R. (2001). Compost Quality Attributes, Measurements, and Variability. In P. Stoffella & B. Kahn (Éds.), *Compost Utilization In Horticultural Cropping Systems*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781420026221.ch4>
- Sun, Y., Liu, X., Sun, L., Men, M., Wang, B., Deng, L., Zhao, L., Han, Y., Jong, C., Bi, R., Zhao, M., Li, X., Liu, W., Shi, S., Gai, Z., & Xu, X. (2022). Microecological insight to fungal structure and key fungal communities regulating nitrogen transformation based on spatial heterogeneity during cow manure composting by multi-angle and multi-aspect analyses. *Waste Management*, 142, 132-142.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.02.013>
- Sundberg, C. (2005). *Improving Compost Process Efficiency by Controlling Aeration, Temperature and pH*.
- Syed-Hassan, S. S. A., Wang, Y., Hu, S., Su, S., & Xiang, J. (2017). Thermochemical processing of sewage sludge to energy and fuel : Fundamentals, challenges and considerations. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 80, 888-913.  
<https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.05.262>
- Tahri, N., Bahafid, W., Sayel, H., & El Ghachtouli, N. (2013). Biodegradation : Involved Microorganisms and Genetically Engineered Microorganisms. In R. Chamy (Éd.), *Biodegradation—Life of Science*. InTech. <https://doi.org/10.5772/56194>
- Talukdar, P., Bordoloi, P., Bora, P. P., Yadav, A., Saikia, R., & Geed, S. R. (2023). Assessment of oily sludge biodegradation in lab scale composting and slurry

## Références bibliographiques

---

- bioreactor by bacterial consortium. *Journal of Environmental Management*, 342, 118360. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2023.118360>
- Tanase, A.-M., Ionescu, R., Chiciudean, I., Vassu, T., & Stoica, I. (2013). Characterization of hydrocarbon-degrading bacterial strains isolated from oil-polluted soil. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 84, 150-154. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2012.05.022>
- Tanirbergenova, S., Tagayeva, A., Rossi, C. O., Porto, M., Caputo, P., Kanzharkan, E., Tugelbayeva, D., Zhylybayeva, N., Tazhu, K., & Tileuberdi, Y. (2024). Studying the Characteristics of Tank Oil Sludge. *Processes*, 12(9), 2007. <https://doi.org/10.3390/pr12092007>
- Tchounwou, P. B., Yedjou, C. G., Patlolla, A. K., & Sutton, D. J. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. In A. Luch (Éd.), *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology* (Vol. 101, p. 133-164). Springer Basel. [https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4\\_6](https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6)
- Técher, D. (2011). *REHABILITATION DE SOLS POLLUES PAR DES HAP GRACE AUX BACTERIES ASSOCIEES A LA RHIZOSPHERE DE MISCANTHUS X GIGANTEUS*.
- Telli, S. M. (2013). Etude sur la valorisation par séchage solaire des boues d'épuration des Eaux urbaines–cas de la station d'Office Nationale d'Assainissement (ONA)-Tlemcen. Université AbouBekr Belkaid–Tlemcen, Mémoire de magister, p30-31, Année.
- Thavasi, R., Jayalakshmi, S., Balasubramanian, T., & Banat, I. M. (2007). *Effect of Salinity, Temperature, pH and Crude Oil Concentration on Biodegradation of Crude Oil by Pseudomonas aeruginosa*.
- Timmis, K. N. (Éd.). (2010). *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology*. Springer Berlin Heidelberg. <https://doi.org/10.1007/978-3-540-77587-4>

## Références bibliographiques

---

- Timofeeva, A. M., Galyamova, M. R., & Sedykh, S. E. (2023). Plant Growth-Promoting Soil Bacteria : Nitrogen Fixation, Phosphate Solubilization, Siderophore Production, and Other Biological Activities. *Plants*, *12*(24), 4074.  
<https://doi.org/10.3390/plants12244074>
- Tiquia, S. M. (2005). Microbiological parameters as indicators of compost maturity. *Journal of Applied Microbiology*, *99*(4), 816-828. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2672.2005.02673.x>
- Tormoehlen, L. M., Tekulve, K. J., & Nañagas, K. A. (2014). Hydrocarbon toxicity : A review. *Clinical Toxicology*, *52*(5), 479-489.  
<https://doi.org/10.3109/15563650.2014.923904>
- Torres-Climent, A., Gomis, P., Martín-Mata, J., Bustamante, M. A., Marhuenda-Egea, F. C., Pérez-Murcia, M. D., Pérez-Espinosa, A., Paredes, C., & Moral, R. (2015). Chemical, Thermal and Spectroscopic Methods to Assess Biodegradation of Winery-Distillery Wastes during Composting. *PLOS ONE*, *10*(9), e0138925.  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0138925>
- Tortella, G. R., Diez, M. C., & Durán, N. (2005). Fungal Diversity and Use in Decomposition of Environmental Pollutants. *Critical Reviews in Microbiology*, *31*(4), 197-212. <https://doi.org/10.1080/10408410500304066>
- Tran, H. T., Lin, C., Hoang, H. G., Nguyen, M. T., Kaewlaoyoong, A., Cheruiyot, N. K., Bui, X.-T., & Vu, C. T. (2020). Biodegradation of dioxin-contaminated soil via composting : Identification and phylogenetic relationship of bacterial communities. *Environmental Technology & Innovation*, *19*, 101023.  
<https://doi.org/10.1016/j.eti.2020.101023>
- Tran, H.-T., Lin, C., Bui, X.-T., Ngo, H.-H., Cheruiyot, N. K., Hoang, H.-G., & Vu, C.-T. (2021). Aerobic composting remediation of petroleum hydrocarbon-contaminated

## Références bibliographiques

---

- soil. Current and future perspectives. *Science of The Total Environment*, 753, 142250. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142250>
- Tuomela, M. (2000). Biodegradation of lignin in a compost environment : A review. *Bioresource Technology*, 72(2), 169-183. [https://doi.org/10.1016/S0960-8524\(99\)00104-2](https://doi.org/10.1016/S0960-8524(99)00104-2)
- Tytła, M. (2023). Correction : Tytła, M. Assessment of Heavy Metal Pollution and Potential Ecological Risk in Sewage Sludge from Municipal Wastewater Treatment Plant Located in the Most Industrialized Region in Poland—Case Study. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 2019, 16, 2430. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 20(10), Article 10. <https://doi.org/10.3390/ijerph20105795>
- Ubani, O., & Atagana, H. (2018). Measuring the effect of co-composting Crude Oil sludge with pig, cow, horse and poultry manures on the degradation of selected Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. *Archives of Environmental Protection*, 44, 77-86. <https://doi.org/10.24425/118184>
- Ubani, O., Atagana, H., Thantsha, M., & Adeleke, R. (2016). Identification and characterisation of oil sludge degrading bacteria isolated from compost. *Archives of Environmental Protection*, 42. <https://doi.org/10.1515/aep-2016-0021>
- UNESCO (Éd.). (2017). Wasterwater : An untapped resource. Unesco.
- Ur Rehman, K., Bukhari, S. M., Andleeb, S., Mahmood, A., Erinle, K. O., Naeem, M. M., & Imran, Q. (2019). Ecological risk assessment of heavy metals in vegetables irrigated with groundwater and wastewater : The particular case of Sahiwal district in Pakistan. *Agricultural Water Management*, 226, 105816. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2019.105816>

## Références bibliographiques

---

- Vanishree, M., Thatheyus, A. J., & Ramya, D. (2014). Biodegradation of Petrol Using the Fungus *Penicillium* sp. *Science International*, 2(1), 26-31.  
<https://doi.org/10.17311/sciintl.2014.26.31>
- Varjani, S. J., & Upasani, V. N. (2017). A new look on factors affecting microbial degradation of petroleum hydrocarbon pollutants. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 120, 71-83. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2017.02.006>
- Velilla-Delgado, S., Cubero-Cardoso, J., Serrano, A., Aranda, E., Calvo, C., & Robledo-Mahón, T. (2025). Assessment of Different Strategies for Composting of the Two-Phase Olive Mill Solid Waste : A Demonstrative Scale. *ACS Agricultural Science & Technology*, 5(9), 1869-1878. <https://doi.org/10.1021/acsagscitech.5c00286>
- Villaseñor, J., Pérez, M. A., Fernández, F. J., & Puchalski, C. M. (2011). Monitoring respiration and biological stability during sludge composting with a modified dynamic respirometer. *Bioresource Technology*, 102(11), 6562-6568.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2011.03.080>
- Viswanath, B., Rajesh, B., Janardhan, A., Kumar, A. P., & Narasimha, G. (2014). Fungal Laccases and Their Applications in Bioremediation. *Enzyme Research*, 2014, 1-21.  
<https://doi.org/10.1155/2014/163242>
- Vukobratović, M., Lončarić, Z., Vukobratović, Ž., & Dadaček, N. (2008). *PROMJENE KEMIJSKIH SVOJSTAVA STAJSKIH GNOJIVA PRI KOMPOSTIRANJU*.
- Vzquez-Luna, D. (2012). Environmental Bases on the Exploitation of Crude Oil in Mexico. In M. Younes (Éd.), *Crude Oil Exploration in the World*. InTech.  
<https://doi.org/10.5772/35706>
- Walter, I., Martínez, F., & Cala, V. (2006). Heavy metal speciation and phytotoxic effects of three representative sewage sludges for agricultural uses. *Environmental Pollution*, 139(3), 507-514. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.05.020>

## Références bibliographiques

---

- Wang, J., Liu, T.-L., Huang, Q.-X., Ma, Z.-Y., Chi, Y., & Yan, J.-H. (2017). Production and characterization of high quality activated carbon from oily sludge. *Fuel Processing Technology, 162*, 13-19. <https://doi.org/10.1016/j.fuproc.2017.03.017>
- Wang, X., Cui, H., Shi, J., Zhao, X., Zhao, Y., & Wei, Z. (2015). Relationship between bacterial diversity and environmental parameters during composting of different raw materials. *Bioresource Technology, 198*, 395-402. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2015.09.041>
- Wang, X., Selvam, A., & Wong, J. W. C. (2016). Influence of lime on struvite formation and nitrogen conservation during food waste composting. *Bioresource Technology, 217*, 227-232. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2016.02.117>
- Wang, X., Zheng, G., Chen, T., Shi, X., Wang, Y., Nie, E., & Liu, J. (2019). Effect of phosphate amendments on improving the fertilizer efficiency and reducing the mobility of heavy metals during sewage sludge composting. *Journal of Environmental Management, 235*, 124-132. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.01.048>
- Wang, Y. (2004). *Assessment of maturity of vineyard pruning compost by Fourier Transform Infrared Spectroscopy, biological and chemical analyses.*
- Wang, Z., Gao, M., Wang, Z., She, Z., Hu, B., Wang, Y., & Zhao, C. (2013). Comparison of physicochemical parameters during the forced-aeration composting of sewage sludge and maize straw at different initial C/N ratios. *Journal of the Air & Waste Management Association, 63*(10), 1130-1136. <https://doi.org/10.1080/10962247.2013.800616>
- Wani, P., Khan, M., & Zaidi, A. (2007). Co-inoculation of nitrogen-fixing and phosphate-solubilizing bacteria to promote growth, yield and nutrient uptake in chickpea. *Acta Agronomica Hungarica, 55*(3), 315-323. <https://doi.org/10.1556/AAgr.55.2007.3.7>

## Références bibliographiques

---

- Wei, L., Shutao, W., Jin, Z., & Tong, X. (2014). Biochar influences the microbial community structure during tomato stalk composting with chicken manure. *Bioresource Technology*, *154*, 148-154.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.12.022>
- Wen, P., Tang, J., Wang, Y., Liu, X., Yu, Z., & Zhou, S. (2021). Hyperthermophilic composting significantly decreases methane emissions : Insights into the microbial mechanism. *Science of The Total Environment*, *784*, 147179.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147179>
- Wichuk, K. M., & McCartney, D. (2010). Compost stability and maturity evaluation—A literature review A paper submitted to the Journal of Environmental Engineering and Science. *Canadian Journal of Civil Engineering*, *37*(11), 1505-1523.  
<https://doi.org/10.1139/L10-101>
- Widdel, F., Knittel, K., & Galushko, A. (2010). Anaerobic Hydrocarbon-Degrading Microorganisms : An Overview. In K. N. Timmis (Éd.), *Handbook of Hydrocarbon and Lipid Microbiology* (p. 1997-2021). Springer Berlin Heidelberg.  
[https://doi.org/10.1007/978-3-540-77587-4\\_146](https://doi.org/10.1007/978-3-540-77587-4_146)
- Widdel, F., & Rabus, R. (2001). Anaerobic biodegradation of saturated and aromatic hydrocarbons. *Current Opinion in Biotechnology*, *12*(3), 259-276.  
[https://doi.org/10.1016/s0958-1669\(00\)00209-3](https://doi.org/10.1016/s0958-1669(00)00209-3)
- Wu, J., Zhao, Y., Qi, H., Zhao, X., Yang, T., Du, Y., Zhang, H., & Wei, Z. (2017). Identifying the key factors that affect the formation of humic substance during different materials composting. *Bioresource Technology*, *244*, 1193-1196.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.100>
- Wu, M., Wu, J., Zhang, X., & Ye, X. (2019). Effect of bioaugmentation and biostimulation on hydrocarbon degradation and microbial community composition in petroleum-

## Références bibliographiques

---

- contaminated loessal soil. *Chemosphere*, 237, 124456.  
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.124456>
- Wu, Y., Du, H., Li, F., Su, H., Bhat, S. A., Hudori, H., Rosadi, M. Y., Arsyad, F., Lu, Y., & Wu, H. (2020). Effect of Adding Drinking Water Treatment Sludge on Excess Activated Sludge Digestion Process. *Sustainability*, 12(17), 6953.  
<https://doi.org/10.3390/su12176953>
- Wyszkowski, M., Wyszkowska, J., & Ziólkowska, A. (2004). Effect of soil contamination with diesel oil on yellow lupine yield and macroelements content. *Plant, Soil and Environment*, 50(5), 218-226. <https://doi.org/10.17221/4025-PSE>
- Xiong, R., Gao, X., Tu, X., Mao, Y., Jiang, L., Zheng, L., & Du, Y. (2022). Heavy Metal Remediation in Sludge Compost : Recent Progress. *Journal of Renewable Materials*, 10(2), 469-486. <https://doi.org/10.32604/jrm.2022.017226>
- Xu, J., Zhang, Q., Li, D., Du, J., Wang, C., & Qin, J. (2019). Rapid degradation of long-chain crude oil in soil by indigenous bacteria using fermented food waste supernatant. *Waste Management*, 85, 361-373.  
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.12.041>
- Xu, X., Liu, W., Tian, S., Wang, W., Qi, Q., Jiang, P., Gao, X., Li, F., Li, H., & Yu, H. (2018). Petroleum Hydrocarbon-Degrading Bacteria for the Remediation of Oil Pollution Under Aerobic Conditions : A Perspective Analysis. *Frontiers in Microbiology*, 9, 2885. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2018.02885>
- Xuquan, H., Yuhao, Haojie, W., Xiuqing, X., Chunbiao, Q., Fei, X., & Xiaorong, Z. (2025). Recycle sludge incineration ash for efficient preparation of foam concrete : Performance, microstructure, and mechanisms. *Next Sustainability*, 6, 100125.  
<https://doi.org/10.1016/j.nxsust.2025.100125>

## Références bibliographiques

---

- Yang, J., Lei, M., Chen, T., Gao, D., Zheng, G., Guo, G., & Lee, D. (2014). Current status and developing trends of the contents of heavy metals in sewage sludges in China. *Frontiers of Environmental Science & Engineering*, 8(5), 719-728.  
<https://doi.org/10.1007/s11783-013-0600-6>
- You, Z., Xu, H., Zhang, S., Kim, H., Chiang, P.-C., Yun, W., Zhang, L., & He, M. (2018). Comparison of Petroleum Hydrocarbons Degradation by *Klebsiella pneumoniae* and *Pseudomonas aeruginosa*. *Applied Sciences*, 8(12), Article 12.  
<https://doi.org/10.3390/app8122551>
- Yu, L.-Y., Huang, H.-B., Wang, X.-H., Li, S., Feng, N.-X., Zhao, H.-M., Huang, X.-P., Li, Y.-W., Li, H., Cai, Q.-Y., & Mo, C.-H. (2019). Novel phosphate-solubilising bacteria isolated from sewage sludge and the mechanism of phosphate solubilisation. *Science of The Total Environment*, 658, 474-484.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.166>
- Zafra, G., Absalón, Á. E., Cuevas, Ma. D. C., & Cortés-Espinosa, D. V. (2014). Isolation and Selection of a Highly Tolerant Microbial Consortium with Potential for PAH Biodegradation from Heavy Crude Oil-Contaminated Soils. *Water, Air, & Soil Pollution*, 225(2), 1826. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1826-4>
- Zenati, B. (2018). Biodégradation des hydrocarbures pétroliers par des bactéries marines : Application en traitement des eaux de mer contaminées par le pétrole [Phdthesis, Université Saad Dahlab Blida 1 (Algérie)]. <https://theses.hal.science/tel-02173171>
- Zhang, L., & Sun, X. (2014). Effects of rhamnolipid and initial compost particle size on the two-stage composting of green waste. *Bioresource Technology*, 163, 112-122.  
<https://doi.org/10.1016/j.biortech.2014.04.041>

## Références bibliographiques

---

- Zhang, L., Xu, C. (Charles), & Champagne, P. (2010). Overview of recent advances in thermo-chemical conversion of biomass. *Energy Conversion and Management*, 51(5), 969-982. <https://doi.org/10.1016/j.enconman.2009.11.038>
- Zhang, L., Yang, B., Qu, C., Chen, G., Qi, F., Yu, T., & Mustapha, A. (2022). Construction and Degradation Performance Study of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons (PAHs) Degrading Bacterium Consortium. *Applied Sciences*, 12(5), 2354. <https://doi.org/10.3390/app12052354>
- Zhang, S., Wu, J., Nie, Q., Duan, X., & Yi, X. (2022). Environmental Risk Analysis Based on Characterization of Ground Oily Sludge. *Materials*, 15(24), 9054. <https://doi.org/10.3390/ma15249054>
- Zhao, B., Wang, Y., Sun, H., & Xu, Z. (2022). Analysis of humus formation and factors for driving the humification process during composting of different agricultural wastes. *Frontiers in Environmental Science*, 10. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.954158>
- Zhao, G.-H., Yu, Y.-L., Zhou, X.-T., Lu, B.-Y., Li, Z.-M., & Feng, Y.-J. (2017). Effects of drying pretreatment and particle size adjustment on the composting process of discarded flue-cured tobacco leaves. *Waste Management & Research: The Journal for a Sustainable Circular Economy*, 35(5), 534-540. <https://doi.org/10.1177/0734242X17690448>
- Zhou, H., Shen, Y., Meng, H., Gao, D., & Chen, T. (2018). Effect of air temperature and aeration strategy on water removal during sewage sludge composting. *Drying Technology*, 36(12), 1474-1480. <https://doi.org/10.1080/07373937.2017.1409757>
- Zmora-Nahum, S., Markovitch, O., Tarchitzky, J., & Chen, Y. (2005). Dissolved organic carbon (DOC) as a parameter of compost maturity. *Soil Biology and Biochemistry*, 37(11), 2109-2116. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.03.013>

