



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
République Algérienne Démocratique Et Populaire
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
Ministère De L'enseignement Supérieur Et De La Recherche
Scientifique



Université Constantine 1 Frères Mentouri
Faculté des Sciences de la Nature et de la Vie

جامعة قسنطينة 1 الإخوة منتوري
كلية علوم الطبيعة والحياة

Département : Biologie Appliquée

قسم : البيولوجيا التطبيقية

Mémoire présenté en vue de l'obtention du Diplôme de Master

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Biotechnologies

Spécialité : Biotechnologie et Biothérapie

N° d'ordre :

N° de série :

**Etude de l'élimination des polluants organiques du lixiviat du
Centre d'Enfouissement Technique de la wilaya de Batna par
procédé hybride (biologique / POA).**

Présenté par : HAMIouda Bouchra Djihene.

Le :13/06/2024

KARAALI Nesrine.

Jury d'évaluation :

Présidente : BELIL INES

(Professeur – UConstantine 1 Frères Mentouri).

Encadrant : BELAHMADI Mohamed Seddik Oussama

(MRB – C.R.Bt, Constantine).

Examinatrice : BENHAMDI Asma

(MCA - UConstantine 1 Frères Mentouri).

Année universitaire
2023 - 2024

Remerciement

Nous remercions tout d'abord *Allah* le tout-puissant, pour nos avoir donnée la force et la patience, la santé et la volonté pour réaliser ce modeste travail.

Tout d'abord, nous adressons nos sincères remerciements à notre encadrant **Dr. BELAHMADI MOHAMED SEDDIK OUSSAMA**, votre confiance en nous a été la clé de notre succès dans ce projet de fin d'étude. Vos conseils précieux, votre patience inébranlable et votre bonne humeur contagieuse ont rendu cette aventure mémorable. Merci d'avoir été un guide exceptionnel dans ce chapitre de nos vies.

Nous tenons à remercier **Dr. ABDESSEMED ALA**, pour son soutien indéfectible, ses conseils avisés et sa patience tout au long de ce projet.

Nous exprimons également notre gratitude aux membres du jury, **Pr. BELIL INES**, qui nous a fait un grand honneur d'avoir accepté de présider le jury de soutenance **Dr. BENHAMDI ASMA** d'avoir accepté d'examiner ce travail.

Un grand merci aux ingénieurs du laboratoires du C.R.Bt : **BOUGANDOURA M., OUFROUKH K., BECHELEM R., KHODJA R., et DERDOUR M.**, pour leur aide précieuse dans les aspects techniques de ce travail. Votre expertise et votre disponibilité ont été essentielles pour surmonter les nombreux défis rencontrés.

Nous souhaitons également remercier chaleureusement nos collègues, **M. SIRINE, T. RAHMA, B. SIRINE, B. KAOUTHAR**, pour leur soutien, leur camaraderie et les discussions enrichissantes que nous avons partagées. Travailler en groupe a été une expérience précieuse, et votre présence et votre encouragement ont rendu cette aventure encore plus agréable.

Nous tenons à exprimer notre profonde gratitude à toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de ce mémoire, une aventure enrichissante et collaborative que nous avons eu le plaisir de vivre.

Dédicace

À ceux qui ont illuminé mon chemin et soutenu chaque pas :

À la meilleure des mamans, *Nadjet Touati*, la personne qui a façonné ma vie de la manière la plus belle qui soit. Merci maman pour chaque sacrifice, pour ta force et sagesse. Je t'aime plus que les mots ne pourraient l'exprimer

À mon père, étoile filante dans le ciel de mes souvenirs, dont la lumière continue d'illuminer ma route, même dans l'obscurité de son absence.

À mes grands-parents *Matiha* et *Batita*, qui m'ont élevé avec sagesse et tendresse, et m'ont inculqué des valeurs profondes de persévérance et de bonté.

À ma sœur *Imene*, ma confidente et alliée, dont la complicité et le soutien constant ont été inestimables.

À ma tante *Chafika*, pour sa générosité et son cœur immense, qui ont souvent été mon refuge.

À mes cousines *Chiraz*, *Norhene* et *Afnene*. A mes amies *Riheme*, *Malak*, *Nesrine*, *Amani*, *Yasmine* et *Yousra*, dont l'amitié sincère et la joie de vivre ont enrichi ce parcours de moments inoubliables.

Au *Biology Club*, là où j'ai trouvé ma place, partagé mes idées et vécu les meilleurs moments de ma vie universitaire.

Merci à vous tous. Ce mémoire est le fruit de votre amour et de votre soutien sans faille.

Djihene.

Dédicace

À ma très chère mère **Hayette**, mon univers, Il est difficile de trouver les mots pour exprimer toute l'amour que je ressens pour toi. Merci pour chaque conseil et chaque sourire, je te dédie ce chapitre de ma vie. Tu es mon étoile du nord, mon guide et ma source inépuisable de force.

A mon très cher père **Hichem**, Grâce à toi papa j'ai appris le sens du travail, la responsabilité. Merci d'avoir toujours cru en moi, d'avoir soutenu mes aspirations, et je suis fière de pouvoir t'honorer à travers ce travail.

À la mémoire de **mes chers grands-parents maternelle**, Votre amour et vos précieux conseils resteront gravés dans mon cœur pour toujours. Votre absence laisse un vide immense, mais votre héritage continue de me guider chaque jour.

À mon très cher frère **Med El-Hadi**, cette dédicace est un témoignage de ma gratitude pour tout ce que tu es. Merci pour ton amour inconditionnel, ta présence constante dans ma vie. Tu es mon ami le plus proche et mon allié le plus fidèle.

À ma chère tante **Amina**, tu as été bien plus qu'une tante pour moi. Tu as été une figure maternelle, une amie précieuse et une source constante de soutien et d'inspiration.

À ma chère **famille**, à travers les hauts et les bas, les joies et les peines, nous formons un lien indissoluble tissé avec amour, respect et soutien.

À mes chères cousines et cousins : **Oumaima, Bani, Aya, Kakou, Adem, Akram, Mahmoud, Aymen, Mounib et Warda**, qui ont toujours été là pour partager les moments de joie et de tristesse, merci pour chaque aventure partagée et chaque rire.

À mes copines **Amani, Nounou, Djihene, Yasmine, Berihene, Yousra, Malak, Selma, Wissem, Roumeissa, et Boutheina, Amina et Rayen**, merci d'être les sœurs de cœur que j'ai toujours souhaitées, chaque conversation à cœur ouvert, et chaque souvenir inoubliable.

Au **Biology Club**, là où j'ai trouvé ma place, partagé mes idées et vécu les meilleurs moments de ma vie universitaire.

Que ces mots expriment le profond respect et l'amour que je vous porte à tous. Merci d'être une part si précieuse de ma vie.

Nesrine

Liste des abréviations

AGV : Acides Gras Volatils

AND : l'Agence Nationale des Déchets

CE : La Conductivité Electrique

CET : Centres d'Enfouissement Technique

CN : Color Number (indice de couleur)

COSV : les Composés Organiques Semi-Volatils

COT : Analyse du Carbone Organique Total

COV : les Composés Organiques Volatils

DBO : Demande Biochimique en Oxygène

DCO : Demande Chimique en Oxygène

DT-module : les Disques-Tubes-modules

EDTA : Acide éthylène diamine tétra-acétique

FTIR : Spectroscopie Infra Rouge à Transformée de Fourier

GN : Gélose Nutritive

H₂O₂ : Peroxyde d'Hydrogène

HAP : Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques

HCl : Acide Chlorhydrique

ISCO : Oxydation Chimique *in situ*

ISO : Organisation Internationale de Normalisation

KHP : Hydrogénophtalate de Potassium

MOD : Matière Organique Dissoute

MOP : Matière Organique en Suspension

Na₂S₂O₈ : Sodium Persulfate

NaOH : Hydroxyde de Sodium

NETCOM : Etablissement de Nettoyement et de Collecte des Ordures Ménagères

NH₄⁺ : Azote ammoniacal

NO₂⁻ : Nitrites

NO₃⁻ : Nitrates

Nt : Azote total

NTK : Nitrogen Total Kjeldahl

OH• : Radical Hydroxyle

PBDE : Polybromodiphényléthers

PCB : Polychlorobiphényles

PCR : Polymerase Chain Reaction (réaction de polymérase en chaîne)

pH : Potentiel Hydrogène

POA : Procédés d'Oxydation Avancée

PS : Persulfate

S₂O₈ : Persulfate

SDS : Soduim Dodecyl Sulfate

TBE : Le tampon (Tris, acide borique, EDTA)

TDS : Totale des Solides Dissous

Tris-HCL : Trisaminométhane Hydrochloride

UFC : Unité Formant Colonie

UV : Ultra-Violet

Liste des figures

Synthèse Bibliographique

Figure 1 : Techniques de gestion des déchets ménagers.....	9
Figure 2 : Composition des déchets en Algérie en 2019.....	11
Figure 3 : Schémas simplifiée de l'aménagement d'un CET.....	13
Figure 4 : Schéma représentant la Formation de lixiviat	14
Figure 5 : Évolution de la composition du lixiviat et du biogaz au cours de la dégradation des déchets	16
Figure 6 : Processus de méthanisation.	17
Figure 7 : Schéma représentant la relation entre les impacts des lixiviats sur la santé et l'environnement.....	25
Figure 8 : Travaux publiés sur les Procédés d'Oxydation Avancée depuis 1989.....	34
Figure 9 : Caractéristiques du radical hydroxyle •OH	36
Figure 10 : Structure chimique du persulfate.....	37
Figure 11 : Spectre d'absorption du persulfate ($[S_2O_8^{2-}] = 0,1 \text{ M}$)	38
Figure 12 : Localisation géographique de la wilaya de Batna.	40
Figure 13 : Localisation géographique du centre d'enfouissement technique d'Oued Chaâba wilaya de Batna.....	41
Figure 14 : Bassins de stockage des lixiviats de la ville de Batna	42
Figure 15 : Limites du centre d'enfouissement de Batna : 1- bloc administratif, 2- bloc de tri, 3- lixiviat étangs, 4- casiers à déchets, 5- extention.....	42

Matériel et méthodes

Figure 16 : Lixiviat brute et prélèvements destiné pour l'analyse microbiologique.	43
Figure 17 : Multi-paramètres modèle HANNA HI9829.....	46
Figure 18 : Minéralisateur modèle FOSS Tecator TM	47
Figure 19 : Distillateur modèle BUCHI K-355.....	48
Figure 20 : OxiTop IS 12.....	52
Figure 21 : Photo du bloc chauffant WTW CR2200.....	54
Figure 22 : Spectrophotomètre modèle HELIOS ZETA.....	55
Figure 23 : Etuve modèle THERMO SCIENTIFIC.....	56
Figure 24 : Compteur colonie BIOBLOCK.....	57

Figure 25 : NanoDrop 8000 ThermoScientific	59
Figure 26 : Thermo-cycler (C 1000™ Thermal cycler. BIO-RAD).	61
Figure 27 : Plaque d'électrophorèse	62
Figure 28 : Système d'imagerie sur gel (Molecular Imager. Gel DOC XR+. BIORAD).....	62
Figure 29 : Séquenceur d'ADN (3500XL Genetic Analyzer. Applied Biosystems / HITACHI)	64
Figure 30 : Chromatogramme des séquences d'ADNr 16S.	65

Matériel et méthodes

Figure 31 : Radiomètre modèle UVP	67
Figure 32 : Spectroscopie UV-Visible	68
Figure 33 : Spectre UV-Vis du lixiviat du CET de la wilaya de Batna.	73
Figure 34 : Photos du repiquage des six souches bactériennes.	74
Figure 35 : Migration de l'ADNr 16s sur gel d'agarose.	75
Figure 36 : Arbre phylogénétique de <i>Staphylococcus sp. strain BMSOHbjKn 2024</i>	80
Figure 37 : Arbre phylogénétique de <i>Cytobacillus sp. strain MSOnbj 2024</i>	81
Figure 38 : Arbre phylogénétique de <i>Rummeliibacillus sp. strain AAAB 2024</i>	82
Figure 39 : Arbre phylogénétique de <i>Denitrificimonas sp. strain BMSOnj 2024</i>	83
Figure 40 : Arbre phylogénétique de <i>Staphylococcus sp. strain MSOnb 2024</i>	84
Figure 41 : Arbre phylogénétique de <i>Bacillus sp. (in: firmicutes) strain MSObn 2024</i>	85
Figure 42 : Dégradation de la couleur de lixiviat après 60min de traitement par persulfate	86
Figure 43 : Evolution spéctrale de lixiviat après 60min de traitement par systeme persulfate/UV.	87
Figure 44 : Suivi de la demande biologique en oxygène.	88
Figure 45 : Evolution des concentrations de la demande chimique en oxygène du lixiviat.	89
Figure 46 : Evolution de l'indice de couleur pour les différents systèmes.	90
Figure 47 : Evolution de la dégradation de la matière organique.	91
Figure 48 : Courbe de croissance des microorganismes au cours du traitement biologique en fonction du temps.	92
Figure 49 : Evolution de pH au cours de traitement hybride.	93
Figure 50 : pH du lixiviat traité.	94
Figure 51 : La voie de réduction dissimilatoire du sulfate.	95

Figure 52 : Schémas général de la biodégradation des polluants organiques par les microorganismes	96
Figure 53 : Résultat d'ensemencement après 16 jours du traitement biologique.	98
Figure 54 : Efficacité de la combinaison des procédés POA et biologiques pour la dégradation des composés organiques de lixiviat.	99

Liste des tableaux

Synthèse Bibliographique

Tableau 1 : Classification des lixiviats	21
Tableau 2 : Effets possibles des métaux sur la santé suite à une exposition chronique.	22
Tableau 3 : Maladies transmissibles par la consommation d'eau contaminée par le lixiviat	24
Tableau 4 : Potentiels normaux d'oxydoréduction des principaux oxydants utilisés dans le domaine du traitement des eaux.....	35
Tableau 5 : Rendements quantiques de formation du radical sulfate par photolyse du persulfate.	38

Matériel et méthodes

Tableau 6 : Matériel et Appareillage d'analyse pour chaque paramètre.	44
Tableau 7 : les valeurs de dosage de la courbe d'étalonnage nitrites.	49
Tableau 8 : Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates.	51
Tableau 9 : Facteur de conversion de la DBO ₅ en fonction du volume de prise.	53
Tableau 10 : Conditions de la PCR pour l'amplification.....	60
Tableau 11 : Conditions de la PCR pour le séquençage	63

Résultats et discussion

Tableau 12 : Résultats physico-chimiques avant traitement (<i>in situ</i>).	69
Tableau 13 : Résultats physico-chimiques avant traitement (<i>in vitro</i>).	71
Tableau 14: Les souches les plus similaires aux souches bactériennes présentes dans le lixiviat du CET de Batna.	76

Liste d'équations

Synthèse Bibliographique

1. $\text{RH} + \text{OH} \cdot \rightarrow \text{R} \cdot + \text{H}_2\text{O}$ 36
2. $\text{ArX} + \text{OH} \cdot \rightarrow \text{HOArX} \cdot$ 36
3. $\text{RX} + \text{OH} \cdot \rightarrow (\text{RX} \cdot^+) + (\text{OH}^-)$ 37
4. $\text{S}_2\text{O}_8^{2-} + h\nu \rightarrow 2\text{SO}_4 \cdot^-$ 38

Résultats et discussion

5. $\text{SO}_4^{2-} + 8\text{H}^+ + 8e^- \rightarrow \text{H}_2\text{S} + 2\text{H}_2\text{O}$ 94
6. $\text{H}_2\text{S} \rightarrow \text{HS}^- + \text{H}^+$ 97
7. $\text{HS}^- \rightarrow \text{S}_2^- + \text{H}^+$ 97
8. $2\text{H}_2\text{S} + 3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{H}_2\text{SO}_4$ 97

Table des matières

Remerciement

Dédicace

Liste des abréviations

Liste des figures

Liste des tableaux

Liste d'équations

Table des matières

Introduction Générale..... 1

Synthèse Bibliographique

Partie I : Pollution

1	Définition	4
2	Evaluation de la pollution	4
2.1	Analyse des données environnementales	4
2.2	Évaluation des contaminants	4
2.3	Tests biologiques.....	4
2.4	Évaluation des dommages écologiques.....	5
3	Classification des polluants.....	5
3.1	Les matières biodégradables	5
3.2	Les matières non biodégradables	5
4	Nature de pollution	5
4.1	Pollution physique.....	6
4.2	Pollution chimique	6
4.3	Pollution biologique	6
5	Types de pollution.....	6
5.1	Pollution de l'air.....	6
5.2	La pollution de l'eau	7

5.3	Pollution du sol et de végétation	8
-----	---	---

Partie II : Centres d'Enfouissement Technique (CET)

1	Définition	9
2	Types des CET	9
2.1	CET de Classe I.....	9
2.2	CET de Classe II	10
2.3	CET de Classe III	10
3	Composition des déchets traités des CET	10
4	Le choix de site	11
5	Aménagement et fonctionnement d'un CET	12
5.1	Aménagement du site	12
5.2	Gestion des lixiviats	12
5.3	Captage et valorisation du biogaz	12
5.4	Système de suivi des rejets de lixiviats	12
5.5	Surveillance des eaux souterraines.....	13

Partie III : Lixiviat

1	Généralités	14
2	Mécanisme de formation et d'évolution de lixiviat	14
2.1	Phase aérobie.....	15
2.2	Phase acidogénique	15
2.3	Phase acétogénique	15
2.4	Phase méthanogénique	16
2.5	Phase de maturation	17
3	Composition des lixiviats.....	17
3.1	La matière organique dissoute ou en suspension	18
3.1.1	La matière Organique Dissoute (MOD).....	18
3.1.2	La matière Organique en suspension (MOP).....	18

3.2	Les micropolluants organiques.....	19
3.3	Composés minéraux majeurs sous forme ionique.....	19
3.4	Cations de métaux lourds à l'état de traces.....	19
4	Type des lixiviats.....	19
4.1	Lixiviats jeunes (< 5 ans).....	19
4.2	Les lixiviats intermédiaires.....	20
4.3	Les lixiviats stabilisés ou mature (> 10 ans).....	20
5	Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine.....	21
5.1	Impact sur la santé humaine.....	22
5.2	Impact psychosocial.....	25
5.3	Impact sur les écosystèmes terrestres.....	26
5.4	Impact sur les écosystèmes aquatiques.....	26
5.5	Impact sur l'écosystème atmosphérique.....	26

Partie IV : Procédés de Traitement des lixiviats

I.	PROCEDES CLASSIQUES.....	27
1	Les méthodes biologiques.....	27
1.1	Traitement aérobie.....	27
1.2	Traitements anaérobies.....	27
2	Les méthodes physico-chimiques.....	28
2.1	Flottation.....	28
2.2	Coagulation-Floculation.....	28
2.3	Précipitation chimique.....	28
2.4	L'adsorption.....	28
3	Méthodes membranaires.....	29
3.1	La nanofiltration.....	29
3.2	L'osmose inverse.....	29
4	Paramètres de traitements physico-chimiques caractérisant les lixiviats.....	30

4.1	Analyse du Carbone Organique Total (C.O.T)	30
4.2	Demande Chimique en Oxygène (D.C.O)	30
4.3	Demande Biochimique en Oxygène (D.B.O).....	31
4.4	Potentiel hydrogène (pH)	31
4.5	Température	31
4.6	Conductivité	32
4.7	Salinité.....	32
4.8	Azote ammoniacal (NH_4^+)	32
4.9	Nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-).....	32
4.10	Spectroscopie Infra Rouge à Transformée de Fourier (F.T.I.R)	33
II.	LES PROCÉDÉS D'OXYDATION AVANCÉE (POA)	33
III.	PROCEDES HYBRIDES	39

Matériel et Méthodes

Partie I : Organisation du site d'étude

1	Description de la zone d'étude.....	40
1.1	Présentation de CET	41
1.2	Echantillonnage	42

Partie II : Caractérisation du lixiviat

1	Introduction.....	44
2	Matériel analytique	44
3	Paramètres physico-chimiques.....	46
3.1	Paramètres liés à la pollution azotée	46
3.1.1	Analyse de l'azote Kjeldahl (Méthode après minéralisation au sélénium).....	46
3.1.2	Dosage des ions nitrites NO_2^- (méthode de Zambelli)	48
3.1.3	Dosage des ions nitratent NO_3^- (Méthode de salicylate de sodium).....	50
3.2	Paramètres globaux liés à la Matière Organique.....	52
3.2.1	Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO_5).....	52

3.2.2	Mesure de la demande chimique en oxygène (DCO)	53
3.2.3	Mesures d'absorbances (Spectre à évolution UV-Visible).....	54
4	Identification moléculaire des souches bactériennes	55
4.1	Isolement et repiquage des souches bactériennes	55
4.2	Purification des microorganismes présents dans les lixiviats	57
4.3	Extraction d'ADN bactérien.....	57
4.4	Mesure de la concentration et la pureté de l'ADN Génomique.....	59
4.5	Amplification de l'ADNr 16S par Polymérase Chain Réaction (PCR)	59
4.6	Purification à partir de produit PCR.....	61
4.7	Electrophorèse	61
4.8	Séquençage.....	63
4.8.1	PCR pour le séquençage (selon le manuel du séquenceur 3500XL Genetic Analyzer Applied Biosystems / HITACHI)	63
4.8.2	Séquençage (DNA Sequencing by Capillary Electrophoresis, Applied Biosystems Chemistry Guide, Third Edition)	63
4.9	Correction et reconstitution des séquences	65
4.10	Recherche de similarités.....	65
4.11	Construction d'arbres phylogénétiques	65

Partie III : Traitement des lixiviats

1	Introduction.....	66
2	Procédé d'oxydation avancé par le système S ₂ O ₈ /UV.....	66
3	Procédé hybride : (Na ₂ S ₂ O ₈ /UV couplé à la Biodégradation biologique).....	67
3.1	Spectroscopie UV-Visible.....	67
3.2	Mesure de la DCO.....	68
4	Conclusion partielle	68

Résultats et Discussion

Partie I : paramètres physico-chimiques du lixiviat

1	Paramètres physico-chimiques <i>in situ</i>	69
---	---	----

1.1	Le potentiel hydrogène (pH)	69
1.2	La température.....	70
1.3	La Conductivité électrique	70
1.4	La salinité	70
1.5	Le total des solides dissous (TDS)	70
1.6	L'oxygène dissous.....	70
2	Paramètres physico-chimiques déterminés au laboratoire	71
2.1	La demande chimique en oxygène (DCO) avant traitement	71
2.2	La demande biologique en oxygène (DBO ₅) avant traitement	71
2.3	Le rapport DBO ₅ /DCO.....	72
2.4	Le rapport DCO/DBO ₅	72
2.5	Azote Kjeldahl, nitrate et nitrite avant traitement	73
3	Etude spectrale du Lixiviat	73

Partie II : Identification microbienne

1	Dénombrement des bactéries contenues dans les lixiviats	74
2	Isolement et repiquage des souches bactériennes avant traitement biologique	74
3	Identification moléculaire	75
3.1	Espèces bactériennes	75
3.2	Construction d'arbre phylogénétique	79

Partie III : Suivi de la dégradation de la matière organique

1	Traitement POA : système S ₂ O ₈ /UV	86
2	Traitement hybride : Biologique/POA.....	87
2.1	Suivi de la dégradation de la matière organique	88
2.1.1	Suivi de la DBO ₅	88
2.1.2	Suivi de l'évolution de la DCO	89
2.1.3	Indice de couleur du lixiviat (Color Number) "CN"	89
2.2	Suivi de l'évolution de la biomasse bactérienne	92

2.3	Evolution de pH	93
2.4	Isolement et repiquage des souches bactériennes après traitement biologique.....	97
3	Efficacité de la combinaison des procédés physicochimiques et biologiques pour la dégradation des composés organiques	98
	Conclusion Générale	100
	Références Bibliographiques	
	Annexes	
	Résumé	

Introduction Générale

Introduction Générale

La quantité des déchets ménagers et assimilés (DMA) en Algérie, estimée à 13 millions de tonnes en 2018, devra dépasser les 20 millions de tonnes en 2035, selon une étude récente réalisée par le ministère de l'environnement (**Algérie presse service**), due à l'évolution démographique et économique rapide qui conduit à une production massive de déchets, représentant un défi majeur pour la gestion environnementale. A titre d'exemple, la wilaya de Batna génère déjà 47 715 tonnes de déchets par an en 2010, une quantité qui n'a cessé de croître avec l'augmentation de la population et le développement économique. Pour l'élimination des déchets ménagers, l'Algérie a opté pour la construction des centres d'enfouissement techniques (CET) de classe 2 avec la réalisation de 122 CET. La technicité de cette activité a fortement progressé depuis la promulgation de la loi 01-19-2001 relative à la gestion des déchets. (**Aliouche et al., 2017**).

Au sein des masses de déchets, se passent des processus de dégradation liés à des réactions biologiques et physico-chimiques. Ainsi la percolation des eaux météoriques à travers les déchets génère un effluent liquide, le lixiviat, communément appelé "jus des décharges". Les lixiviats constituent un grand vecteur de la charge polluante et entrent dans la même catégorie que les eaux usées communales et industrielles fortement polluées (**Josse et al., 2016**), ils ont fait l'objet de plusieurs études (**Abbas et al., 2009 ; Amor et al., 2015 ; Bove et al., 2015 ; Dia et al., 2016 ; Sruthi et al., 2018 ; Teng et al., 2021 ; Wijekoon et al., 2022**). Ces lixiviats et biogaz dégagés, sont chargés de substances organiques et minérales qui engendrent une pollution essentiellement de type organique et métallique, en relation avec la biodégradation naturelle des déchets confinés et avec leurs composants anthropiques qui libèrent de nombreuses substances toxiques dans le milieu naturel, notamment dans l'atmosphère, les eaux souterraines et les cours d'eau (**Trabelsi, 2012**).

A cause de leur charge polluante souvent importante, les lixiviats doivent subir un traitement d'épuration avant d'être rejetés vers le milieu naturel. Les anciennes méthodes de traitement des lixiviats sont variées, parmi ces méthodes, l'osmose inverse est largement utilisée, mais elle présente des inconvénients notables notamment le coût élevé des membranes à osmose inverse et leur dégradation rapide due à la forte charge polluante des lixiviats limitent leur efficacité à long terme. Cette situation nous oblige à se poser la question, d'une part, sur le rendement et la durée de vie des membranes à osmose inversé utilisés dans les procédés physiques de traitement des lixiviats, et d'autre part et surtout, sur le coût de ces membranes qui devient de plus en plus lourd pour l'économie de l'état Algérien.

Introduction Générale

Les procédés de traitement hybrides semblent être la solution adéquate, offrant la possibilité de dégrader et d'éliminer les polluants organiques au maximum dans le but d'alléger la charge polluante traversant la membrane à osmose inversé et allonger ainsi leur durée de vie. Les techniques les plus fréquemment utilisées ces dernières années sont la bioremédiation et les procédés d'oxydation avancés (POA) qui produisent des radicaux hydroxyles $\bullet\text{OH}$ très réactifs. Ces deux techniques sont adaptables à une variété de conditions environnementales et aux types de polluants (Nora *et al.*, 2011). Plusieurs travaux ont prouvé l'efficacité du traitement du lixiviat par les procédés hybrides (Henry, 1999 ; Koçak *et al.*, 2013 ; Kalčíková *et al.*, 2015). Ainsi, il est crucial de mettre en place, au niveau CET, des traitements aussi efficaces, comme les procédés hybrides, pour pouvoir décomposer les matières organiques réfractaires présents dans le lixiviat, afin de réduire sa ténacité par le biais d'un prétraitement d'oxydation avancée suivi d'un traitement biologique.

Les objectifs de ce travail sont de faire :

- 1) Une évaluation de la qualité du lixiviat généré à partir du CET de la wilaya de Batna, par la détermination des caractéristiques physico-chimiques et bactériologiques ;
- 2) Un Suivi de dégradation de la matière organique contenue dans le lixiviat, afin d'évaluer l'efficacité du traitement hybride combinant de deux types de traitement (POA et biologique) à savoir : le système $\text{S}_2\text{O}_8/\text{UV}$;
- 3) Une identification moléculaire de bactéries existantes dans le lixiviat et ayant un pouvoir bioremédiateur pouvant jouer un rôle important dans la biodégradation de la matière organique.

Ce mémoire est structuré en plusieurs parties comme suit :

- La première partie présente le contexte et la problématique liée à l'augmentation des déchets et à la gestion des lixiviats.
- La deuxième partie est consacrée à une revue bibliographique, divisée en quatre chapitres : un aperçu général de la pollution, une étude des centres d'enfouissement technique, une exploration des types de lixiviats et de leurs processus de formation, et une analyse des différents procédés de traitement des lixiviats, avec un accent sur les POA et le système $\text{S}_2\text{O}_8/\text{UV}$.
- La troisième partie détaille les démarches expérimentales, y compris la collecte des échantillons, les réactifs utilisés et les méthodes analytiques.

Introduction Générale

- La quatrième partie présente et interprète les résultats obtenus, permettant de tirer des conclusions solides sur l'efficacité de traitement par le système utilisé.
- Enfin, nous concluons par une synthèse des résultats et des recommandations pour de futures recherches.

Synthèse Bibliographique

Partie I : Pollution

1 Définition

La pollution, selon **Smith et Mc. Dougal (2017)**, désigne tout rejet intentionnel ou accidentel de substances ou d'énergie dans l'environnement après avoir échappé au contrôle humain, tel que dans ! pouvant résulter d'événements naturels ou d'une mauvaise gestion des déchets et des effluents. Ces altérations peuvent avoir des effets directs sur la santé humaine et l'environnement immédiat, ainsi que des répercussions indirectes sur les êtres vivants via la chaîne alimentaire ou les écosystèmes plus éloignés (**NGO et Regent, 2008**). Face à sa diversité et son ampleur, la prévention et la gestion efficaces de la pollution sont nécessaires pour atténuer ses impacts négatifs sur la planète.

2 Evaluation de la pollution

L'évaluation de la pollution des écosystèmes est une démarche cruciale pour comprendre l'impact des activités humaines sur l'environnement et pour prendre des mesures appropriées de gestion et de protection (**Bouafia, 2010**). Cette évaluation peut être réalisée en utilisant diverses méthodes et approches, notamment :

2.1 Analyse des données environnementales

Cela implique la collecte et l'analyse de données sur la qualité de l'air, de l'eau, du sol, ainsi que sur la biodiversité. Ces données peuvent être obtenues à partir de stations de surveillance environnementale, de relevés sur le terrain, d'échantillonnage et d'analyses en laboratoire (**Valérie, 2000**).

2.2 Évaluation des contaminants

Il est important d'identifier les contaminants présents dans l'environnement (**Valérie, 2000**), tels que les polluants chimiques, les métaux lourds, les pesticides, les hydrocarbures, etc. L'analyse des contaminants permet de déterminer leur origine, leur concentration et leur répartition spatiale (**Freeze et Cherry, 1979**).

2.3 Tests biologiques

Les tests biologiques, tels que les tests de toxicité sur des organismes vivants, peuvent être utilisés pour évaluer l'impact des contaminants sur la faune et la flore. Ces tests permettent de détecter les effets nocifs des contaminants sur la santé et la survie des espèces (**Bouafia, 2010**).

2.4 Évaluation des dommages écologiques

L'évaluation des dommages écologiques consiste à évaluer les perturbations causées aux écosystèmes par la pollution (**Valérie, 2000**). Cela peut inclure la perte de biodiversité, la dégradation des habitats naturels, la contamination des ressources en eau, la diminution de la qualité des sols, etc.

En combinant ces différentes approches, il est possible d'obtenir une évaluation complète de la pollution des écosystèmes et de mettre en place des stratégies de gestion et de restauration appropriées pour protéger l'environnement et la biodiversité (**Bouafia, 2010**).

3 Classification des polluants

Classification très importante est fondée sur la capacité des polluants à être dégradés. On distingue deux classes principales (**Bouafia, 2010**) :

3.1 Les matières biodégradables

Elles sont dégradées par les micro-organismes, et peuvent être structurées en deux groupes :

- Matières rapidement biodégradables : composées de substances solubles, elles sont directement assimilées par les bactéries
- Matières lentement biodégradables : composées de substrats particuliers formés par un mélange de substances organiques solides, colloïdales et solubles. Ces matières sont soumises à certains processus intermédiaires avant d'être assimilées par les populations bactériennes (**Henze et al., 2002**).

3.2 Les matières non biodégradables

Ces substances inertes ne subissent aucun phénomène biologique de transformation. Elles peuvent être de nature aussi variée que des métaux lourds ou des composés issus de la mortalité des micro-organismes par exemple (**Maria, 2008**).

4 Nature de pollution

La pollution peut être classée de diverses manières, notamment en fonction des types de polluants impliqués. Selon ces derniers, on peut classer la pollution en trois catégories : pollution physique, pollution chimique et pollution biologique (**Martin et al., 1976**).

4.1 Pollution physique

La pollution physique se caractérise par des altérations visibles dans l'environnement. Cette forme de pollution implique la présence de particules solides de diverses origines, comme les activités industrielles, la construction, les émissions de véhicules et l'agriculture, présentes dans le sol, l'air sous forme de poussières, ou l'eau sous forme de sédiments (**Meddour, 2010**). Ces altérations peuvent perturber les écosystèmes en affectant la filtration des sols, la qualité de l'air et la santé des organismes aquatiques (**Martin et al., 1976**).

4.2 Pollution chimique

La pollution chimique résulte de la libération de substances minérales toxiques dans l'environnement, telles que les nitrates, les phosphates, l'ammoniac, les sels et les ions métalliques, provenant principalement d'activités industrielles, agricoles ou domestiques (**Martin et al., 1976**). Ces polluants ont des impacts nocifs sur les écosystèmes et la santé humaine. Par exemple, les nitrates et les phosphates, présents dans les engrais agricoles, peuvent provoquer une eutrophisation excessive des cours d'eau et des lacs (**Moustafa, 2021**). L'ammoniac, émis par les déchets d'animaux et d'industries, contribue à la pollution de l'air et de l'eau. Les métaux lourds comme le plomb, le mercure, le cadmium et le chrome, souvent issus des déchets industriels, peuvent s'accumuler dans l'environnement et les organismes vivants, entraînant des dommages écologiques et des risques pour la santé humaine, tels que des problèmes neurologiques, rénaux et cardiovasculaires (**Meddour, 2010**).

4.3 Pollution biologique

La pollution biologique se caractérise par une présence excessive et une prolifération de micro-organismes dans l'environnement, notamment dans le sol, l'air et l'eau, pouvant agir comme des agents pathogènes et représentant des risques pour la santé et l'environnement (**Guessoum et al., 2014**). Les sources de cette pollution incluent les eaux usées non traitées, les déchets agricoles et industriels, ainsi que les déchets alimentaires. Une gestion adéquate des déchets et un traitement efficace des eaux usées sont cruciaux pour réduire cette forme de pollution et prévenir les risques pour la santé publique (**Kehila et al., 2007**).

5 Types de pollution

5.1 Pollution de l'air

La pollution atmosphérique désigne la contamination de l'air par diverses substances polluantes, telles que des gaz, des particules solides ou liquides, émis par des activités humaines et naturelles

(Zoma, 2022). Les principales sources incluent les émissions des véhicules, des industries, des centrales électriques, de l'agriculture et des activités domestiques telles que le chauffage au bois et la cuisson. Ces émissions contiennent des polluants tels que les oxydes d'azote (NO_x), les composés organiques volatils (COV), le dioxyde de soufre (SO₂), les particules fines, le monoxyde de carbone (CO) et d'autres substances nocives (Misztal et al., 2015).

5.2 La pollution de l'eau

La pollution de l'eau résulte de la contamination de sources d'eau douce ou d'eau de mer par des substances nocives, des déchets ou des micro-organismes, altérant ainsi leur qualité et leur sécurité pour les êtres vivants. Les principales sources de pollution de l'eau comprennent (Moustafa, 2021) :

- Les activités agricoles : dans le secteur agricole, les pesticides et les engrais sont souvent responsables de la pollution de l'eau. Lorsqu'ils sont utilisés en excès ou mal gérés, ces produits chimiques peuvent s'infiltrer dans les sols et atteindre les cours d'eau, contaminant ainsi les sources d'eau potable et menaçant la santé humaine et animale (Laoufi et al., 2023).
- Les rejets industriels et municipaux : les rejets ménagers constituent également une source importante de pollution de l'eau. Les médicaments, les produits de nettoyage et les biocides présents dans les eaux usées domestiques peuvent être difficiles à traiter dans les stations d'épuration traditionnelles, ce qui entraîne leur libération dans l'environnement et leur contamination des ressources en eau (Idrissa et al., 2023).
- Les phosphates : sont une autre source majeure de pollution de l'eau, entraînant un phénomène appelé eutrophisation. Lorsqu'ils sont présents en excès dans les cours d'eau, les phosphates favorisent la croissance excessive d'algues, qui consomment l'oxygène disponible dans l'eau, asphyxiant ainsi les autres formes de vie aquatique (Toumi, 2021).
- Les marées noires et les déversements d'hydrocarbures provenant des bateaux constituent une menace majeure pour la qualité de l'eau (Tephany, 2022). Ces substances peuvent se répandre sur de vastes étendues d'eau, contaminant les écosystèmes marins, tuant la faune et la flore aquatiques et ayant des répercussions durables sur la santé des écosystèmes côtiers (Dogaris et al., 2020).

5.3 Pollution du sol et de végétation

La notion de pollution du sol désigne toutes les formes de pollution touchante n'importe quel type de sol (agricole, forestier, urbain...). Un sol pollué devient à son tour une source possible, de diffusion directe ou indirecte, de polluants dans l'environnement ; via l'eau, les envols de poussières, les vapeurs gazeuses ou bien via une réconcentration et transfert de polluants par des organismes vivants (bactéries, champignons, plantes à leur tour mangés par des animaux) (Meddou, 2010).

Partie II : Centres d'Enfouissement Technique (CET)

1 Définition

Un CET, appelé aussi décharge technique, est une installation de traitement des déchets solides non dangereux, qui consiste à enfouir les déchets dans des fosses aménagées à cet effet. Les déchets sont compactés et recouverts de plusieurs couches de matériau de couverture pour réduire les risques environnementaux et sanitaires. Des normes et standards stricts sont appliqués à la construction, à la gestion et à la surveillance du CET pour assurer sa sécurité et son efficacité à long terme (**Lebeau & Pantet, 2010**). L'enfouissement des déchets est donc une opération de stockage des déchets en sous-sol. Le principe général de l'enfouissement est de stocker des déchets, en éliminant leur contact direct avec le sol et de récupérer en dessous et les côtés les Lixiviats et en dessus le Biogaz (**Meddou, 2010**). La figure 1 représente les différentes techniques de gestion des déchets ménagers.

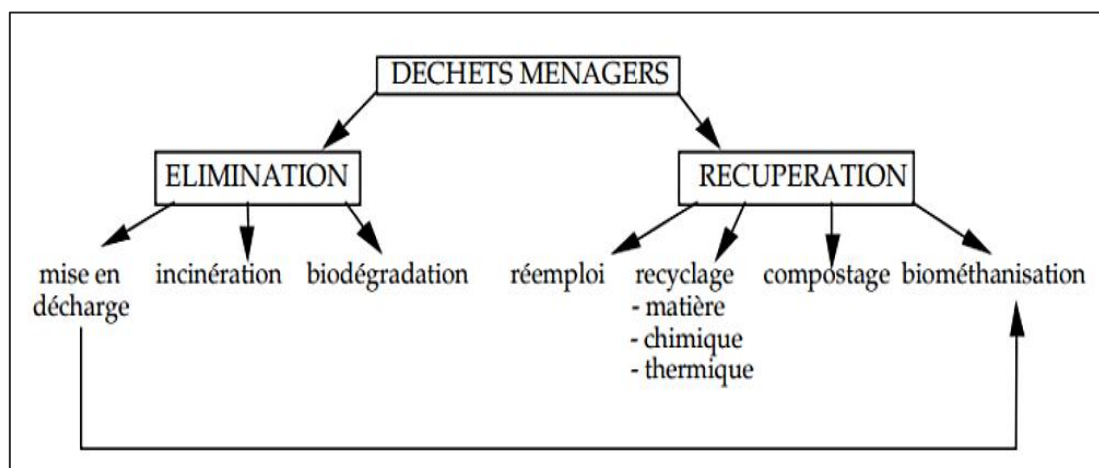


Figure 1 : Techniques de gestion des déchets ménagers (**Thonart et al., 1998**).

2 2. Types des CET

Selon la nature des déchets admis, les CET sont répartis en trois classes (**Mohammedi, 2016**):

2.1 CET de Classe I

Ces décharges sont habilitées à recevoir certains déchets industriels spéciaux, selon **Amara et al., 2021**, on trouve :

- Les déchets industriels spéciaux de catégories **A** comprennent : Les résidus de l'incinération, les résidus de la sidérurgie comme les poussières et les boues d'usinage, les résidus de

Synthèse Bibliographique

forages, les déchets minéraux de traitement chimique comme les sels métalliques et les oxydes métalliques.

- Les déchets de catégories **B** comprenant les résidus de traitement d'effluents industriels et d'eaux industrielles, les déchets ou de sols pollués, les résidus de peinture, les résidus de recyclage d'accumulateurs et de batteries.

2.2 CET de Classe II

Les déchets admissibles dans ces décharges sont les déchets ménagers et assimilés, les déblais et gravats, les déchets commerciaux, artisanaux et industriels banals assimilables aux ordures ménagères, les déchets d'origine agricole qui ne présentent pas de danger pour la santé humaine et l'environnement, etc. (Amara et al., 2021).

2.3 CET de Classe III

Pour les déchets inertes qui ne subissent aucune modification physique, chimique ou biologique lors de leur mise en décharge. Ils proviennent de l'exploitation des mines, des travaux de démolition ou de construction, et ils ne sont pas contaminés par des substances susceptibles de nuire à la santé et à l'environnement. Les principales sources de ces déchets sont notamment les déchets de chantiers et de travaux publics. Ils sont composés essentiellement de gravats, décombres, déblais, bois, acier, plâtres etc (Djemaci, 2012).

3 Composition des déchets traités des CET

Les déchets urbains sont constitués principalement des déchets ménagers hétérogènes, ils comprennent aussi des déchets de commerce et de bâtiments publics. Leur composition est très variable suivant la région, le climat, les habitudes des populations, le caractère de l'agglomération (zone urbaine, ou rurale, zone industrielle ou commerciale, etc.), le niveau de vie des habitants, et le type de collecte. La connaissance de la composition des ordures ménagères a une importance primordiale notamment pour le développement de la valorisation (Martin, 2006).

Dans les villes des pays en voie de développement, la composition du flux des déchets urbains reste dominée par les déchets organiques d'origine alimentaire qui représente environ 54% en moyenne de la quantité globale. La figure 2 représente la composition des déchets solides produits en Algérie, selon l'Agence Nationale des Déchets AND 2019 (Mansouri Reguig, 2020).

En Algérie, un protocole de caractérisation des flux et de la composition des déchets urbains existe, NETCOM (Etablissement de Nettoyement et de collecte des Ordures Ménagères). Il

Synthèse Bibliographique

renseigne sur la composition des déchets par catégorie et sous-catégorie, sur le tri (taille de maille du tri granulométrique), sur l'échantillonnage, sur la connaissance du gisement d'ordures ménagères dans son intégrité et de la composition physico-chimique des ordures ménagères (Guettioui et Ould-Rouis, 2013).



Figure 2 : Composition des déchets en Algérie en 2019 (Mansouri-Reguig, 2020).

4 4. Le choix de site

Selon Molleta et al (2009), le site d'implantation de l'installation de stockage doit répondre à plusieurs exigences :

Tout d'abord, l'installation doit être distante d'au moins 200 m de toute zone habitée et de tout local susceptible d'accueillir du public). Ensuite, le contexte géologique et hydrogéologique du site doit être favorable à l'installation. La protection des ressources en eau, de prévenir les risques. Un centre d'enfouissement technique permet de stocker les déchets en éliminant leur contact avec le sol et de récupérer les eaux de percolation (lixiviat) en périphérie et au-dessus le biogaz (Addou, 2009).

Pour Rogaume (2006), la mise en place et le fonctionnement d'un centre et stockage expliqué dans les grandes lignes suivantes :

- Eviter les zones d'inondation, d'affaissement, de glissement de terrain ou d'avalanche sur le site,
- Doit être compatible avec la protection du patrimoine naturel ou culturel de la zone.

5 Aménagement et fonctionnement d'un CET

L'aménagement et le fonctionnement d'un Centre d'Enfouissement Technique (CET) impliquent plusieurs étapes et dispositifs pour assurer une gestion adéquate des déchets et minimiser leur impact sur l'environnement (Figure 3). Voici un aperçu des principales mesures à prendre selon **Addou, 2009** :

5.1 Aménagement du site

Cela comprend la création des alvéoles où les déchets seront enfouis. Les alvéoles sont généralement conçues avec des pentes légères pour faciliter le drainage des lixiviats. Les eaux de ruissellement doivent être détournées pour éviter toute contamination des alvéoles et des eaux souterraines avoisinantes. Une fois remplies, les alvéoles doivent être correctement protégées et recouvertes pour éviter les émissions de gaz et les infiltrations d'eau.

5.2 Gestion des lixiviats

Les lixiviats, qui sont des eaux polluées provenant de la décomposition des déchets, doivent être collectés via un système de drainage installé au fond des alvéoles. Ces lixiviats sont ensuite dirigés vers une unité de collecte et de traitement où ils sont traités pour en éliminer les polluants avant d'être rejetés dans l'environnement ou dans le réseau d'assainissement.

5.3 Captage et valorisation du biogaz

Les déchets enfouis dans un CET produisent du biogaz, principalement du méthane. Ce biogaz est capté à l'aide d'un système de captage et peut être valorisé comme source d'énergie renouvelable pour la production d'électricité ou de chaleur, ou bien détruit par combustion pour éviter les émissions dans l'atmosphère.

5.4 Système de suivi des rejets de lixiviats

Les rejets de lixiviats doivent respecter des normes environnementales strictes pour éviter toute contamination des sols et des eaux souterraines. Un système de suivi régulier des rejets de lixiviats est mis en place pour s'assurer de la conformité aux normes et prendre des mesures correctives si nécessaire. Le traitement des lixiviats peut inclure des processus tels que la coagulation, la floculation, la précipitation et d'autres techniques de traitement physico-chimique.

5.5 Surveillance des eaux souterraines

Un programme de surveillance des eaux souterraines est mis en place pour détecter toute contamination éventuelle causée par les rejets de lixiviats ou d'autres sources potentielles de pollution. Cela implique la mise en place de puits de surveillance et la collecte régulière d'échantillons pour analyse afin de garantir la protection des ressources en eau souterraine.

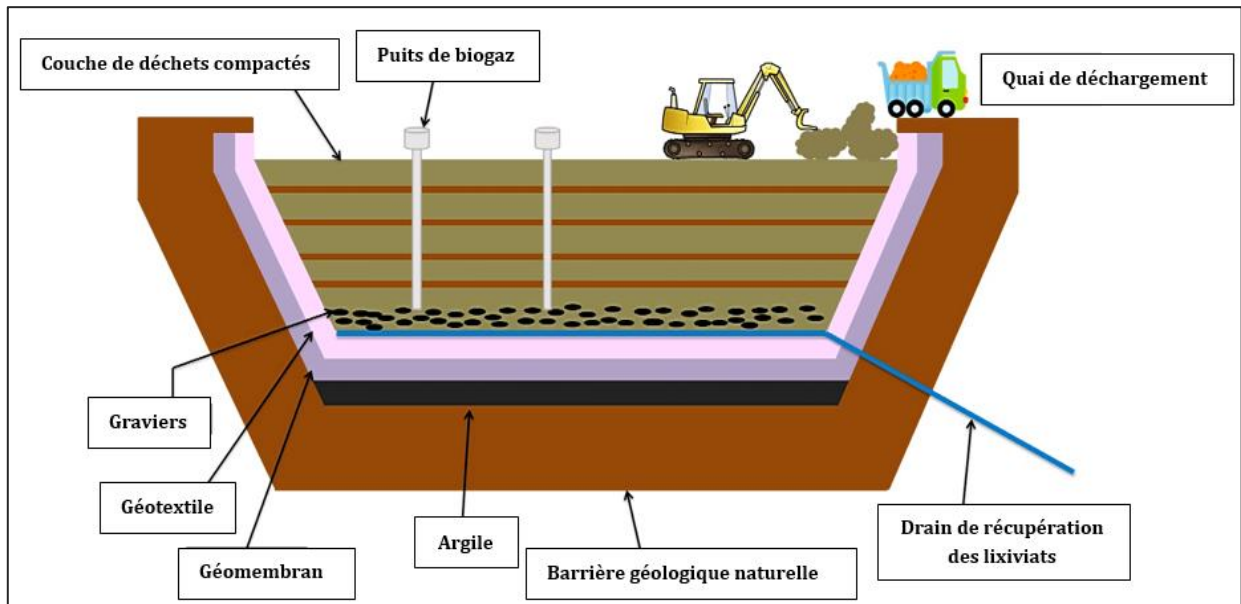


Figure 3 : Schéma simplifié de l'aménagement d'un CET (Addou, 2009).

Partie III : Lixiviats

1 Généralités

Selon la législation européenne, le terme "lixiviat" est défini comme « tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci » (**Art 2, (i) Directive européenne sur les décharges, adoptée le 27 avril 1999**). Cette appellation, issu du latin « lixivius » évoquant le « jus de lessive » ou « l'eau pour le lavage », désigne de manière plus courante le liquide résiduel résultant de l'infiltration de l'eau à travers une matière, englobant ainsi toutes les substances liquides générées par les sites d'enfouissement (**Sillet et al., 2001**).

La composition des lixiviateurs présente une variabilité significative, influencée par divers facteurs tels que l'ancienneté de la décharge, la nature des déchets stockés, les conditions météorologiques et la géologie du site (**El Bada et al., 2010 ; Dogaris et al., 2020**). Néanmoins, ces liquides résiduels ont tendance à contenir un mélange complexe de substances organiques et inorganiques, accompagné de micro-organismes (**Khalfallah et al., 2019**).

Cette complexité inhérente impose la nécessité impérieuse de ne pas rejeter directement ces lixiviateurs dans l'environnement naturel, les obligeant ainsi à être soigneusement collectés et soumis à un traitement approprié (**Bourcheche, 2018**).

2 Mécanisme de formation et d'évolution de lixiviat

Le processus d'infiltration des eaux de pluie à travers les déchets confinés dans les sites d'enfouissement (**Berthe, 2006**), implique la dissolution des composants dans l'eau et leur entraînement mécanique influencés par des microorganismes catalyseurs (Figure 4). Les cinétiques observées dépendent principalement du type d'activités bactériennes qui se déroulent au sein du site d'enfouissement.



Figure 4 : Schéma représentant la Formation de lixiviat (**Laceb et Meziani,2013**).

Synthèse Bibliographique

Les lixiviats sont de nature différente selon l'âge de la décharge. Il existe cinq étapes caractéristiques de l'évolution d'une décharge (**Wagner et Vasel, 1997**) :

2.1 Phase aérobie

La première étape du processus se distingue par l'hydrolyse de matières organiques complexes telles que les protéines, les lipides et les polysaccharides, en molécules plus simples comme les acides gras, les peptides et les acides aminés. Ce mécanisme d'hydrolyse est facilité par l'activité des enzymes extracellulaires produites par des microorganismes aérobies et aérobies facultatifs (**Aguilar A.J., 1999**), Permettant ainsi la transformation de la matière organique en une forme plus facile à dégrader par les microorganismes.

L'étape de l'hydrolyse est suivie d'une phase de transition, où les conditions aérobies évoluent graduellement vers des conditions anaérobies. Pendant cette transition, les molécules organiques hydrolysées sont métabolisées par des bactéries aérobies, ce qui entraîne une diminution rapide de la concentration en oxygène dans les espaces interstitiels. Et ce qui crée, en contrepartie, un environnement favorable à la dégradation anaérobie qui est caractérisé par une baisse du potentiel redox et une augmentation de demande chimique en oxygène (DCO) proportionnelle à la concentration en matière organique (**Wagner et Vasel, 1997**).

2.2 Phase acidogénique

Durant cette phase, les déchets subissent progressivement une dégradation anaérobie, où les molécules simples obtenues lors des étapes précédentes sont transformées en acides de faible poids moléculaire, tels que l'acide lactique et les acides gras volatils (AGV) de 2 à 5 atomes de carbone (**Christensen et al., 1994; Harmsen, 1983**). Les lixiviats produits durant cette période possèdent de fortes valeurs en DBO (demande biochimique en oxygène) et un pH acide (**Kjeldsen et al., 2002**), ce qui provoque une solubilisation accrue des minéraux contenus dans les déchets tels que le fer, le manganèse, le zinc, le calcium et le magnésium (**Wu J., 2011**).

2.3 Phase acétogénique

Sous l'action de microorganismes acétogènes, les acides gras volatils sont convertis en acétate, dioxyde de carbone et en hydrogène moléculaire qui sont des molécules précurseurs de la méthanogenèse (**Kurniawan T.A., 2006**).

2.4 Phase méthanogénique

C'est une phase orchestrée par les bactéries méthanogènes, qui sont des micro-organismes strictement anaérobies appartenant à la classe des Archaeobactéries (Martin, 2022). Ces microorganismes, caractérisés par une gamme métabolique limitée en termes de coenzymes, produisent du méthane et de dioxyde de carbone à partir d'acide acétique, l'acide formique, le méthanol, le dihydrogène et le CO₂ (Samain, 1987), par un processus de biotransformation (Figure 5).

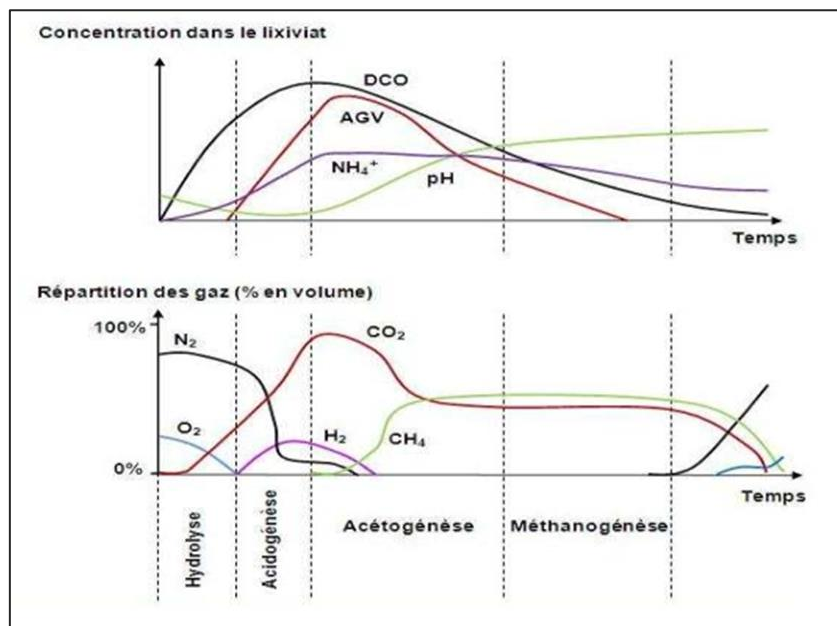


Figure 5 : Évolution de la composition du lixiviat et du biogaz au cours de la dégradation des déchets (Christensen T.H., 1989).

Il existe deux types de bactéries méthanogènes qui interviennent dans la méthanogénèse (Dirrenberger, 2022) : les premières acétoclastique qui dégradent l'acétate en dioxyde de carbone et en méthane, tandis que les secondes réduisent le dioxyde de carbone, les bicarbonates ou les carbonates en présence de dihydrogène, en méthane (respiration anaérobie).

Au cours de la phase méthanogénique, la concentration en acide acétique (substrat principal de la méthanogénèse) diminue rapidement conduisant à une augmentation des valeurs de pH (9) (Kjeldsen et al., 2002) et une faible DCO représentative d'une matière organique difficilement biodégradable (Christensen et al., 1994; Ehrig, 1983) (Figure 6).

2.5 Phase de maturation

Représente une période de transition pour la matière organique présente dans le lixiviat, pendant laquelle la matière organique évolue vers un état plus stable et moins réactif. On observe une diminution de la production de gaz et une stabilisation des processus de dégradation anaérobie. La matière organique restante subit des transformations à la fois chimiques et biologiques qui la rendent moins susceptible à la dégradation, avec la production de molécules de haut poids moléculaire e substances humiques et fulviques (**Kanga K H., 2002**).

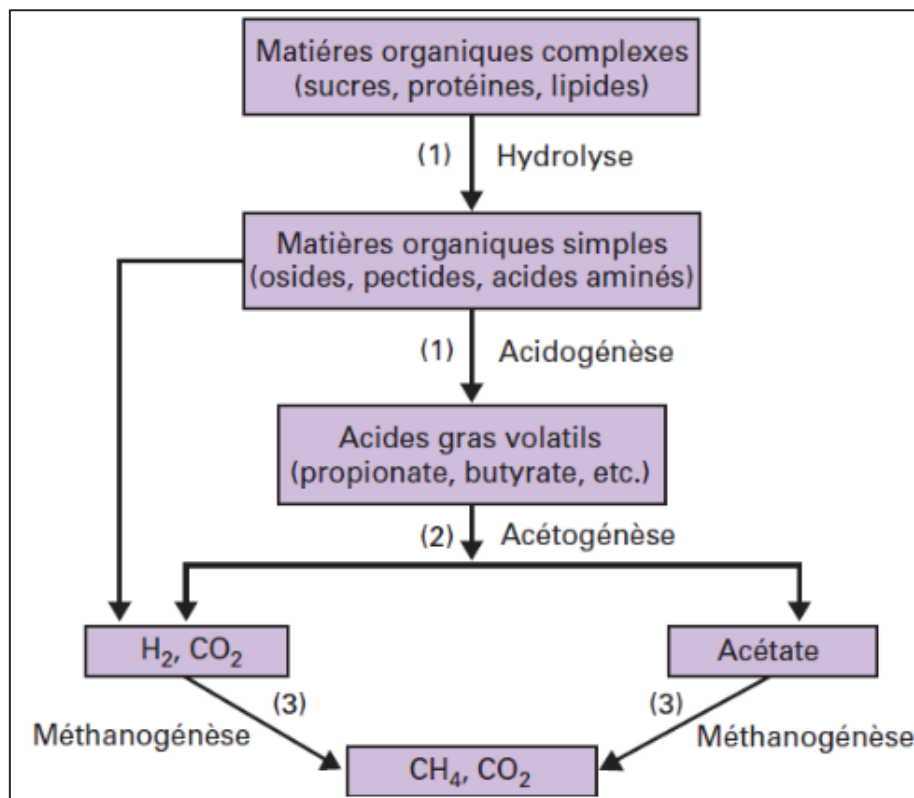


Figure 6 : Processus de méthanisation (El-Fadel M., 2000).

3 Composition des lixiviats

La composition chimique des lixiviats varie d'une décharge à l'autre. L'eau de pluie percolant à travers les ordures ménagères enfouies, se charge en DCO de manière importante, en azote réduit ($NTK = 0,5 \text{ à } 1 \text{ g.L}^{-1}$) avec une forte proportion d'azote ammoniacal (**Kamp et Édeline, 1998**), en acides gras volatils (AGV) qui constituent 95% de leur carbone organique total, des gaz (CO_2 et CH_4) et des molécules stabilisées (acides humiques et acides fulviques) (**Ould Ali, 2018**). De plus, Les lixiviats contient aussi divers xénobiotiques tels que les phtalates, les composés aromatiques, les phénols, les pesticides et les composés chlorés (**Kulikowska et Klimiuk, 2008 ; Kalčíková et al., 2015**).

Par ailleurs, les lixiviats peuvent aussi contenir certains micro-organismes pathogènes, représentés le plus souvent par *Clostridium perfringens*, *Pseudomonas aeruginosa* et *Staphylococcus aureus* (Sillet et al., 2001).

La diversité des composantes du lixiviat est influencée par une multitude de facteurs, notamment la nature et l'ancienneté de la décharge, le type de déchets et leur degré de décomposition, les pratiques de mise en décharge, la vitesse à laquelle l'eau s'infiltré dans les déchets, la géologie du site et les conditions climatiques (Kurniawan et al. 2006 ; Renou et al. 2008).

Plus de 200 familles de composés organiques ont pu être identifiées au cours des nombreuses études menées sur la caractérisation des lixiviats des décharges (Sillet et al., 2001). Malgré sa complexité, quatre principaux groupes de polluants caractérisent les lixiviats (Trabelsi, 2012) :

3.1 La matière organique dissoute ou en suspension

3.1.1 La matière Organique Dissoute (MOD)

Se compose de substances organiques qui sont dissoutes dans l'eau, structurellement complexes et relativement résistantes, telles que la lignine, le pollen, les acides fulviques, les acides humiques, les sucres, les acides aminés et d'autres composés organiques dissous (Ademe, 2000). Elle est souvent mesurée à l'aide de techniques telles que la spectrophotométrie UV-visible ou la mesure de la demande biochimique en oxygène (DBO).

3.1.2 La matière organique en suspension (MOP)

Elle est constituée de particules organiques fines (généralement plus grosses que 0,45µm) suspendues dans l'eau, ces particules peuvent provenir de diverses sources telles que la décomposition des êtres vivants, les déchets agricoles ou urbains, les sédiments organiques, et les matières en suspension issues de processus industriels. Elle est souvent mesurée par des techniques de filtration et de pesée des particules récupérées sur les filtres (Mostarih, 2016).

Le rapport DBO/DCO donne une approche de degré de biodégradabilité de lixiviat (matière organique), Des valeurs plus faibles de ce rapport (entre 0.05 et 0.2) indiquent une biodégradabilité plus difficile, tandis que des valeurs plus élevées (entre 0.4 et 0.5) suggèrent une matière organique plus facilement biodégradable (Lokbani et Bensouna, 2017).

3.2 Les micropolluants organiques

Les micropolluants organiques peuvent se trouver dans l'eau sous forme dissoute ou en suspension, provenant d'une variété de sources tels que les déversements d'eaux usées urbaines et/ou industrielles, les retombées atmosphériques, les ruissellements d'eaux contaminées provenant des sols agricoles ou des routes, ainsi que les sédiments des cours d'eau. Ces micropolluants peuvent être scindés en deux grandes familles selon **Pronost et Matejka, 2000** :

- **Les composés halogénés** : Comprennent les pesticides, les polychlorobiphényles (PCB), les polybromodiphényléthers (PBDE) et les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP).
- **Les composés non halogénés** : Comprennent les perturbateurs endocriniens, les composés organiques volatils (COV) et les composés organiques semi-volatils (COSV).

3.3 Composés minéraux majeurs sous forme ionique

Les composés minéraux majeurs sous forme ionique présents dans le lixiviat, incluent une variété d'ions essentiels tels que le calcium (Ca^{2+}), le magnésium (Mg^{2+}), le sodium (Na^+) et le potassium (K^+), les sulfates (SO_4^{2-}), les phosphates (PO_4^{3-}) et les chlorures (Cl^-), qui peuvent être présents en concentrations significatives. L'ammonium (NH_4^+) et les bicarbonates (HCO_3^-) sont également souvent détectés dans le lixiviat, contribuant à sa composition chimique complexe et à son potentiel impact sur l'environnement (**Trabelsi, 2011**).

3.4 Cations de métaux lourds à l'état de traces

Ils migrent pendant plusieurs années dans les décharges, leur capacité de migration peut être améliorée par la formation de complexes très stables avec la matière organique (macromolécules de type humique et fulvique) les ligands minéraux (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) ainsi que la matière colloïdale existante dans les lixiviats (**Trabelsi, 2011**).

4 Type des lixiviats

Selon le stade d'évolution biologique des déchets, trois types de lixiviats (Tableau 1) ont été distingués (**Mansouri-Reguig, 2020**) :

4.1 Lixiviats jeunes (< 5 ans)

Ces lixiviats se distinguent par leur importante charge organique relativement biodégradable principalement composée d'acides gras volatils (environ 80% de la charge organique), avec un rapport de $\text{DBO}_5/\text{DCO} > 0,3$, la DCO dépasse souvent les 20 000 mg/L et peut même atteindre

Synthèse Bibliographique

des valeurs extravagantes (jusqu'à 80 000 mg/L) (**Labadi et Saadoudi, 2019**). En outre, ils peuvent contenir des concentrations élevées de métaux, allant jusqu'à 2 g/L, en raison de leur pH relativement bas ($< 6,5$) correspondent aux premières phases non méthanogènes de l'évolution d'une décharge (**Berkani, 2016**).

4.2 Les lixiviats intermédiaires

Ils correspondent à la phase méthanogène stable qui représente le passage entre le lixiviat jeune et le lixiviat stabilisé. Au fur et à mesure que la décharge vieillit et que les déchets se stabilisent, la charge organique diminue (entre 3 000 et 15 000 mg/L), le rapport DBO_5/DCO avoisine les 0,2 (**Labadi et Saadoudi, 2019**), le pH avoisine la neutralité, la charge en métaux devient négligeable et les acides gras volatils se raréfient (20 à 30% de la charge du lixiviat) au profit de composés de hauts poids moléculaires. L'émergence de ces composés tend à diminuer la biodégradabilité du lixiviat (**Trabelsi, 2012**).

4.3 Les lixiviats stabilisés ou mature (> 10 ans)

Ces lixiviats correspondent à la phase de maturation de la décharge, Ils sont caractérisés par une faible charge organique, composée essentiellement de substances humiques de hauts poids moléculaire (la DCO est inférieur à 2000 mg. L⁻¹) qui sont réfractaires à la biodégradation ($DBO_5/DCO < 0,1$) (**Trabelsi, 2011**), Leur pH est légèrement basique (7,5 à 8,5), les acides carboxyliques et les métaux n'existent presque pas dedans. Ce type de lixiviat est généralement traité par le système de lagunage naturel (**Lokbani et Bensouna, 2017**).

Les lixiviats matures sont, par rapport aux jeunes, moins pollués en raison de la décomposition déjà accomplie des composés organiques et de la précipitation des éléments solubles existant dans la décharge. Cependant, le lixiviat mature contient encore un certain nombre de composés toxiques et bioréfractaires et des concentrations élevées d'azote et de chlorures d'ammonium (**Kalčíková et al., 2015**). Le (Tableau 1) présente les principales caractéristiques des différents types de Lixiviats :

Tableau 1 : Classification des lixiviats (**Baig et al., 1999**).

Type de lixiviat	Jeune	Intermédiaire	Stabilisé
Age des lixiviats	< 5 ans	5 - 10 ans	> 10 ans
pH	< 6,5	7	> 7,5
DCO (g.L ⁻¹)	> 20	3 – 15	< 2
DBO ₅ /DCO (Biodégradabilité)	> 0,3	0,1 - 0,3	< 0,1
COT/DCO	0,3	-	0,4
Matières organiques (% AGV)	70 - 90 % AGV	20 - 30 % AGV	SHF
Azote	100 - 2000 mg.L ⁻¹	-	-
Métaux (g.L ⁻¹)	2	< 2	< 2
AGV : Acides Gras Volatils SHF : Substances humiques et fulviques et substances de haut poids moléculaire			

5 Impact des lixiviats sur l'environnement et la santé humaine

Les lixiviats de décharges publique sont une préoccupation majeure en matière de pollution environnementale et de santé publique. Ces liquides toxiques contiennent une multitude de substances nocives, notamment des métaux lourds, des composés organiques volatils, des agents pathogènes et des produits chimiques issus de la décomposition des déchets. Les lixiviats mal gérés provenant de ruptures, de perforations accidentelles et d'attaques chimiques sur les géomembranes de protection sous-jacentes peuvent contaminer les cours d'eau, les nappes phréatiques et les sols ; risque de pathologie cancérigène, de malformations congénitales et de mutations génétiques pour ceux qui boivent cette eau contaminée (**Meddour, 2010**).

La simple présence d'un contaminant dans l'environnement ne suffit pas à déterminer un risque ; c'est plutôt sa biodisponibilité et par conséquent son contact avec une cible qui définit le risque. La gestion des risques associés aux lixiviats de décharge requiert donc non seulement la surveillance des niveaux de contaminants dans l'environnement, mais également une compréhension approfondie de la manière dont ces contaminants se déplacent, se transforment et interagissent avec les organismes vivants. Cela implique la réalisation d'évaluations de risques approfondies ainsi que la mise en œuvre de mesures préventives et correctives (**AECOM Tecsult Inc., Décembre 2010**).

5.1 Impact sur la santé humaine

Les eaux de lixiviation contiennent généralement trois classes de substances qui peuvent porter atteinte à la santé humaine : les composés inorganiques, les composés organiques et les microorganismes pathogènes (**Kehila et al., 2007**). Les tableaux ci-dessous représentent les effets possibles de certains contaminants sur la santé après une exposition chronique (**CSST, 2010**).

Tableau 2 : Effets possibles des métaux sur la santé suite à une exposition chronique.

Métaux lourds	Utilisation et sources	Effets toxiques possibles suite à une exposition chronique
Cadmium	Agent de placage, fabrication de colorants.	Dommmages aux reins, jaunissement des dents, fatigue, souffle court, sécheresse de la bouche et de la gorge, troubles olfactifs, emphysème, ostéomalacie, hypertension artérielle possible ; cancer du poumon et de la prostate (Centre international de recherche sur le cancer groupe 1).
Arsenic	Alliage, soudure, combustion du charbon, activités agricoles.	Lésions cutanées, neuropathies périphériques, atteintes cardiovasculaires et vasculaires périphériques (gangrène), incidence de diabète plus élevée ; cancer de la peau, du poumon, de la vessie, du foie et des reins à la suite de l'ingestion d'eau contenant de l'arsenic (CIRC groupe 1).
Plomb	Alliage, batteries, munitions, matériaux de blindage, matériaux pour la manutention de produits corrosifs, revêtements de câbles électriques, pigments de peintures céramiques, verre et plastiques.	Trouble digestif, douleurs articulaires et musculaires aux extrémités, effets sur le système sanguin (anémie), effets sur le système nerveux, Insuffisance rénale chronique, augmentation de la pression artérielle, affaiblissement de la fonction immunitaire, cancérogénicité (CIRC Groupes 2A, 2B). <ul style="list-style-type: none"> ○ Femmes : avortements spontanés traverse le placenta, accouchements

Synthèse Bibliographique

		<p>prématurés, bébés de petit poids, trouvé dans le lait maternel.</p> <ul style="list-style-type: none">○ Jeune enfant : retards de croissance, de développement neurocomportemental et déficiences mentales.
Mercur	Fabrication de thermomètre, baromètre, manomètres ; lampe au mercure, tube fluorescent. Constituant de piles, de lampes, de tubes fluorescents. Préparation d'amalgames en dentisterie.	Paresthésies, Insuffisance rénale, vision en tunnel, baisse de l'audition, ataxie, dysarthrie, microcéphalie, déficit moteur cérébral, acrodynie, retard psychomoteur, cancérogénicité (CIRC Groupe 3).

Tableau 3 : Maladies transmissibles par la consommation d'eau contaminée par le lixiviat
(Institut national de santé publique du Québec, 2010).

Maladie/agent de contamination	Période d'incubation	Symptômes
BACTERIE :		
Shigellose (<i>Shigella sp.</i>)	1-7 jours	Maladie aiguë du colon et de l'intestin grêle, Diarrhée, fièvre, vomissements, sang dans les selles à l'occasion.
Fièvre typhoïde (<i>Salmonella typhimurium</i>)	1-3 jours	Douleurs abdominales, fièvre, frissons, diarrhée ou constipation, hémorragie ou perforation intestinale.
Salmonellose (<i>Salmonella spp.</i> exception de <i>S.typhi</i> , <i>S.choleraesuis</i> , <i>S.paratyphi</i>)	6-72 heures	Gastro-entérite aiguë débutant subitement par des céphalées, diarrhée, nausées, douleurs abdominales, vomissements, fièvre.
La yersiniose (<i>Yersinia enterocolitica</i>)	1-7 jours	Douleurs abdominales supposant une appendicite aiguë, fièvre, céphalées, malaises, diarrhée, vomissements.
VIRUS :		
Hépatite A (VHA)	15-45 jours	Fièvre, malaises, anorexie, nausées, jaunisse.
PARASITE :		
Giardiase (<i>Giardia lamblia</i>)	7-14 jours	Diarrhée chronique, crampes abdominales, flatulence, selles malodorantes, fatigue, perte de poids
Cryptosporidiose (<i>Cryptosporidium parvum</i>)	1-12 jours	Diarrhée aqueuse profuse, crampes abdominales, nausées, céphalées, vomissements, fièvres et douleurs musculaires. L'infection peut durer indéfiniment chez les personnes immunodéprimées.

5.2 Impact psychosocial

Les effets psychosociaux des décharges, vont au-delà de la simple préoccupation pour la santé physique (Figure 7). Les nuisances visuelles, olfactives et sonores associées à ces installations peuvent générer un environnement stressant et désagréable pour les résidents locaux, y compris les travailleurs. La vue de montagnes de déchets, les odeurs nauséabondes et le bruit continu des activités de la décharge peuvent contribuer à un sentiment d'insécurité et à une détérioration de l'environnement local. Ces éléments peuvent directement impacter le bien-être mental des habitants, induisant du stress, de l'anxiété et de la frustration. Les résidents peuvent se sentir impuissants face à la présence de la décharge et aux répercussions qu'elle a sur leur vie quotidienne et leur qualité de vie (AECOM Tecsuit Inc., Décembre 2010).

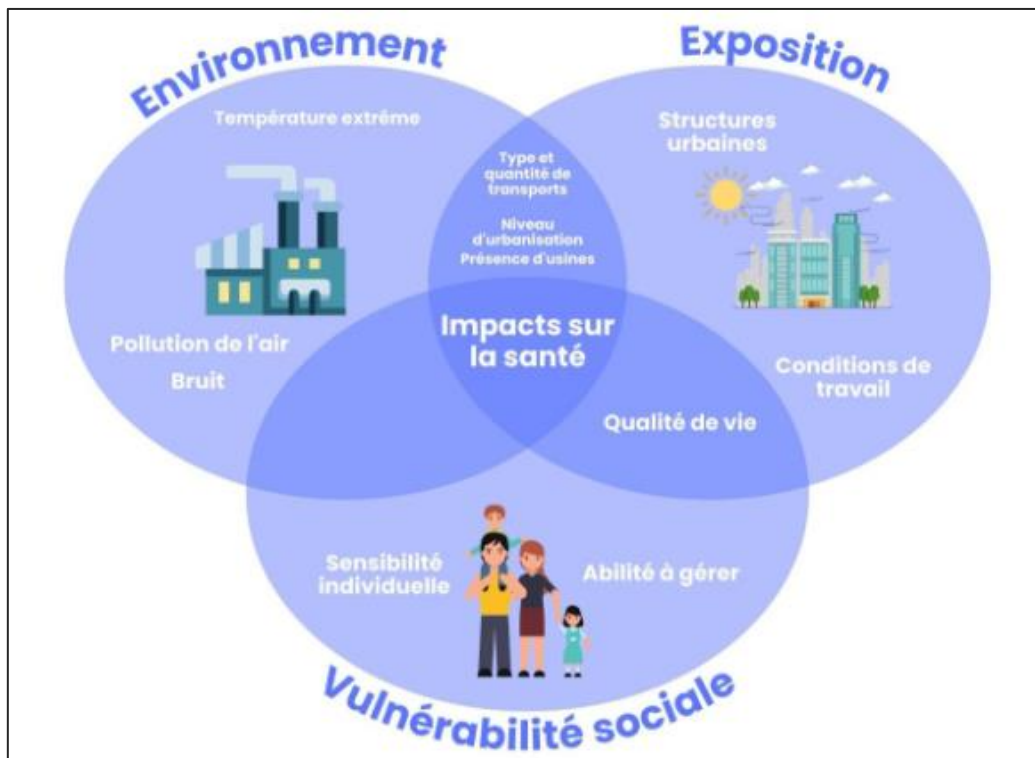


Figure 7 : Schéma représentant la relation entre les impacts des lixiviats sur la santé et l'environnement (AECOM Tecsuit Inc., Décembre 2010).

❖ Impact environnemental :

Du point de vue environnemental, les lixiviats représentent une menace pour les sols, les eaux souterraines et les cours d'eau, mettant en péril la biodiversité et perturbant les écosystèmes locaux. De plus, leur présence peut contribuer à l'augmentation des émissions de gaz à effet de serre, comme le méthane, exacerbant ainsi les problèmes liés au changement climatique (Lokbani et Bensouna, 2017).

5.3 Impact sur les écosystèmes terrestres

La création du site et les activités qui y sont associées peuvent entraîner divers impacts sur le sol, notamment la modification des habitats existants, l'interruption ou la destruction d'espaces et d'espèces protégées, et des perturbations dans les chaînes alimentaires locales. Les changements topographiques dus à l'augmentation du ruissellement des eaux pluviales peuvent également entraîner une érosion des sols dans les zones environnantes (**Meddour, 2010**).

5.4 Impact sur les écosystèmes aquatiques

Les lixiviats lorsqu'ils s'infiltrent dans le sol, peuvent contaminer les eaux souterraines et les cours d'eau à proximité de la décharge. Ces liquides toxiques transportent une variété de substances nocives, telles que des métaux lourds, des composés organiques volatils et des agents pathogènes, qui peuvent polluer les sources d'eau potable et menacer la biodiversité aquatique (**Dogaris et al., 2020**). La contamination de l'eau peut avoir des effets dévastateurs sur les écosystèmes aquatiques, perturbant les chaînes alimentaires et réduisant la qualité de l'eau pour les usages domestiques, agricoles et industriels (**Meddour, 2010**). Ces perturbations peuvent aussi se traduire par une prolifération de microorganismes autotrophes qu'ils soient procaryotes ou eucaryotes en raison d'une forte concentration en éléments biogènes des rejets, ce qui engendre le phénomène d'eutrophisation des eaux de surfaces comme les lacs et d'autres réservoirs (**Moustafa, 2021**).

5.5 Impact sur l'écosystème atmosphérique

Les décharges produisent du biogaz, principalement composé de méthane et de dioxyde de carbone, ainsi que d'autres gaz tels que le sulfure d'hydrogène et les composés organiques volatils. Ces gaz sont émis dans l'atmosphère et peuvent contribuer à la pollution de l'air. Le méthane est un puissant gaz à effet de serre, contribuant au réchauffement climatique, tandis que les autres gaz peuvent avoir des effets néfastes sur la qualité de l'air et la santé humaine. De plus, les lixiviats peuvent produire des odeurs nauséabondes qui peuvent être perçues à distance de la décharge, ce qui peut causer des troubles olfactifs et des nuisances pour les populations environnantes (**Meddour, 2010**).

Partie IV : Procédés de Traitement des lixiviats

Certains types d'effluents présentent une complexité qui rend leur traitement uniforme difficile (Bouchet, 2014). Les lixiviats, caractérisés par une diversité de composés organiques et inorganiques, exigent un prétraitement essentiel avant tout rejet dans l'environnement en raison des exigences croissantes des normes de rejet et de la stabilisation des lixiviats au fil du temps (El Bada et al., 2010). Ces procédés de prétraitement se déclinent en trois grandes catégories : les procédés classiques, les procédés d'oxydation avancés et les procédés hybrides.

I. PROCEDES CLASSIQUES

1 Les méthodes biologiques

Le traitement biologique des lixiviats est une méthode couramment utilisée pour éliminer les contaminants organiques présents dans ces effluents. Ce processus repose sur l'activité de micro-organismes qui dégradent les composés organiques présents dans les lixiviats en dioxyde de carbone, et des boues dans les conditions aérobies, et du biogaz (un mélange composé principalement de CO₂ et CH₄) dans les conditions anaérobies (Kargi et Pamukoglu, 2003). Il existe deux principaux types de traitement biologique des lixiviats : aérobie et anaérobie :

1.1 Traitement aérobie

Les traitements biologiques aérobies utilisent les micro-organismes naturels pour dégrader les polluants des lixiviats. L'oxygène nécessaire peut être fourni naturellement (par le vent ou un système de cascade) ou artificiellement (avec des turbines ou diffusion de microbulles). Les bactéries peuvent être en suspension libre (comme dans les boues activées ou le lagunage) (Mehmood et al., 2009) ou fixées à un support (comme dans les lits bactériens, les filtres plantés ou les filtres à sable) ou même sous forme de biodisques (Sillet et al., 2001).

1.2 Traitements anaérobies

Le traitement anaérobie implique la dégradation des polluants des lixiviats en l'absence d'oxygène. Ce processus se déroule dans un environnement anoxique et utilise des micro-organismes anaérobies pour décomposer les matières organiques. Il génère du biogaz, principalement composé de méthane (CH₄) et de dioxyde de carbone (CO₂), qui peut être récupéré pour une utilisation énergétique. En comparaison avec le traitement aérobie, le traitement anaérobie nécessite moins d'énergie et produit moins de résidus solides, mais il est sensible aux substances toxiques (Sillet et al., 2001).

2 Les méthodes physico-chimiques

2.1 Flottation

La flottation est utilisée depuis plusieurs années, elle est basée sur l'élimination des colloïdes, des ions, des macromolécules, des micro-organismes et des fibres (**Rubio et al., 2002**). Cependant, jusqu'à ce jour, très peu d'études ont été consacrées à l'application de la flottation pour le traitement des lixiviats. Récemment, une étude a montré l'utilisation d'une colonne de flottation comme une étape de post-traitement pour éliminer l'acide humique résiduel (composé non biodégradable) des lixiviats de décharges. Sous les conditions optimales, près de 60% d'acide humique a été éliminé (**Zouboulis et al., 2003**).

2.2 Coagulation-Floculation

Cette technique consiste à ajouter des agents coagulants, tels que le sulfate d'aluminium ou le chlorure ferrique, aux lixiviats afin de regrouper les particules en suspension. Ensuite, des agents floculants sont ajoutés pour agglomérer ces particules en flocs plus volumineux, facilitant ainsi leur séparation du liquide. Ce processus permet de réduire la turbidité, d'éliminer les matières organiques et inorganiques en suspension, ainsi que certains polluants dissous. Toutefois, il peut générer une importante quantité de boues et nécessite souvent une étape supplémentaire de traitement pour éliminer ces résidus (**Silva et al., 2004**).

2.3 Précipitation chimique

Le traitement par précipitation chimique est une méthode efficace pour éliminer certains polluants des lixiviats. Ce processus consiste à ajouter des produits chimiques, tels que la chaux ou le sulfate de magnésium, aux lixiviats. Ces produits réagissent avec les contaminants présents dans les lixiviats pour former des précipités insolubles, qui peuvent être ensuite séparés du liquide par décantation ou filtration. Cette technique est souvent utilisée pour éliminer les composés organiques récalcitrants, l'azote ammoniacal et les métaux lourds. Cependant, elle nécessite généralement l'utilisation de doses élevées de produits chimiques, et la gestion des boues produites peut poser des défis supplémentaires (**Sillet et al., 2001**).

2.4 L'adsorption

Cette technique implique l'utilisation de matériaux adsorbants tels que le charbon actif, soit sous forme de colonne ou de poudre. L'adsorption sur charbon actif offre un excellent taux d'abattement de la DCO, quelle que soit la concentration initiale de matière organique dans la solution. Des études ont montré que cette méthode est souvent combinée avec des procédés biologiques pour un

traitement plus complet des lixiviats. Le charbon actif est reconnu pour sa capacité élevée d'adsorption des polluants organiques. Cependant, ce processus nécessite une régénération fréquente des colonnes et une consommation importante de charbon actif (**Ghazaly et al., 2009**).

3 Méthodes membranaires

3.1 La nanofiltration

Le traitement par nanofiltration s'est révélé efficace dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds des lixiviats. Cette méthode utilise des membranes de polymères ayant une coupure moléculaire entre 200 et 2000 Da pour filtrer les particules dont le poids moléculaire est supérieur à 300 Da, ainsi que les substances inorganiques, grâce aux interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. La nanofiltration peut être combinée avec d'autres méthodes physiques pour obtenir des résultats satisfaisants, avec des taux d'abattement de la DCO atteignant généralement 70 à 80%. Cependant, le succès de cette technologie dépend d'un bon contrôle contre le colmatage, car les composés présents dans les lixiviats peuvent obstruer les membranes pendant le processus de traitement (**Chaudhari et Murthy, 2010**).

3.2 L'osmose inverse

Le traitement par osmose inverse est une méthode très prometteuse pour le traitement des lixiviats. Des études réalisées à la fois en laboratoire et à l'échelle industrielle ont montré son efficacité dans l'élimination des contaminants présents dans les lixiviats, avec des taux d'abattement de la DCO et des métaux lourds dépassant respectivement 98% et 99%. Depuis les années 1980, cette méthode a été largement utilisée, avec l'introduction de technologies innovantes telles que les modules tubulaires, spiraux et les disques-tubes-modules (DT-module) développés par Pall-Exekia (**Linde et al., 1995**).

Cependant, malgré ses avantages, le traitement par osmose inverse présente des inconvénients. Il a une faible rétention des petites molécules, ce qui peut permettre le passage de certains contaminants à travers la membrane. De plus, il existe un risque de dépôt de substances dissoutes ou en suspension à la surface externe de la membrane. Enfin, cette méthode nécessite une forte consommation d'énergie, ce qui représente une part importante du coût total de traitement (**Ushikoshi et al., 2002**).

4 Paramètres de traitements physico-chimiques caractérisant les lixiviats

4.1 Analyse du Carbone Organique Total (C.O.T)

Le carbone organique total (COT) est un paramètre d'évaluation global utilisé pour estimer le degré de minéralisation des composés organiques dans une solution aqueuse. Il est déterminé en mesurant la quantité de carbone présent sous forme organique, exprimée en mg par litre de solution. Pour un composé de formule générale $C_xH_yO_z$, le calcul du COT se base sur l'équation : $COT = x \cdot MC [C_xH_yO_z]$, où MC représente la masse molaire en $g \cdot mol^{-1}$ et $[C_xH_yO_z]$ la concentration en $mmol \cdot L^{-1}$ (**Hammami, 2008**).

Le COT est un paramètre indicateur de la quantité de polluant organique dans un échantillon. Il est mesuré à l'aide d'un analyseur (COT mètre). Il s'agit d'un appareil équipé d'un détecteur infrarouge (**Tarkwa, 2019**).

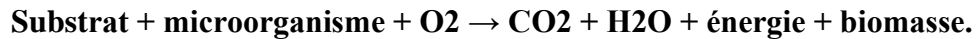
La détermination précise du COT est cruciale pour comprendre les rôles géochimiques, environnementaux et écologiques de la matière organique en milieu aqueux. Le carbone organique peut être oxydé par des procédés chimiques ou biologiques, nécessitant une adaptation du dosage du COT pour éviter toute échappatoire dans la mesure de ce carbone. La valeur du COT permet d'identifier les composés difficiles à oxyder chimiquement et non biodégradables, ce qui est essentiel pour évaluer la pollution de l'eau et des effluents. La conversion des molécules organiques en CO_2 est nécessaire pour déterminer la teneur en carbone total, car le CO_2 peut être mesuré quantitativement (**Amarouche et Sadi, 2015**).

4.2 Demande Chimique en Oxygène (D.C.O)

Elle représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder toutes les matières minérales et organiques présentes dans un milieu, qu'elles soient biodégradables ou non. Elle est déterminée en utilisant un oxydant puissant comme le dichromate de potassium ($K_2Cr_2O_7$). La valeur de la DCO est systématiquement supérieure à celle de la DBO_5 , car de nombreuses substances organiques peuvent être oxydées chimiquement mais ne peuvent pas être dégradées biologiquement (**Belahmadi, 2011**). La DCO est exprimée en $mg O_2/L$ de solution. C'est une mesure de la presque totalité des matières organiques (95 % à 100 %) contenues dans un échantillon d'eau (**Oturan et al., 2004**). La valeur du rapport DCO/ DBO_5 indique le coefficient de biodégradabilité d'un effluent, et permet de définir son origine (**Metahri, 2012**).

4.3 Demande Biochimique en Oxygène (D.B.O)

C'est une mesure de la quantité totale d'oxygène consommée lors de l'oxydation des matières organiques dans un échantillon donné à 20°C à l'obscurité et pendant 5 jours d'incubation, par des processus biochimiques se résume à la réaction chimique suivante :



La DBO est généralement standardisée en DBO₅, mesurée sur une période de 5 jours, considérée comme significative pour le processus global de biodégradation, bien que celui-ci puisse prendre des semaines (**Metahri, 2012**). Ces mesures sont souvent utilisées pour évaluer le caractère biodégradable d'un composé et offrent une indication indirecte de la contamination organique globale d'un effluent. La DBO est exprimée en mg O₂/L de solution (**Oturan et al., 2004**).

4.4 Potentiel hydrogène (pH)

Le pH mesure la concentration des ions H⁺ d'une solution aqueuse, Il traduit ainsi la balance entre acide et base sur une échelle de 0 à 14 (**Buck et al., 2002 ; Ghazali et Zaid, 2013**). Le niveau de pH peut significativement affecter la décomposition des déchets. En effet, l'acidité d'un environnement peut moduler l'activité microbienne et les réactions chimiques qui se déroulent dans ce milieu. Des conditions acides en début de phase anaérobie favorisent la dissolution des composants chimiques tout en réduisant le volume des déchets (**Moustafa, 2021**). Le pH impacte également la mobilité des ions métalliques, ce qui peut augmenter ou réduire leur toxicité en solution biodisponible. Il joue un rôle crucial dans la purification des effluents et la croissance bactérienne. Par exemple, une nitrification efficace requiert un pH optimal compris entre 7,5 et 9 (**Metahri, 2012**).

4.5 Température

La température est un facteur qui détermine la nature des populations microbiennes actives pendant la dégradation des déchets et contrôle de ce fait les vitesses des cinétiques biochimiques. Suivant le niveau thermique atteint par le milieu, trois types de populations bactériennes ont été répertoriées : les psychrophiles (T < 20°C), les mésophiles (20°C < T < 44°C), les thermophiles (T > 44°C) (Aran, 2001). La température de lixiviat influe directement sur sa masse volumique et ainsi sur sa viscosité (**Guesmia et Amine, 2020**).

4.6 Conductivité

La conductivité électrique (CE) quantifie la capacité d'une solution à conduire le courant électrique à une température spécifique, généralement 25 °C, et est étroitement corrélée à la salinité. Les ions tels que les nitrates, le potassium, le magnésium, le calcium, le sodium et les sulfates jouent un rôle dans cette conductivité électrique (**Sall, 2014**). La mesure de la conductivité apporte une information globale sur la quantité d'espèces chargées présentes dans les lixiviats. Elle constitue un paramètre intéressant à suivre pour évaluer la charge minérale présente dans un effluent (**Berthe, 2006**). La température et la viscosité influent également la conductivité car la mobilité des ions augmente avec l'augmentation de la température et diminue avec celle de la viscosité. Plus une solution contient de sel, d'acide ou de base, plus sa conductivité est élevée. La CE de lixiviats s'exprime généralement en microsiemens par centimètre ($\mu\text{S}/\text{cm}$) (**Labadi et Saadoudi, 2019**).

4.7 Salinité

La salinité est la quantité de sels secs dissous dans l'eau (**Bouchar, 2010**). Au niveau des décharges, en s'infiltrant en profondeur, les lixiviats concourent à la charge des sols en polluants organiques et minéraux et contribuent directement à l'augmentation de leur salinité (**El Kharmouz et al., 2013**).

4.8 Azote ammoniacal (NH_4^+)

L'azote ammoniacal constitue un des maillons du cycle complexe de l'azote dans son état primitif. C'est un gaz soluble dans l'eau. Cet élément chimique est le principal agent réducteur dans les lixiviats de décharge (**Kouassi et al., 2014**). Il a été reconnu comme un polluant significatif à long terme, ainsi que comme la principale cause de toxicité aiguë. Les lixiviats plus stables sont souvent marqués par une concentration élevée de $\text{NH}_3\text{-N}$ (entre 3 000 et 5 000 mg/L). L'azote qui s'écoule des décharges peut contaminer les nappes phréatiques (**Kurniawan et al., 2006**).

4.9 Nitrates (NO_3^-) et nitrites (NO_2^-)

Les nitrates constituent le stade final de l'oxydation de l'azote, et représentent la forme d'azote au degré d'oxydation le plus élevé présent dans l'eau. La concentration maximale admise par l'OMS (en 1980) est de 50 mg/L (**Kouassi et al., 2014**).

Les nitrites proviennent, soit d'une réduction des nitrates, soit d'une oxydation incomplète des ions ammonium (**Guesmia et Amine, 2020**).

4.10 Spectroscopie Infra Rouge à Transformée de Fourier (F.T.I.R)

La spectroscopie FTIR est un outil analytique précieux pour les chercheurs en chimie organique et en biochimie. Elle permet l'identification de matériaux inconnus ainsi que la détermination de la qualité et du nombre de composants dans un échantillon. Ce qui la distingue, c'est sa capacité à analyser des échantillons dans divers états (liquide, solide, gaz) avec une préparation rapide et simple, un temps d'analyse court et une faible quantité d'échantillon nécessaire (**Tkachenko et Niedzielski, 2022 ; Shaikh et Agrawal, 2014**). Seules de petites quantités de matériel (microgrammes à nanogrammes) sont nécessaires. Ces techniques spectroscopiques vibrationnelles sont relativement simples, reproductibles, En outre, elles fournissent également des informations au niveau moléculaire permettant l'étude des groupes fonctionnels, des types de liaison et des conformations moléculaires (**Movasaghi et al., 2008**). Ce qui rend la spectroscopie FTIR encore plus attrayante, c'est le fait que les informations spectrales peuvent également être exploitées à des fins de typage des souches, ce qui est particulièrement important pour les analyses épidémiologiques et certaines applications technologiques. Ainsi, ces dernières années, La spectroscopie FTIR est de plus en plus utilisée pour le typage et la classification des micro-organismes au niveau de l'espèce (**Wenning et Scherer, 2013**).

Un spectre infrarouge représente une empreinte digitale d'un échantillon avec des pics d'absorption qui correspondent à la fréquence de vibrations entre les liaisons des atomes constituant le matériau. L'interaction de la lumière infrarouge avec la matière détermine également la taille des pics du spectre et donne une indication directe de la quantité de matière présente (analyse quantitative) (**Shaikh et Agrawal, 2014**).

II. LES PROCÉDÉS D'OXYDATION AVANCÉE (POA)

Les procédés d'oxydation avancés (POA) ont émergé comme une solution efficace pour la minéralisation des matières organiques récalcitrantes présentes dans les lixiviats de décharge (**Sathasivam, 2019**). Leur principal objectif est d'améliorer l'efficacité de l'oxydation chimique en augmentant la génération de radicaux hydroxyles ($\bullet\text{OH}$). Ces processus se divisent en deux catégories principales selon **Hizel et al., 2023** :

- **Méthodes non-photochimiques** : Ces méthodes génèrent des radicaux hydroxyles sans recourir à l'énergie lumineuse. Parmi elles, on trouve le procédé Fenton ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+}$), l'ozonation (O_3), la combinaison d'ozone et de peroxyde d'hydrogène ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2$), ainsi que l'ozonation en présence de catalyseurs.

- **Méthodes photochimiques** : Ces méthodes impliquent l'utilisation de l'énergie lumineuse pour générer des radicaux hydroxyles. Elles comprennent le procédé Photo-Fenton ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), la photolyse ($\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), l'ozonation assistée par UV (O_3/UV), la combinaison d'ozone, de peroxyde d'hydrogène et d'UV ($\text{O}_3/\text{H}_2\text{O}_2/\text{UV}$), ainsi que la photocatalyse utilisant du dioxyde de titane sous irradiation UV (UV/TiO_2).

D'autres procédés peuvent également être classés parmi les POA, comme par exemple la sonolyse ou la radiolyse (Tableau 4). Ces vingt dernières années, comme l'illustre la Figure 8, de nombreux travaux de recherche ont été focalisés sur les POA (**Legrini et al. 1993 ; Andreozzi et al. 1999**).

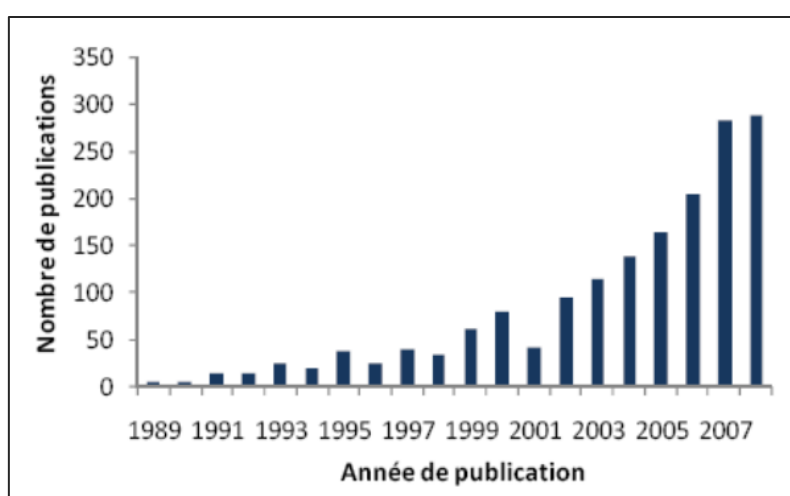


Figure 8 : Travaux publiés sur les Procédés d'Oxydation Avancée depuis 1989 (**Legrini et al. 1993; Andreozzi et al. 1999**).

Synthèse Bibliographique

Tableau 4 : Potentiels normaux d'oxydoréduction des principaux oxydants utilisés dans le domaine du traitement des eaux.

Couple redox	Potentiel (V/ENH)	Références
$\bullet\text{OH}/\text{H}_2\text{O}$	2,80	(Legrini <i>et al.</i> 1993)
O_3/O_2	2,07	(Legrini <i>et al.</i> 1993)
$\text{S}_2\text{O}_8^{2-}/\text{SO}_4^{2-}$	2,01	(Liang <i>et al.</i> 2007)
$\text{H}_2\text{O}_2/\text{H}_2\text{O}$	1,78	(Legrini <i>et al.</i> 1993)
$\text{MnO}_4^-/\text{Mn}^{2+}$	1,68	(Legrini <i>et al.</i> 1993)
$\text{ClO}_2/\text{ClO}_2^-$	1,57	(Legrini <i>et al.</i> 1993)
HClO/Cl^-	1,45	(Legrini <i>et al.</i> 1993)
Cl_2/Cl^-	1,36	(Legrini <i>et al.</i> 1993)
Br_2/Br^-	1,09	(Legrini <i>et al.</i> 1993)
I_2/I^-	0,54	(Legrini <i>et al.</i> 1993)

❖ Les radicaux hydroxyles OH

Ces intermédiaires oxydants appelés aussi les radicaux libres $\bullet\text{OH}$ (Kefkaf et Yahiaoui, 2020). Ils ont un pouvoir oxydant supérieur aux agents oxydants traditionnels tels que Cl_2 , ClO_2 ou O_3 (Chergui Bouafia et Alloune, 2007). Ils sont responsables de l'oxydation de composés organiques avec des constantes de vitesses habituellement de l'ordre 10^6 à $10^9 \text{ L mol}^{-1} \text{ s}^{-1}$. Ils peuvent réagir avec l'oxygène moléculaire formant ainsi des radicaux peroxyde, initialisant ainsi une série de réactions de dégradation oxydative qui peut conduire à la minéralisation complète des composés organiques (Belhadj, 2011). La Figure 9 présente les caractéristiques du radical hydroxyl. Les radicaux libres sont capables de réagir rapidement et de manière non sélective sur la plupart des composés organiques, réputés difficilement oxydables par voie biologique ou par des traitements chimiques conventionnels. Le $\bullet\text{OH}$ est une molécule composée d'un atome d'oxygène et d'hydrogène possédant un électron non apparié (électron célibataire) sur son orbital externe. Ils ont un caractère fortement polaire. Il s'agit d'espèces hautement réactives caractérisées par une demi-vie de l'ordre de 10^{-9} s (Zaviska *et al.*, 2009).

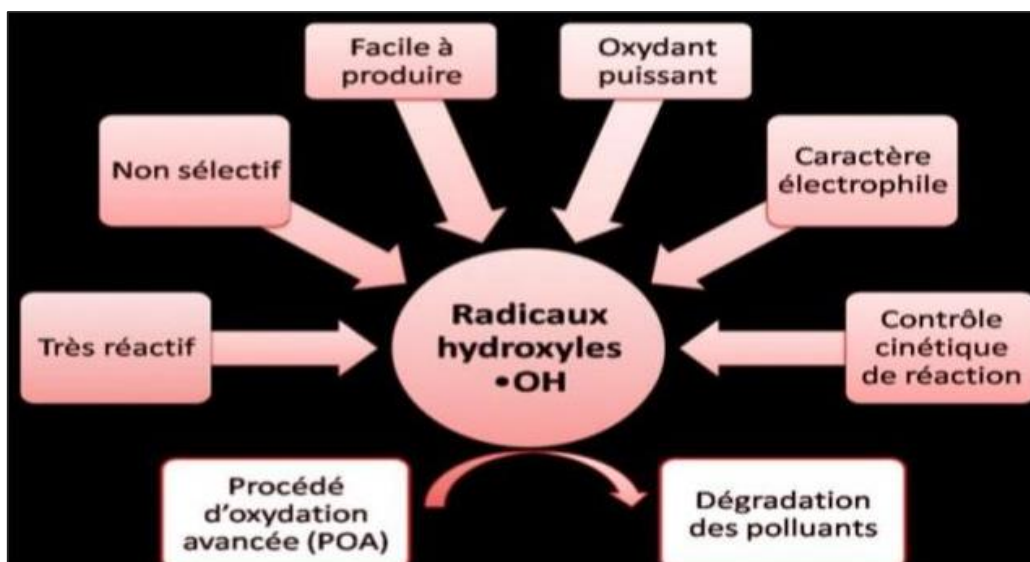


Figure 9 : Caractéristiques du radical hydroxyle •OH (Kefkaf et Yahiaoui, 2020).

❖ Réactivité des radicaux OH •

Les radicaux hydroxyles sont considérés comme les radicaux libres les plus importants en raison de leur capacité à réagir rapidement avec une large gamme de composés organiques (Henze et al., 2002). Leur grande réactivité leur permet de réagir pratiquement sur le lieu de leur formation, ce qui en fait d'eux des agents de dégradation très efficaces pour les polluants organiques présents dans les eaux usées principalement. Leur action est assurée par trois mécanismes différents (Buxton et al., 1988) :

1. Déshydrogénation

Ce mécanisme implique l'abstraction d'un atome d'hydrogène des chaînes hydrocarbonées saturées, créant ainsi des sites radicalaires attaqués par l'oxygène. Cela conduit à la rupture homolytique d'une liaison C-H, où le radical R• et une molécule d'eau sont produits (Meghlaoui et Bouhelassa, 2022).



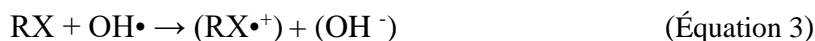
2. Hydroxylation

Ce processus implique une addition électrophile sur une liaison non saturée, formant des radicaux hydroxyalkyles ou hydroxyaryles par attaque sur une chaîne linéaire éthylénique ou un noyau aromatique (Buxton et al., 1988).



3. Oxydoréduction

Lorsque les réactions par addition électrophile ou abstraction d'atomes d'hydrogène ne sont pas possibles. (Meghlaoui et Bouhelassa, 2022). Ce mécanisme conduit à l'ionisation de la molécule par réaction avec les ions, bien qu'il soit moins fréquent avec les composés organiques (Buxton et al., 1988).



❖ Oxydation par le persulfate

L'oxydation chimique *in situ* (ISCO) est une technique utilisée pour la décontamination des sols et des eaux à l'aide d'oxydants chimiques forts. Récemment, on note un intérêt croissant pour le persulfate comme agent oxydant pour traiter une large gamme de contaminants environnementaux (Liang et al. 2003 ; Huling et Pivetz 2009).

Le persulfate (PS), connu également comme peroxydisulfate ou peroxodisulfate, est un peroxyde de sulfate avec la structure chimique $(O_3S-O-O-SO_3)^{2-}$ (Figure 10), (House, 1962 ; Liang et al., 2004).

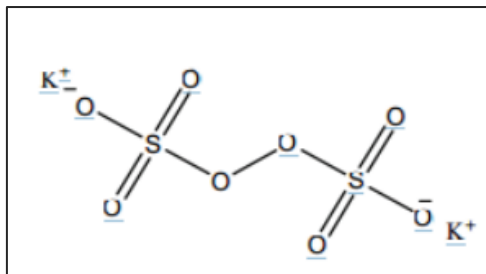


Figure 10 : Structure chimique du persulfate.

Le persulfate, lorsqu'il se dissocie dans l'eau, se présente sous forme d'anions persulfate ($S_2O_8^{2-}$), qui malgré leur potentiel d'oxydation élevé ($E_0 = 2,01 \text{ V/ENH}$), réagissent peu rapidement avec de nombreux composés organiques. Cependant, l'activation du persulfate génère des radicaux $SO_4\bullet^-$ qui sont des oxydants plus puissants ($E_0 = 2,6 \text{ V/ENH}$), capables de dégrader une plus large gamme de composés (Watts et Teel, 2006 ; Liang et al., 2007). Cette activation peut être réalisée par divers moyens, notamment par la lumière, les électrons, les métaux de transition ou la chaleur, car la réaction avec les oxydants classiques est souvent très lente (Anipsitakis et Dionysiou, 2004 ; Waldemer et al., 2007).

- Activation par la lumière (Système UV / $S_2O_8^{2-}$) :

Synthèse Bibliographique

L'activation de persulfate peut se faire par photolyse pour donner des radicaux sulfates :



Le persulfate peut être activé par l'absorption de photons dans une gamme de longueurs d'onde allant de 193 à 351 nm (Figure 11), (**Hazime et al., 2014**). Il présente un pic d'absorption à 215 nm avec un coefficient d'absorption molaire de $\epsilon = 220 \text{ M}^{-1}\text{cm}^{-1}$ (**Ivanov et al., 2000**). Les coefficients d'absorption molaire de la photolyse du persulfate par UV et le rendement quantique de formation du radical sulfate à différentes longueurs d'onde sont présentés dans le tableau 5 (**Herrmann, 2007**). Les résultats indiquent qu'à 308 nm (la longueur d'onde émise par la lampe HPK 125 W), même si le coefficient d'absorption molaire est faible, le rendement quantique reste élevé.

Tableau 5 : Rendements quantiques de formation du radical sulfate par photolyse du persulfate.

Φ	λ (nm)
1,4	248
1,1	308
0,5	351

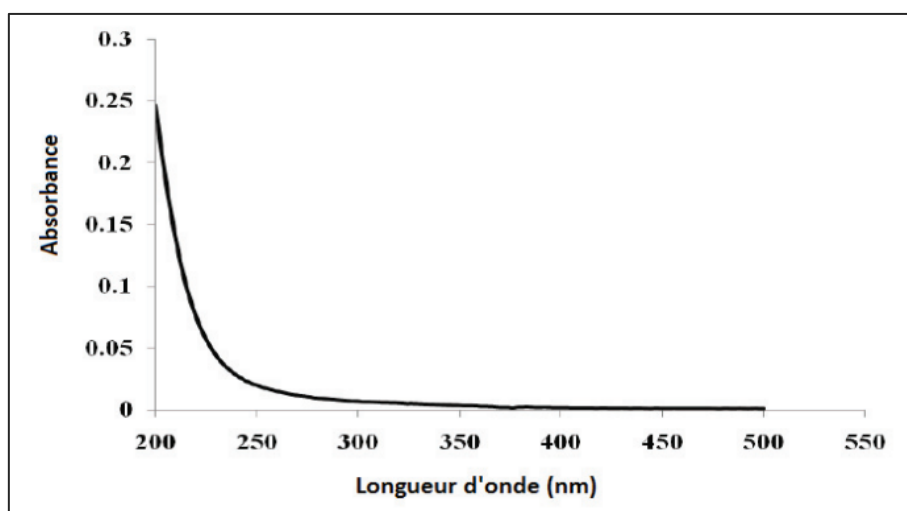


Figure 11: Spectre d'absorption du persulfate ($[\text{S}_2\text{O}_8^{2-}] = 0,1 \text{ M}$) (**Hazime, 2012**).

Pour assurer l'efficacité du traitement d'oxydation par persulfate, il est important de contrôler attentivement les conditions réactionnelles, telles que la concentration de persulfate, le pH, la

température et le temps de réaction. Ces paramètres peuvent influencer la vitesse et l'efficacité de l'oxydation des polluants organiques. **(Liang et Su, 2009)**.

III. PROCÉDES HYBRIDES

Le concept de couplage entre différents procédés de traitement a commencé à prendre de l'ampleur autour des années 2000, suite à des travaux novateurs comme ceux menés par Dercová et ses collègues en 1999. Ces premières recherches ont ouvert la voie à de nouvelles approches de dépollution visant à améliorer l'efficacité et la rentabilité des traitements (tirer parti des avantages de chaque méthode) tout en atténuant leurs limitations individuelles, notamment face à la présence de polluants organiques récalcitrants, caractérisés par leur lente dégradation, leur temps de vie important dans l'environnement et leur impact écotoxicologique **(Xie et al., 2010)**.

L'idée principale derrière les procédés hybrides est de combiner des techniques complémentaires afin d'améliorer l'efficacité globale du traitement. **(Dercová et al, 1999)** Par exemple, une combinaison de traitements physiques, chimiques et biologiques peut être utilisée pour cibler différents types de polluants présents dans l'eau ou le sol. Les techniques physiques comme prétraitement, telles que la filtration ou la séparation par membranes, peuvent être associées à des procédés chimiques, tels que l'oxydation avancée, ainsi qu'à des méthodes biologiques, comme la biodégradation par des micro-organismes. Les avantages des procédés hybrides résident dans leur capacité à traiter une gamme plus large de polluants, à réduire les coûts de traitement et à améliorer l'efficacité globale du processus de dépollution. Cependant, la mise en œuvre de ces systèmes complexes nécessite une planification minutieuse et une compréhension approfondie des interactions entre les différentes techniques utilisées **(Ward et al, 2003)**.

Matériel et Méthodes

Partie I : Organisation du site d'étude

1 Description de la zone d'étude

La wilaya de Batna, capitale des Aurès, est située dans le nord-est de l'Algérie (Figure 12), à environ 425 km au sud d'Alger et à 113 kilomètres au sud-ouest de Constantine. S'étendant sur une superficie de 12 038,76 Km², cette région se caractérise par un climat semi-aride. Les hivers y sont rigoureux, avec des températures descendant sous la barre des 0°C, tandis que les étés sont torrides, avec des températures pouvant atteindre jusqu'à 45°C (Sefouhi *et al.*, 2010).

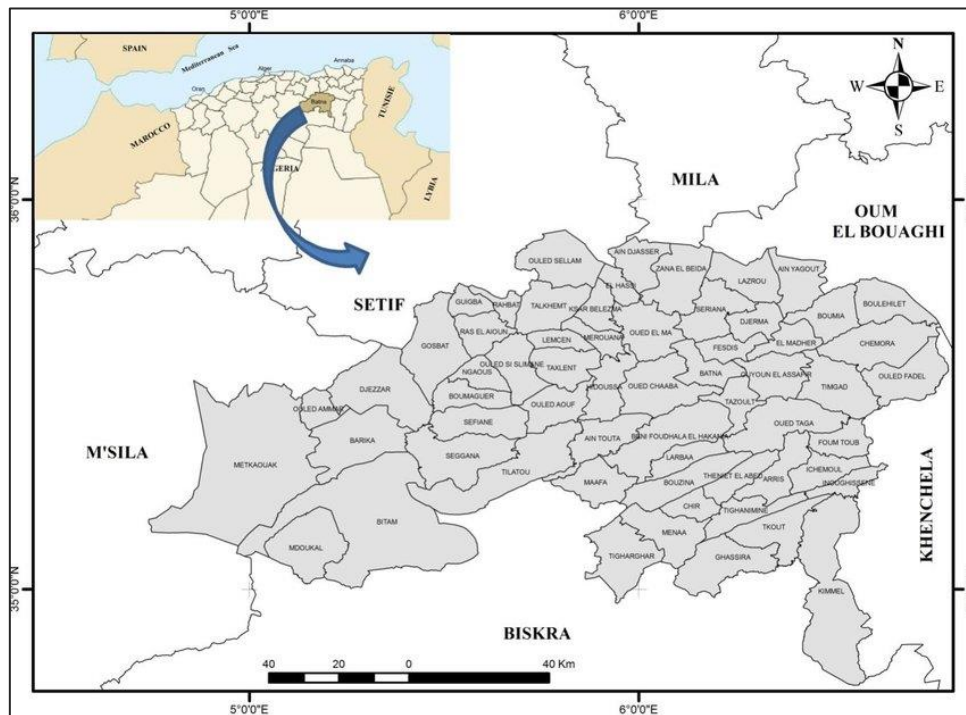


Figure 12 : Localisation géographique de la wilaya de Batna (Kherrou *et al.*, 2020).

L'évolution rapide de la wilaya Batna, en termes de développement économique et démographique, a entraîné une concentration humaine croissante. Selon les statistiques de l'Agence Nationale des Déchets (AND) en 2010, la quantité de déchets générés par la wilaya était estimée à 47 715 tonnes par an. Cette quantité a connu une augmentation significative au fil du temps, en raison de plusieurs facteurs, notamment l'accroissement démographique, le développement économique et l'évolution des modes de vie. La gestion des déchets solides municipaux de la ville, correspond actuellement à un plan linéaire : production, collecte, transport et élimination dans un centre d'enfouissement technique, qui présentera un niveau élevé de contamination de l'air, du sol et de l'eau par émission de méthane gaz à haut débit et production de lixiviat (Sefouhi *et al.*, 2010).

1.1 Présentation de CET

Le Centre d'Enfouissement Technique (CET) de la wilaya de Batna est situé dans la commune d'Oued Chaâba, sur un site de carrière abandonné, à environ 9 kilomètres au sud-ouest de la ville (figure 13). Il s'étend sur une superficie de 25 hectares, dont environ 13 hectares présentent une végétation clairsemée. La durée d'utilisation prévue pour ce CET est de 25 ans. Sur les 8 casiers programmés, deux ont déjà été construits. Actuellement, l'un des casiers est en surcharge, tandis que le deuxième est en cours de construction avec une capacité prévue de 220 000 mètres cubes. Un des casiers déjà construits est fermé, avec une durée d'exploitation estimée à 6 ans pour chaque casier. (Sefouhi et al., 2010).



Figure 13 : Localisation géographique du centre d'enfouissement technique d'Oued Chaâba wilaya de Batna (Google Map).

Le CET dispose de deux bassins de récupération étanches en géo-membrane pour stocker les lixiviats, avec une station de traitement par osmose inverse équipée d'un système de prétraitement par filtration et d'un bassin d'homogénéisation, de plus, un autre bassin est utilisé pour stocker le concentrât issu du processus de traitement des lixiviats (Figure 14). Ce centre reçoit 400 tonnes de déchets urbains, assimilés et hospitaliers par jour, qui sont incinérés directement, il est le seul centre au niveau national à recevoir ce type de déchets. Une bascule est installée à l'entrée du CET pour permettre aux camions d'enfouissement de quantifier les déchets, avec un système de contrôle radioactif. Le CET est équipé des dernières techniques de recyclage, de collecte et de traitement

Matériel et Méthodes

des déchets. Récemment, il a été doté d'un centre de tri et d'une déchetterie industrielle, tous deux opérationnels sur le site (Figure 15), (Louiza et Zeroual, 2020).



Figure 14 : Bassins de stockage des lixiviats de la ville de Batna (Photo personnelle).



Figure 15 : Limites du centre d'enfouissement de Batna : 1- bloc administratif, 2- bloc de tri, 3- lixiviat étangs, 4- casiers à déchets, 5- extension (Louiza et Zeroual, 2020).

1.2 Echantillonnage

Les prélèvements des échantillons de lixiviats sont réalisés en Février 2024. Les échantillons destinés aux analyses physico-chimiques sont récupérés dans des bouteilles en plastique préalablement rincées avec de l'eau distillée et trois fois avec le lixiviat, alors que celles destinés

Matériel et Méthodes

à l'analyse microbiologique sont prélevés dans des tubes stérilisés de 50 mL (Figure 16). Les échantillons prélevés sont ensuite transportés au laboratoire dans une glacière maintenue à une température de 4°C.

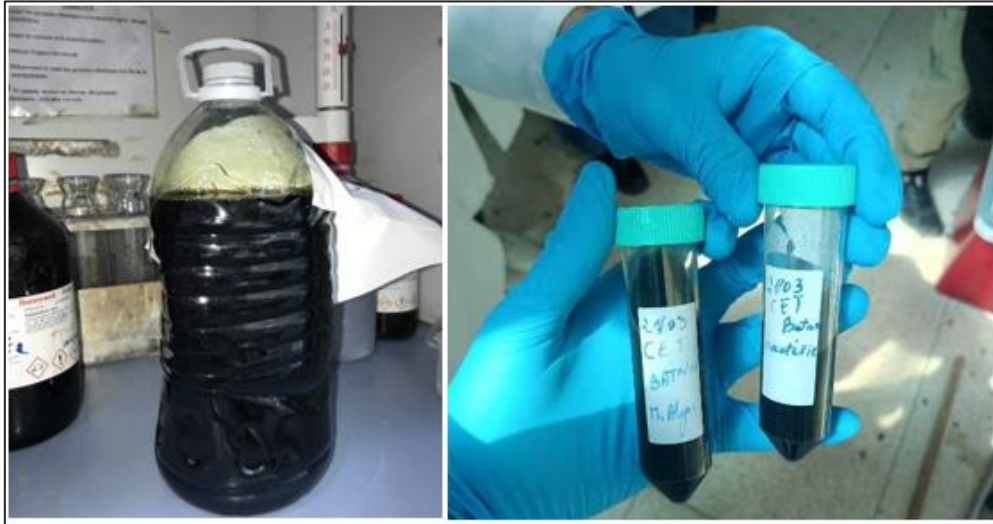


Figure 16 : Lixiviât brute et prélèvements destiné pour l'analyse microbiologique (photos personnelles).

Partie II : Caractérisation du lixiviat.

1 Introduction

Afin de gérer les risques environnementaux associés aux lixiviats, il est crucial d'analyser leur composition physico-chimique et microbiologique. Notre étude se concentre sur ces caractéristiques pour comprendre la nature de ces fluides et évaluer les proportions de chaque constituant. Ces données nous permettront de réaliser des comparaisons pertinentes.

Les analyses physico-chimiques principales incluent : La température (T°), le pH, la conductivité électrique (CE), la salinité, les niveaux d'azote (Kjeldahl, nitrite NO_2^- , nitrate NO_3^-), la demande biologique d'oxygène (DBO_5), la demande chimique d'oxygène (DCO).

2 Matériel analytique

Le matériel et l'appareillage d'analyse utilisé pour mesurer les différents paramètres du lixiviat, sont résumés dans le tableau suivant :

Tableau 6 : Matériel et Appareillage d'analyse pour chaque paramètre.

Paramètres	Matériel	Méthode et référence
pH, température, conductivité, salinité, et l'oxygène dissous.	<ul style="list-style-type: none">○ Multi-paramètres HANNA(HI9829).	Mesure <i>in situ</i> .
Azote Kjeldahl	<ul style="list-style-type: none">○ Minéralisateur Kjeldahl (FOSS)○ Distillateur Kjeldahl (Büchi K-355)○ Balance de précision○ Agitateur magnétique○ Barrou magnétique○ Support de titration○ Erlenmeyers○ Eprouvette graduée○ Burette graduée○ Béchers○ Les matras Kjeldahl	Minéralisation au sélénium (Rodier et al., 2009)

Matériel et Méthodes

Nitrites NO_2^-	<ul style="list-style-type: none"> ○ Spectrophotomètre à 435 nm ○ Agitateur magnétique (STUART) ○ Barrou magnétique ○ Micropipette ○ Bain marie ○ Cuve en quartz ○ Fiole jaugée 	Méthode de Zambelli (Rodier et al., 2009)
Nitrates NO_3^-	<ul style="list-style-type: none"> ○ Etuve ○ Capsule de 60 ml ○ Spectrophotomètre HELIOS ZETA à 415 nm ○ Cuve en quartz ○ Fiole jaugée ○ Bain marie ○ Micropipette (1ml) 	Méthode de salicylate de sodium (Rodier et al., 2009) .
Demande biologique d'oxygène (DBO_5)	<ul style="list-style-type: none"> ○ Enceinte thermostat (WTW: Oxi Top Box) ○ Flacons d'incubation ○ Oxymètre ○ Agitateur magnétique (STUART) ○ Barrou magnétique ○ Pastilles de KOH 	DBO métrie (Rodier et al., 2009) .
Demande chimique d'oxygéné (DCO)	<ul style="list-style-type: none"> ○ Tubes DCO ○ Bloc chauffant (WTW : CR 2200) ○ Micropipette (1ml) ○ Balance de précision ○ Spectrophotomètre : HELIOS ZETA(UV-VIS) ○ Cuves en quartz 	Méthode 5-150 mg. L^{-1} (AFNOR T90-101) .
Mesures d'absorbances (Spectre à évolution UV-Visible)	<ul style="list-style-type: none"> ○ Spectrophotomètre UV-visible (modèle HELIOS ZETA) 	Spectrophotométrie.

3 Paramètres physico-chimiques

Les mesures des paramètres *in situ*, comme le pH, la température, la conductivité, la salinité, les solides dissous totaux (TDS) et l'oxygène dissous, sont effectuées directement sur le terrain à l'aide d'un appareil portable multi-paramètres (modèle HANNA HI 9829), (Figure 17).

La matière en suspension (MES) a été déterminée par filtration de l'eau avec une pompe sous vide sur des filtres en nitrate de cellulose de porosité 0,45 μm comme décrit par **Rodier (2009)**.



Figure 17 : Multi-paramètres modèle HANNA HI9829 (Photo personnelle).

3.1 Paramètres liés à la pollution azotée

3.1.1 Analyse de l'azote Kjeldahl (Méthode après minéralisation au sélénium)

➤ Principe

D'après la norme ISO 5663-1984 (F), La méthode d'analyse de l'azote Kjeldahl, implique en effet la minéralisation des composés azotés de l'échantillon en sulfate d'ammonium à l'aide d'acide sulfurique et de sélénium. Ensuite, l'ammoniac est libéré par l'ajout d'une base, distillé, et dosé par titrage. L'objectif est de mesurer l'azote total, comprenant à la fois l'azote organique et ammoniacal présents dans l'échantillon après le traitement acide (**Rodier et al., 2009**).

➤ Mode opératoire

Trois répétitions sont réalisées suivant ces étapes :

- **Minéralisation**
 - Introduire 25 mL d'échantillon dans un matras Kjeldahl (Pour le blanc : introduire 25 mL d'eau distillée au lieu de l'échantillon).

Matériel et Méthodes

- Ajouter 5 g de catalyseur en pastille (sélénium).
- Ajouter 10 mL d'acide sulfurique.
- Ajouter 50 mL d'hydroxyde de sodium à 50%.
- Placer dans le minéralisateur (modèle FOSS Tecator TM), (Figure 18) à 420 °C pendant 5 heures.
- **Distillation**
 - Placer le matras Kjeldahl sur le distillateur (modèle BUCHI K-355) (figure 19).
 - Pour recueillir le distillat, on placera à la sortie de l'appareillage un erlenmeyer de 250 mL contenant 50 mL d'acide borique à 2%.
 - Laisser pendant environ 6 minutes.
- **Dosage**
 - Dans l'erlenmeyer qui a recueilli le distillat, ajouter 2 à 3 gouttes de l'indicateur coloré Tashiro.
 - Titrer avec la solution titrée d'acide chlorhydrique à 0,2 mol/L.



Figure 18 : Minéralisateur modèle FOSS Tecator TM (Photo personnelle).



Figure 19 : Distillateur modèle BUCHI K-355 (Photo personnelle).

➤ **Méthode de calcul :**

La concentration en azote Kjeldahl est exprimée en milligrammes par litre. Elle est donnée par la

formule : $\frac{V_1 - V_2}{V_0} \times C_1 \times 14.01 \times 1000$

- V₀ : Le volume de la prise d'essai en millilitres (mL).
- V₁ : Le volume de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisé pour le titrage, en millilitres.
- V₂ : Le volume, en millilitres, de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisée pour le titrage du blanc.
- C : La concentration exacte, en moles par litre, de la solution titrée d'acide chlorhydrique utilisée pour le titrage.
- 14,01 c'est la masse atomique relative de l'azote.

3.1.2 Dosage des ions nitrites NO₂⁻ (méthode de Zambelli)

➤ **Principe :**

Suivant la norme NF T90 013, en présence d'ions ammonium et de phénol, l'acide sulfanilique réagit avec les ions nitrite (NO₂⁻) dans un milieu chlorhydrique pour produire un complexe coloré jaune. L'intensité de cette couleur est corrélée à la concentration de nitrites dans l'échantillon. Le dosage des nitrites s'effectue par spectrophotométrie à une longueur d'onde de 435 nm.

➤ **Réactifs :**

- Ammoniaque pure (NH₄OH) d=0.925.

Matériel et Méthodes

- Réactif de Zambelli :
 - Acide chlorhydrique pur (HCl) $d=1.19$.
 - Acide sulfanilique ($\text{NH}_2\text{C}_6\text{H}_4\text{SO}_3\text{H}$).
 - Phénol cristallisé ($\text{C}_6\text{H}_6\text{O}$).
 - Chlorure d'ammonium (NH_4Cl).
 - Eau distillée.

➤ **Mode opératoire :**

- **Préparation du réactif de Zambelli :**

Introduire dans une fiole jaugée d'un litre, l'acide chlorhydrique et l'eau distillée, puis y dissoudre l'acide sulfanilique et le phénol en chauffant légèrement dans un bain marie. Après la dissolution complète, ajouter le chlorure d'ammonium et agiter jusqu'à la dissolution. Après refroidissement, ajuster le volume de la solution à 1 litre avec de l'eau distillée.

- **Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrites :**

- Solution mère étalon de NO_2^- à 0,25 g/L.
 - Nitrites de sodium 0,25 g/L.
 - Eau distillée 1000 mL.
- Solution fille étalon de NO_2^- à 0,0023 g/L.

Pour établir la courbe d'étalonnage, on prépare des dilutions à partir d'une solution mère étalon de 0,25 g/L en nitrites. Trois répétitions ont été réalisées, en versant des solutions à volumes différents de la solution étalon NO_2^- (tableau 7) et on ajuste par de l'eau distillée ces volumes dans des fioles de 50 mL, puis on mélange le contenu rigoureusement. On rajoute 2 mL de réactif de Zambelli. Attendre 10 minutes et rajouter 2 mL de l'ammoniaque pure.

Tableau 7 : Les valeurs de dosage de la courbe d'étalonnage nitrites.

Numéro de fiole	Témoin	I	II	III	IV	V
Solution fille à 0.0023 (g/l)	0	50	41.3	21.7	17.39	4.34
Concentration de nitrite (g/l)	0	0.0023	0.0019	0.001	0.0008	0.0002
Eau distillé (ml)	50	0	8.7	28.2	32.6	45.6

Matériel et Méthodes

Après avoir effectué l'essai à blanc on fixe la longueur d'onde et on mesure pour chaque solution étalon son absorbance à 435 nm. La courbe d'étalonnage (annexe 1) est ensuite tracée à partir de ces mesures. Le calcul de la concentration en NO_2^- se fait grâce à l'équation de la courbe d'étalonnage : $\text{Abs} = 57,262 \times [\text{NO}_2^-]$, le coefficient de détermination R^2 est 0,9922.

- Dosage de l'échantillon :

Prélever 50 ml d'échantillon à analyser, ajouter 2 mL de réactif de Zambelli. Agiter et laisser reposer 10 minutes ensuite introduire 2 mL d'ammoniaque pure, effectuer la lecture au spectromètre à la longueur d'onde de 435nm.

3.1.3 Dosage des ions nitratent NO_3^- (Méthode de salicylate de sodium)

➤ Principe

Conformément à la norme ISO 7890-3 1988 Modifiée, en présence du salicylate de sodium, les nitrates réagissent et donnent du para-nitro-salicylate de sodium, coloré en jaune et susceptible d'un dosage colorimétrique.

➤ Réactifs :

- Solution de salicylate de sodium ($\text{C}_7\text{H}_5\text{NaO}_3$) à 5%.
- Acide sulfurique (H_2SO_4) concentré $d = 1.84$.
- Solution d'hydroxyde de sodium et de tartrate double de sodium et de potassium :
 - Hydroxyde de sodium (NaOH).
 - Tartrate double de sodium et de potassium ($\text{C}_4\text{H}_4\text{KNaO}_6$).
 - Eau distillée.
- Solution mère étalon d'azote nitrique à 0.1 (g/L) :
 - Nitrate de potassium anhydre (KNO_3).
 - Chloroforme (CHCl_3) : pour la conservation.
 - Eau distillée.
- Solution fille étalon d'azote nitrique à 0.005(g/L).

➤ Mode opératoire :

- Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates :

Dans une série de cristallisoirs de 60 mL, introduire successivement les composants cités dans le (Tableau 8) :

Matériel et Méthodes

Tableau 8 : Préparation de la courbe d'étalonnage des nitrates.

N°	Témoin	I	II	III	IV
Solution fille étalon (mL)	0	1	2	5	10
Eau distillée (mL)	10	9	8	5	0
Solution de Salicylates de Sodium (mL)	1	1	1	1	1
[NO ₃ ⁻] (mg. L ⁻¹)	0	0.5	1	2.5	5

- Evaporer à sec dans une étuve portée à 75-80°C (ne pas surchauffer, ni chauffer trop longtemps).
- Laisser refroidir. Reprendre le résidu par 2mL d'acide sulfurique concentré en ayant soin de l'humecter complètement.
- Attendre 10 minutes, ajouter 15 mL d'eau bi-distillée puis 15 mL de la solution d'hydroxyde de sodium et se tartrate double de sodium et de potassium qui développe la couleur jaune.
- Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 420 nm. Soustraire des densités optiques lues pour les étalons, la valeur relevée pour le témoin.

Effectuer la lecture d'absorbance au spectromètre à une longueur d'onde de 420 nm et construire la courbe d'étalonnage (annexe 2). Le calcul de la concentration en NO₃⁻ se fait grâce à l'équation de la courbe d'étalonnage : $Abs = 62,81 \times [NO_3^-]$, le coefficient de détermination R² est 0,9742.

- Dosage de l'échantillon :

Introduire 10 mL de l'échantillon à analyser dans une capsule de 60 mL, ajouter 1 ml de salicylate de sodium, puis poursuivre le même dosage que celui de la courbe d'étalonnage. Préparer de la même façon un témoin avec 10 mL de l'eau bidistillée. Effectuer les lectures au spectromètre à la longueur d'onde de 420 nm.

3.2 Paramètres globaux liés à la Matière Organique

3.2.1 Détermination de la demande biochimique en oxygène (DBO₅)

La demande biochimique en oxygène (DBO₅), mesure la quantité d'oxygène dissous consommée par les microorganismes pour décomposer les matières organiques dans un échantillon après une période d'incubation de cinq jours à 20 °C, dans l'obscurité. Cette détermination est influencée par la diversité et la quantité de microorganismes présents dans l'échantillon. Elle se résume à la réaction chimique suivante (Rodier *et al.*, 2009) :



L'OxiTop utilisé est de marque Box WTW (OxiTop IS 12) (figure 20).

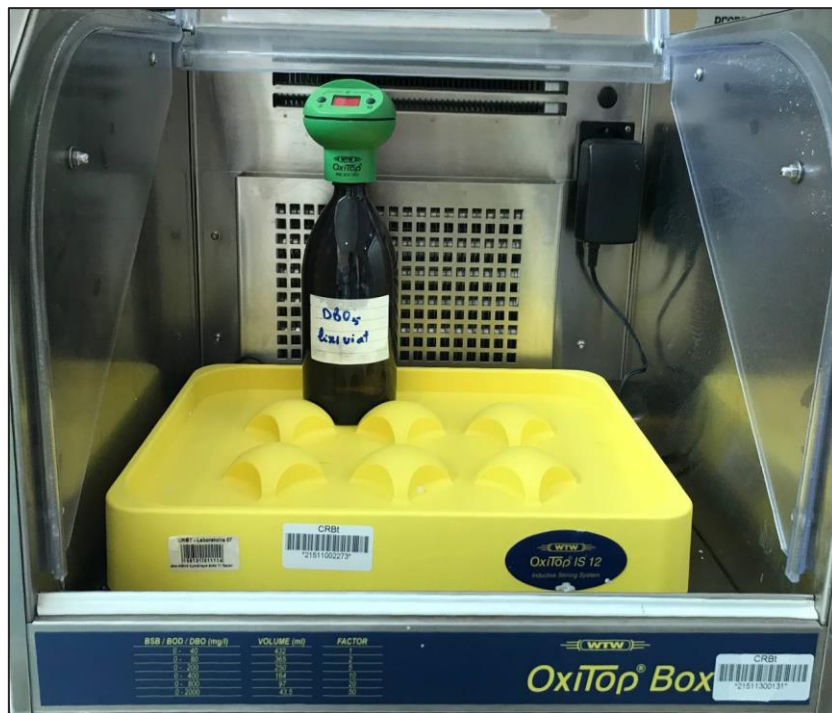


Figure 20 : OxiTop IS 12 (Photo personnelle).

➤ Mode opératoire :

- Choisir la gamme de mesure de la DBO (voir tableau 9).
- Rincer trois flacons DBO avec l'eau distillée.
- Mesurer le volume désiré (Prendre 18.25 mL du lixiviat et 346.75 ml de l'eau distillée).
- Introduire l'agitateur magnétique dans chaque bouteille.
- Mettre 3 à 4 pastilles d'hydroxyde de potassium dans chaque bouchon intérieur noir (le NaOH capte le CO₂ dégagé).

Matériel et Méthodes

- Appuyer sur les deux boutons de l'OxiTop en même temps jusqu'à l'apparition du zéro.
- Placer les OxiTop sur la bouteille et fermer hermétiquement.
- Mettre sur le système d'agitation à 20°C dans le DBO mètre pendant 5 jours.
- Après 5 jours, faire la lecture.
- Multiplier la valeur lue par le facteur de conversion correspondant.

Tableau 9 : Facteur de conversion de la DBO₅ en fonction du volume de prise.

Intervalle de mesure (mg/L)	Volume de l'échantillon (mL)	Facteur
0-40	432	1
0-80	356	2
0-200	250	5
0-400	164	10
0-800	97	20
0-2000	43.5	50

3.2.2 Mesure de la demande chimique en oxygène (DCO)

La demande chimique en oxygène (DCO) est une méthode majeure utilisée pour évaluer la pollution organique totale des eaux résiduaires ou naturelles **AFNOR T90-101**. Elle représente la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder les substances présentes dans l'échantillon. Cette mesure est une estimation des substances oxydables, qu'elles proviennent d'origine organique ou minérale. Elle repose sur l'oxydation de l'échantillon par le dichromate de potassium K₂Cr₂O₇ en présence d'acide sulfurique, de sulfate d'argent (catalyseur) et de sulfate de mercure (**Rodier et al.,2009**).

➤ **Réactifs :**

- Acide sulfurique (H₂SO₄) concentré (d = 1,83) contenant sulfate d'argent cristallisé (Ag₂SO₄) (6,6 g.L⁻¹)
- Sulfate de mercure (HgSO₄) purifié en poudre
- Dichromate de potassium (K₂Cr₂O₇) 8,33.10⁻³ mol. L⁻¹ (2,4518 g.L⁻¹)

Matériel et Méthodes

➤ Protocole opératoire :

- Dans trois tubes introduire successivement :
 - 3 mL de la solution acide
 - 0,1 g de sulfate de mercure
 - 2 mL d'échantillon dilué 500 fois (ou d'eau distillée pour le blanc)
 - 1 mL de dichromate de potassium $8,33 \cdot 10^{-3} \text{ mol. L}^{-1}$.
- Après fermeture hermétique et homogénéisation, les tubes sont placés dans un bloc chauffant de marque WTW (CR 2200), (Figure 21) pendant 2 heures à $148 \text{ }^\circ\text{C}$. laisser refroidir pendant environ 1 heure.
- La mesure de la DCO est effectuée sur un spectrophotomètre (à double faisceau) à une longueur d'onde de 440 nm (Le dosage final de l'oxydant résiduel se fait par mesure de l'absorbance, par rapport à l'eau distillée, du mélange réactionnel refroidi à $T = 20 \text{ }^\circ\text{C}$).
- La valeur de la DCO (mg/L) = $[\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7]$ initiale - $[\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7]$ résiduelle.

La DCO se détermine à partir d'une droite d'étalonnage par le calcul de la différence entre la valeur du blanc et celle de l'échantillon, Qui représente la quantité d'oxydant utilisée (**Thomas et Mazas, 1986**).



Figure 21 : Photo du bloc chauffant WTW CR2200 (Photo personnelle)

3.2.3 Mesures d'absorbances (Spectre à évolution UV-Visible)

Les mesures d'absorbance sont réalisées à l'aide d'un spectrophotomètre UV-visible modèle HELIOS ZETA à double faisceau (Figure 22), utilisant des cuves en quartz avec un trajet optique

Matériel et Méthodes

de 1 cm. Les mesures d'absorbance ont été effectuées dans la plage de longueurs d'onde entre 200 et 600 nm, ces longueurs d'onde sont couramment utilisées pour évaluer la matière organique, en raison de leur correspondance avec les noyaux aromatiques (**Chin et al., 1994**). La détermination de l'absorbance se base sur la loi de Beer-Lambert, où l'absorbance (A) est le produit du coefficient d'extinction molaire (ϵ), de l'épaisseur de la cellule optique (L), et de la concentration (c) selon : $A = \epsilon \times L \times C$. Ce paramètre renseigne sur la dégradation de la matière organique (**Trabelsi, 2014**) :

Pour obtenir le spectre UV-Vis, la solution est exposée à des longueurs d'onde allant de 200 à 400 nm (UV) et de 400 à 800 nm (visible), et l'absorbance est mesurée à chaque longueur d'onde pour tracer la courbe d'absorbance.



Figure 22 : Spectrophotomètre modèle HELIOS ZETA (Photo personnelle).

4 Identification moléculaire des souches bactériennes

4.1 Isolement et repiquage des souches bactériennes

À partir de la solution mère, des dilutions décimales sont réalisées en allant jusqu'à la dilution 10^{-7} pour réduire la charge microbienne et obtenir des colonies dénombrables lors de la lecture. Le dénombrement des bactéries s'effectue sur gélose nutritive (GN) ordinaire (Annexe 3), permettant aux microorganismes non exigeants de se développer. Les boîtes sontensemencées en surface par 0,1 mL pour chaque dilution puis incubées à 30°C pendant 48 heures (Figure 23). Le dénombrement des colonies est effectué à l'aide d'un compteur colonie de marque BIOBLOCK (Figure 24) et la charge microbienne est calculée en appliquant la formule suivante :

$$N = \frac{\sum c}{v(n1 + 0.1 n2)} \times \frac{1}{d}$$

Matériel et Méthodes

Dans laquelle :

- **V** : Volume de l'inoculum.
- **C** : Somme des colonies des boites comptées.
- **n1** : Nombre de boites comptées à la plus faible dilution.
- **n2** : Nombre de boites comptées à la plus forte dilution.
- **D** : Dilution correspondant à la dilution la plus faible.



Figure 23 : Etuve modèle THERMO SCIENTIFIC (photo personnelle) .



Figure 24 : Compteur colonie BIOBLOCK (photo personnelle).

4.2 Purification des microorganismes présents dans les lixiviats

L'isolement des bactéries est réalisé à partir des cultures de dénombrement sur la GN, puis ils sont incubés à 30 °C pendant 48 heures, chaque colonie est repiquée trois fois pour assurer une meilleure purification. Cette étape est cruciale pour une identification moléculaire ultérieure.

4.3 Extraction d'ADN bactérien

L'ADN total est extrait par la méthode telle que décrite par **Leblond et al., (1966)**.

- **Préparation des solutions :**

- **Tris-HCl 2M (pour 1000 mL) :**

Tris base : 242g

H₂O UP : 1000mL, le pH est ajusté à 8 avec du NaOH₂N.

- **EDTA 0,5M (pour 1000 mL) :**

EDTA : 146,1g

H₂O UP : 1000 mL, le pH est ajusté à 8 avec du NaOH₂N, ensuite la solution est autoclavé à 120°C pendant 15min.

- **SDS sodium dodecyl sulfate 10% (pour 100mL) :**

SDS : 10g

Matériel et Méthodes

H₂O UP : 100 mL, le pH est ajusté à 7.2 avec du NaOH₂N, ensuite la solution est autoclavé à 120°C pendant 15min.

➤ **Lysozyme (pour 1mL) :**

Lysozyme : 50 mg

H₂O UP : 1 mL.

➤ **Protéinase K (pour 1mL) :**

Protéinase K : 20mg

H₂O UP : 1mL

➤ **Acétate de potassium 3M (pour 10mL) :**

Acétate de potassium à 5M : 2,94g/6mL

Acide acétique : 1,15mL

H₂O UP : 2,85mL.

• **Mode opératoire :**

- A partir de culture de 24h sur bouillon nutritif centrifugée, 1mL de Tris-HCl à 10 mM est ajouté au culot ensuite centrifugé à 11000 rpm pendant 10 min à 4°C. Le surnagent est par la suite pipeté et 500µL de Tris-HCl a 10 mM est ajouté au culot et vortexé.
- Ajouter 20 µL de lysozyme 50mg/ml au tube. Vortexer et incuber au bain sec à 37°C pendant 40 min.
- Ajouter 60 µL d'EDTA à 0,5M et 10 µL protéinase K 20mg/mL et incuber à 37°C pendant 10min.
- Ajouter 60 µL SDS 10% et incuber à 50°C pendant 40min.
- Ajouter 350 µL d'acétate de potassium 3M et placer au bain de glace pendant 10 min.
- Centrifuger à 12000rpm pendant 10min et récupérer le surnagent.
- Ajouter 1ml isopropanol au surnagent, récupéré et agiter, l'ADN précipité est observé.
- Centrifuger à 10000 rpm pendant 1min, récupérer le culot.
- Ajouter 1ml éthanol 70% au culot récupéré.
- Centrifuger à 10000 rpm pendant 1min, et récupérer le culot.
- Laisser ouvert les tubes à l'air libre pendant 30 min ensuite ajouter 50 µL d'eau ultra pur.
- Mesurer la concentration et la pureté de l'ADN génomique à l'aide d'un spectrophotomètre (nanodrop).
- Les échantillons ainsi récupérés sont congelés à -20°C.

4.4 Mesure de la concentration et la pureté de l'ADN Génomique

Le dosage de l'ADN se fait par mesure de l'absorbance à 260 et 280 nm, selon la formule suivante : $C (\mu\text{g/ml}) = (A_{260}) \times 50$. La pureté de l'ADN est donnée par le rapport (A_{260}/A_{280}) . Ce rapport doit être voisin de 1,8. Un rapport plus élevé indique une contamination par les ARN, alors que les protéines ou le phénol diminuent cette valeur. Les mesures d'absorbances sont effectuées grâce au spectrophotomètre (NanoDrop 8000 ThermoScientific) (Figure 25). La concentration de l'ADN dans l'échantillon doit être au minimum $20\mu\text{g/ml}$, alors que le rapport d'absorbance entre $\lambda 260$ et $\lambda 280\text{nm}$ enregistrées est compris entre 1,2 et 1,8.

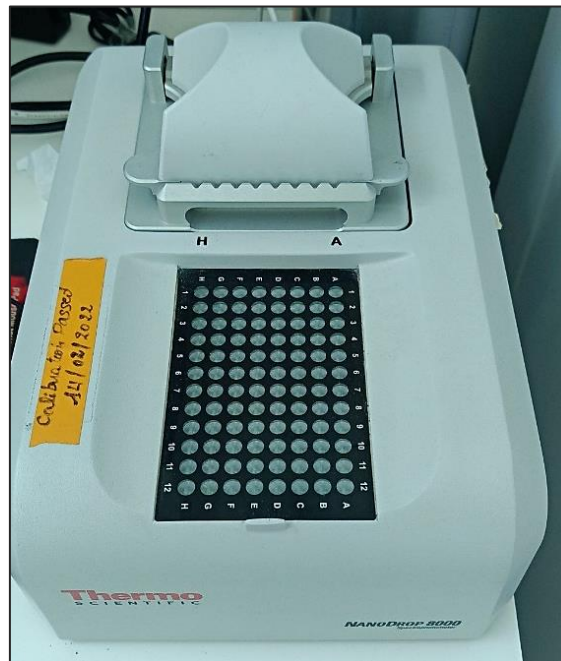


Figure 25 : NanoDrop 8000 ThermoScientific (Photo personnelle).

4.5 Amplification de l'ADNr 16S par Polymérase Chain Réaction (PCR)

La PCR est une méthode permettant d'obtenir rapidement une quantité importante d'un segment précis d'ADN génomique grâce à l'utilisation de deux amorces de polarités opposées encadrant le fragment à amplifier, l'amplification de l'ADN étant exponentielle (Mullis *et al.*, 1986 ; Saiki *et al.*, 1985). On utilise un kit d'amplification (Taq polymérase Invitrogen By life technologies).

Dans un tube Eppendorf on met :

- Taq polymérase : $0,4\mu\text{L}$
- MgCl_2 : $3,2 \mu\text{L}$
- DNTP : $0,8\mu\text{L}$

Matériel et Méthodes

- Tampon : 4 μ L
- Amorce F : 1,6 μ L
- Amorce R : 1,6 μ L
- Extrait D'ADN : 1 μ L
- H₂O UP : 27,4 μ L.

NB : les amorces utilisées sont des amorces universelles visant d'amplifier la partie d'ADN codante pour l'ARN16s et ayant une taille de 1500 pdb, à savoir : 27F (5'-AGA GTT TGA TCA TGG CTC AG-3') et 1492R (5'-GGT TAC CTT GTT ACG ACT T-3') (**Belahmadi et al., 2023**)

Témoin : Tous les ingrédients de la PCR sont mis dans un tube eppendorf à part l'extrait D'ADN. Puis on procède à l'amplification dans un thermo-cycler (C 1000TM Thermal cycler. BIO-RAD) (Figure 26) dans les conditions rapportées dans le tableau ci-dessous (**Tian et al., 2008**) :

Tableau 10 : Conditions de la PCR pour l'amplification (**Belahmadi et al., 2023**).

Dénaturation Initiale	96°C	1min
30 cycles	96°C	30 s
	50°C	10 s
	50°C	5 s
Extension Finale	60°C	4 min
Maintenir	4°C	∞

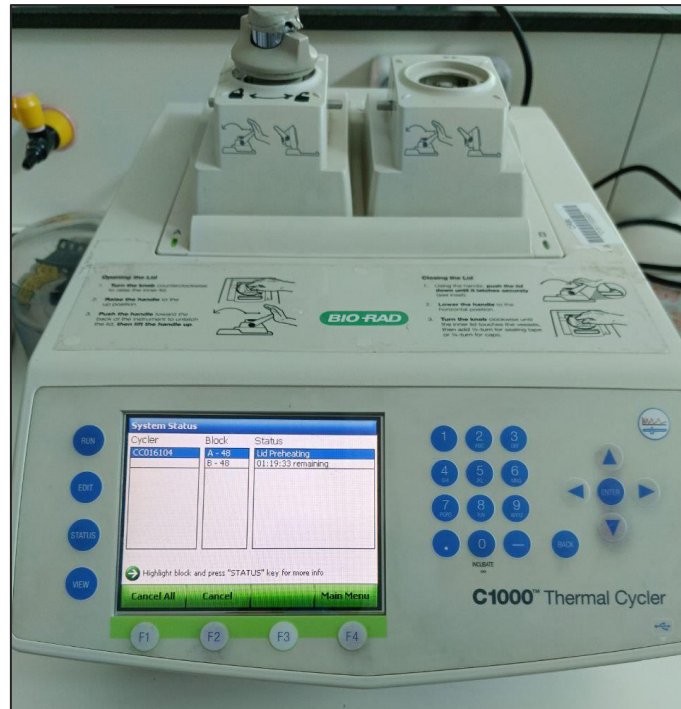


Figure 26 : thermo-cycler (C 1000™ Thermal cycler. BIO-RAD) (Photo personnelle).

4.6 Purification à partir de produit PCR

Les produits PCR sont purifiés par le kit de purification (Invitrogen By life technologies).

- Ajouter 4 volumes du binding buffer (B2) avec l’isopropanol, à 1 volume du produit PCR.
- Environ 60 μL à 15 μL bien agité, Placer le tout dans la spine colonne et centrifuger à 10000g pendant 1 min puis jeter le culot.
- Remettre la spine colonne dans le même tube et ajouter 650 μL de wash buffer (W1) avec l’éthanol, puis centrifuger à 10 000 g pendant 1 min.
- Jeter le culot et centrifuger encore une fois au max speed pendant 3 min.
- Place la spine colonne dans un nouveau tube et ajouter 30 μL d’éluant buffer (E1) et incubé à température ambiante pendant 3 min puis centrifuger au max speed pendant 3min.
- Les échantillons sont ensuite congelés à -20°C .

4.7 Electrophorèse

Afin de confirmer le bon déroulement de la PCR et l’amplification de la bonne partie de l’ADN, Les fragments amplifiés obtenus sont séparés selon leur poids moléculaire par électrophorèse sur gel d’agarose à 2 % dans les conditions suivantes (Belahmadi *et al.*, 2023) :

Matériel et Méthodes

- Tris, Borate, EDTA TBE *1 ;
- Gel stain pour la fluorescence ;
- Tampon de charge ;
- Le marqueur de taille utilisé est 50 pdb (Invitrogen By life technologies) ;
- Cuve d'électrophorèse à voltage 50 volts pendant 45min (Figure 27).

Le gel est ensuite visualisé dans un système d'imagerie sur gel (Molecular Imager. Gel DOC XR+. BIORAD), (Figure 28).

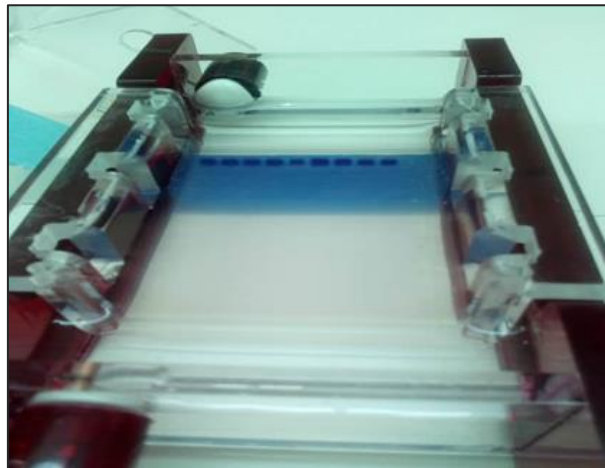


Figure 27 : Plaque d'électrophorèse (Photo personnelle).



Figure 28 : Système d'imagerie sur gel (Molecular Imager. Gel DOC XR+. BIORAD) (Photo personnelle).

4.8 Séquençage

4.8.1 PCR pour le séquençage (selon le manuel du séquenceur 3500XL Genetic Analyzer Applied Biosystems / HITACHI)

- Dilution des échantillons à séquencer de façon à avoir une quantité d'ADN avoisinant les 35 ng dans 10 µL dans chaque puits de la microplaque du séquenceur ;
- Ajout de 1 µL de solution d'amorces 27Fet 1492R dans chaque puits ;
- Ajout de 9 µL du mix pour la PCR (fourni avec le séquenceur et contenant cette fois des dNTP marquées) ;
- Puis, on procède à un PCR dans les conditions rapportées dans le (Tableau 11).

Tableau 11 : Conditions de la PCR pour le séquençage (Belahmadi *et al.*, 2023).

Dénaturation Initiale	96°C	1min
25 cycles	96°C	30 s
	50°C	10 s
	50°C	5 s
Extension Finale	60°C	4 min
Maintenir	4°C	∞

4.8.2 Séquençage (DNA Sequencing by Capillary Electrophoresis, Applied Biosystems Chemistry Guide, Third Edition)

Les séquençages directs des produits PCR sont effectués par un séquenceur (**3500XL Genetic Analyzer. Applied Biosystems / HITACHI**) (Figure 29), selon la méthode de terminaison de 46 chaînes par didéoxynucléotides. Les résultats sont visualisés sur des chromatogrammes (Figure 30), les 4 types de ddNTP étant marqués par des fluorochromes différents.



Figure 29 : Séquenceur d'ADN (3500XL Genetic Analyzer. Applied Biosystems / HITACHI)
(Photo personnelle).

- **Mode opératoire**

- Préparation de la solution BigDye Xterminator :
 - 20 μ l de billes Xterminator
 - 90 μ l de solution SAM
 - Bien agiter.
- Ajouter, dans chaque puits de microplaque, les 110 μ l de la solution BigDye Xterminator à 20 μ l du produit PCR ;
- Agiter pendant 30 min ;
- Centrifuger 2000 g pendant 2 min ;
- Calibrer le séquenceur ;
- Procéder au séquençage par le module sequencing longned protocole (BDxStdSeq50-PoP7xL-Z).

4.9 Correction et reconstitution des séquences

La correction et reconstitution des séquences est effectuée sur PC grâce au logiciel (**Sequencher 4.1.4**) qui permet de visualiser le résultat de séquençage sous forme d'électrophorégramme. Il permet la correction manuelle directe de la séquence et de supprimer le début ou la fin de séquences souvent illisible ou ayant des pics arrondis. (**Belahmadi et al., 2023**)

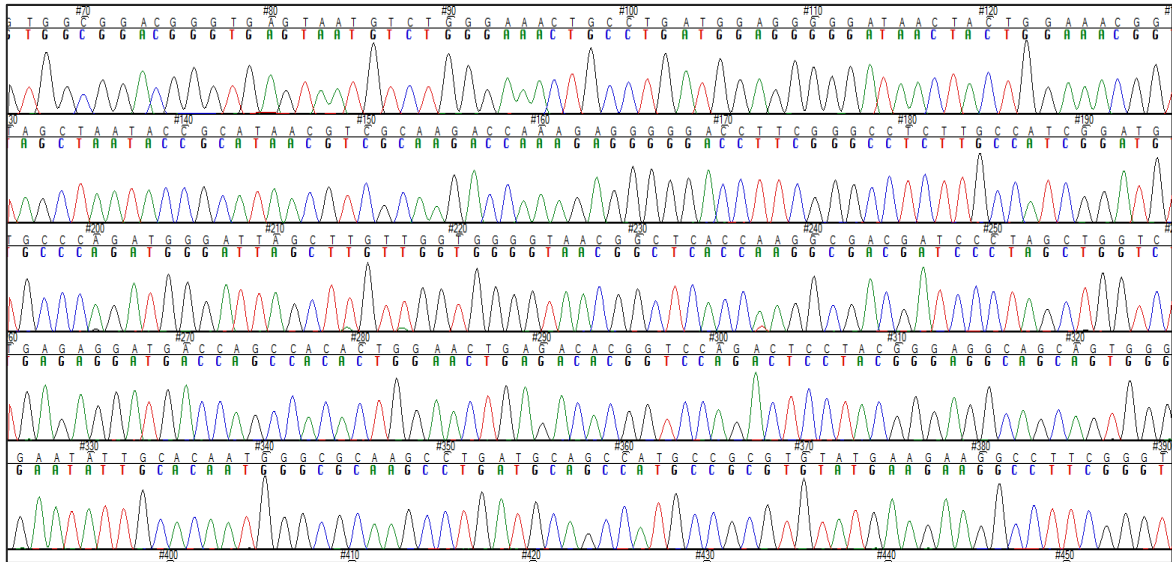


Figure 30 : Chromatogramme des séquences d'ADNr 16S. (Photo personnelle)

4.10 Recherche de similarités

Le recherche de similarités entre la séquence d'ADNr 16S et la banque d'ADN (Gen Bank) data base du National Center for Biotechnology Information (NCBI) (<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/>) grâce à l'outil d'alignement Basic Local Alignment Search Tool (BLAST). Cette étape permet l'identification des séquences par homologie avec d'autres séquences et affilier l'isolat étudié à un groupe taxinomique. (**Belahmadi et al., 2023**)

4.11 Construction d'arbres phylogénétiques

Une analyse génétique évolutive moléculaire le logiciel (Mega software) en utilisant le voisinage méthode (neighbor-joining method) a permis de générer une matrice de distance élaborée par comparaison des séquences d'ADN. Cette matrice est ensuite représentée sous forme d'un arbre phylogénétique. (**Belahmadi et al., 2023**)

Partie III : Traitement des lixiviats

1 Introduction

En raison de la forte concentration de matières organiques présentes dans le lixiviat, le traitement biologique n'a souvent pas été une solution viable. Cela nous pousse à envisager d'autres approches de prétraitement. Les méthodes d'oxydation avancées (appelées aussi procédés d'oxydation avancée POA) sont largement utilisées, où des radicaux hydroxyles très réactifs et non sélectifs sont produits pour décomposer la matière organique en solution. La destruction de ces substances organiques entraîne généralement une diminution de la toxicité et une amélioration de leur dégradation naturelle (Gotvajn *et al.*, 2009).

2 Procédé d'oxydation avancé par le système S_2O_8 /UV

Dans un premier temps, le lixiviat à traiter d'un volume de 100 ml est diluée 10 fois et introduit dans un bécher en verre de 1000 ml, ensuite divisée sur et deux ballons en verre de 500ml, tous stériles, fermés avec du coton cardé et recouverts avec l'aluminium. 17,86g de Sodium Persulfate $Na_2S_2O_8$ (0,3 M) sont ajoutés au mélange, agité à l'aide d'une plaque magnétique, et exposé aux rayons solaires durant toute la durée de l'expérience de 60min. Cet instant est considéré comme étant le point de départ (t_0) de la réaction.

Des mesures de l'intensité lumineuse sont effectuées à l'aide d'un radiomètre (modèle UVP) (Figure 31) dans trois longueurs d'ondes 254 nm, 310 nm et 365 nm. Les mesures de rayonnements sont multipliées par le calibrage 20 mW/cm². Afin de réaliser les réactions de dégradation dans les meilleures conditions d'intensité solaires possibles.

Les prélèvements sont effectués toutes les 5 minutes pendant une durée de 60 min pour pouvoir étudier le processus de dégradation de la matière organique grâce au système $Na_2S_2O_8$ /UV par les différentes techniques analytiques mentionnées précédemment DCO et de l'UV-Visible de 200 à 600nm.



Figure 31 : Radiomètre modèle UVP (Photo personnelle).

3 Procédé hybride : ($\text{Na}_2\text{S}_2\text{O}_8$ /UV couplé à la Biodégradation biologique)

Après les 60 minutes de traitement par POA, le lixiviat subira un traitement biologique assuré par un consortium de bactéries (isolées, au préalable, à partir du lixiviat). L'expérience se déroule dans un ballon en verre de 500 ml, à une température constante de 30°C et une agitation de 150 rpm pendant 16 jours. Des prélèvements sont effectués tous les trois jours afin de surveiller l'évolution de la biodégradabilité de la matière organique au fil du temps.

3.1 Spectroscopie UV-Visible

À chaque prélèvement, une mesure de l'absorbance est effectuée à 620 nm à l'aide d'un spectrophotomètre UV-VIS (Figure 32) pendant 16 jours. L'augmentation de la biomasse microbienne indique une dégradation de la matière organique contenu dans l'échantillon.



Figure 32 : Spectroscopie UV-Visible (Photo personnelle).

3.2 Mesure de la DCO

La demande chimique en oxygène est déterminée à l'aide d'un bloc chauffant à 148°C pendant 2 heures. Les échantillons sont centrifugés à 11000 rpm pendant 15 minutes et dilués 1000 fois.

4 Conclusion partielle

L'objectif de ce travail est de faire :

- 4) Une Caractérisation physico-chimique du lixiviat ;
- 5) Un Suivi de dégradation de la matière organique contenue dans le lixiviat, afin d'évaluer l'efficacité du traitement hybride combinant de deux types de traitement (POA et biologique) ;
- 6) Un inventaire de bactéries revivifiables existantes dans le lixiviat et ayant un pouvoir bioremédiateur pouvant jouer un rôle important dans la biodégradation de la matière organique.

Résultats et Discussion

Partie I : paramètres physico-chimiques du lixiviat

1 Paramètres physico-chimiques *in situ*

La prise de mesures *in situ* de diverses caractéristiques physicochimiques du lixiviat, est essentielle pour une meilleure compréhension de la nature et du type de notre échantillon. Le tableau suivant résume les différents paramètres mesurés :

Tableau 12 : Résultats physico-chimiques avant traitement (*in situ*).

Paramètres	pH	Température (°c)	Conductivité (ms/cm)	TDS (g/L)	Salinité (ppm)	O ₂ dissous (%)
Valeurs	8.26	22	38.3	25.6	21.7	0.1
Norme algérienne	6,5 - 8,5	30	/	/	/	/

TDS : total des solides dissous.

La couleur du lixiviat est souvent le premier indicateur de contamination (**Mehdi et al., 2007**). Dans notre étude, les lixiviats analysés présentent une teinte noirâtre, indiquant la présence de sulfures résultant de la dégradation de la matière organique des déchets durant la phase acidogène. Par la suite, les bactéries sulfato-réductrices, transforment le sulfate en sulfure durant la phase méthanogène. Ce processus confère au lixiviat une forte coloration. De plus, une forte odeur fécaloïde désagréable et nauséabonde est dégagée, cette odeur est principalement attribuée à divers facteurs, notamment la décomposition de matière organique dans les eaux usées, la présence d'ammoniac et de soufre qui émanent du processus de biodégradation et contribuant à l'émission de gaz de sulfure d'hydrogène (H₂S), ainsi que la température ambiante moyenne (**Kjeldsen, 2002**).

1.1 Le potentiel hydrogène (pH)

Le potentiel hydrogène observé dans notre analyse est de 8.26, révélant un caractère basique qui reflète l'état avancé de dégradation des déchets. Cette valeur se situe dans la plage standard pour les rejets dans les milieux naturels, qui est comprise entre 6.5 et 8.5. Plus le potentiel en hydrogène est basique plus les lixiviats sont vieux. Le pH obtenu pourrait être liée à une faible concentration des acides organiques volatiles (**Idlahcen et al., 2014**).

1.2 La température

La température d'un écosystème est un facteur important, car elle contrôle presque toutes les réactions physiques, chimiques et biologiques (**Wage et al., 2020**). La température mesurée du lixiviat étudié est favorable au développement des microorganismes mésophiles.

1.3 La Conductivité électrique

La conductivité électrique (EC) est une expression numérique de la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. La plupart des sels minéraux en solution sont de bons conducteurs. Par contre, les composés organiques sont de mauvais conducteurs (**Belahmadi, 2021**). La conductivité trouvée lors de notre analyse est plus élevée à celle enregistrée dans le percolât généré par le CET d'El Jadida au Maroc, qui était entre 16,8 et 38,2 mS/cm (**Chofqi et al., 2007**), indiquant une forte minéralisation du lixiviat du CET. Cette minéralisation est principalement attribuée à différents ions tels que le chlorure (Cl^-), le sulfate (SO_4^-), le sodium (Na^+), le potassium (K^+), le calcium (Ca^{++}), le magnésium (Mg^{++}), etc.

1.4 La salinité

La mesure de la salinité fournit une indication globale de la quantité de sels dissous dans une eau, généralement exprimée en parties par million (ppm) ou en milligrammes par litre (mg/L). La conductivité électrique et la salinité sont des indicateurs essentiels du degré de minéralisation d'une eau, car elles sont toutes deux liées à la quantité de substances dissoutes dans l'eau.

1.5 Le total des solides dissous (TDS)

Le TDS représente la mesure de la concentration totale des solides dissous présents dans un échantillon. Dans notre étude, la valeur mesurée est supérieure à celle enregistrée dans le percolât du CET d'El Jadida au Maroc, qui était de 12.82 g/L (**Chofqi et al., 2007**). Les niveaux élevés de TDS pourraient refléter une augmentation de la minéralisation du lixiviat, entraînant ainsi des modifications de ses paramètres, tels que la conductivité et la salinité (**Vadillo et al., 1999**).

1.6 L'oxygène dissous

La concentration en oxygène dissous dans le lixiviat étudié est très faible, ce qui suggère que le phénomène d'anaérobiose prédomine dans les bassins de lixiviat (**Kouassi et al., 2014**). Ce déficit en oxygène dissous reflète la présence d'une forte charge organique polluante, entraînant une activité catabolique importante qui nécessite la consommation et l'épuisement de l'oxygène dans

Résultats et Discussion

le lixiviat. Ces observations permettent de conclure que les lixiviats du CET de Batna sont fortement pollués.

2 Paramètres physico-chimiques déterminés au laboratoire

Le tableau suivant résume les différents paramètres mesurés au laboratoire :

Tableau 13 : Résultats physico-chimiques avant traitement (*in vitro*).

Paramètres	Valeurs	Norme algérienne des rejets d'effluents liquides industriels
Azote total Nt (mg/L)	1266,504	30
Azote ammoniacal NH ₄ ⁺ (mg/L)	1098,384	/
Nitrite (g/L)	0,49	/
Nitrate (g/L)	1,25	/
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	1050	35
DCO (mgO ₂ /L)	69700	120
DBO ₅ /DCO	0,015	/
DCO/DBO ₅	66,38	/

NB : Les lixiviats sont comparables aux rejets industriels contenant à la fois des substances contaminantes organiques et inorganiques.

2.1 La demande chimique en oxygène (DCO) avant traitement

La concentration en DCO s'est révélée extrêmement élevée, atteignant environ 69700 mg/l, dépassant largement la norme établie à 120 mg/l Dans l'environnement naturel. Ceci indique une forte présence de matière organique oxydable dans le lixiviat du CET de la Wilaya de Batna (Ademe, 1999).

2.2 La demande biologique en oxygène (DBO₅) avant traitement

Quantifier la biodégradabilité du lixiviat. Elle est déterminée en fonction de la quantité d'oxygène consommée par les microorganismes présents dans le lixiviat. Dans ce cas, la valeur déterminée est de 1050 mg/l. Soulignez que cette valeur excède la norme de rejet dans le milieu

naturel, qui est de 35 mg/l (**Journal officiel de la République Algérienne, 2006**) (Annexes 4 et 5).

2.3 Le rapport DBO₅/DCO

Le rapport DBO₅/DCO est un bon indicateur de la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent et donne une indication sur la maturité du lixiviat (**Kurniawan et al., 2006 ; Bennama et al., 2011**). Il permet également de caractériser l'état de décomposition des déchets et renseigne sur la nature des transformations biochimiques prévalant dans les massifs des déchets (**Wage et al., 2020**). Les valeurs du rapport DBO₅/DCO orientent le choix du traitement vers une filière biologique pour les lixiviats jeunes et vers des solutions physico-chimiques pour les percolâts dont l'exploitation est ancienne (**Sillet et al., 2001**). Un rapport DBO₅/DCO > 0.5 caractérise les lixiviat jeunes et instables, des valeurs entre $0.1 < \text{DBO}_5 / \text{DCO} < 0.5$ indique un lixiviat modérément stable et un rapport DBO₅/DCO < 0.1 représente un lixiviat vieux et stable (**Glandier, 2002**).

Le lixiviat présente un rapport DBO₅/DCO égal à 0,015. La faible valeur de ce rapport est surtout liée au fait que le lixiviat est dans un stade avancé de dégradation. Des travaux trouvés dans la littérature (**Bennama et al., 2011**) ont révélé des valeurs similaires. Ce genre de lixiviat est faiblement biodégradable et c'est plutôt les procédés physicochimiques qui sont préconisés pour le traitement de cet effluent. Cela implique que les lixiviats de centre d'enfouissement de Batna sont stabilisés.

2.4 Le rapport DCO/DBO₅

Le rapport DCO/DBO₅ donne une première estimation de la biodégradabilité de la matière organique d'un effluent donné, on convient généralement des limites suivantes (**Yahiatene, Tahirim, 2010**) : un rapport DCO/DBO₅ < 02 caractérise un effluent qui est facilement biodégradable, un rapport entre $02 < \text{DCO} / \text{DBO}_5 < 03$ représente un effluent biodégradable avec des souches sélectionnées et un rapport DCO/DBO₅ > 03 indique que l'effluent n'est pas biodégradable.

Dans notre cas, le lixiviat à un rapport DCO/DBO₅ égale à 66,38, qu'indique une faible biodégradabilité de ce type de lixiviat, des méthodes de traitement physicochimiques primaires sont recommandées.

2.5 Azote Kjeldahl, nitrate et nitrite avant traitement

Le lixiviat de la décharge étudiée présente une composition inhabituelle, avec des concentrations élevées en nitrates (1.250 g/l), nitrites (5 mg/l), azote total (266.5 mg/ml), et azote ammoniacal (1098.4 mg/l). Habituellement, ces substances sont présentes à des concentrations très faibles dans l'eau (**Khattabi H., 2002**). Leur présence accrue suggère une contamination significative, souvent attribuable à des activités humaines telles que l'agriculture et les émissions domestiques.

Les niveaux de divers paramètres obtenus suite aux analyses, sont considérablement élevés et dépassant les normes admises, ce qui souligne l'impératif de traiter cet effluent avant de le déverser dans l'environnement.

3 Etude spectrale du Lixiviat

La (Figure 33), illustre le spectre de notre lixiviat analysé, obtenu à un pH de 8.6 et dans un milieu dilué 100 fois. Ce spectre révèle la présence d'une bande caractéristique à une longueur d'onde de 254 nm, typique des composés polyphénoliques et correspondant à l'absorption des noyaux aromatiques (**Chin et al., 1994**). L'absorption notable dans le domaine UV-Vis de ce spectre indique une concentration élevée de matière organique dans le lixiviat étudié.

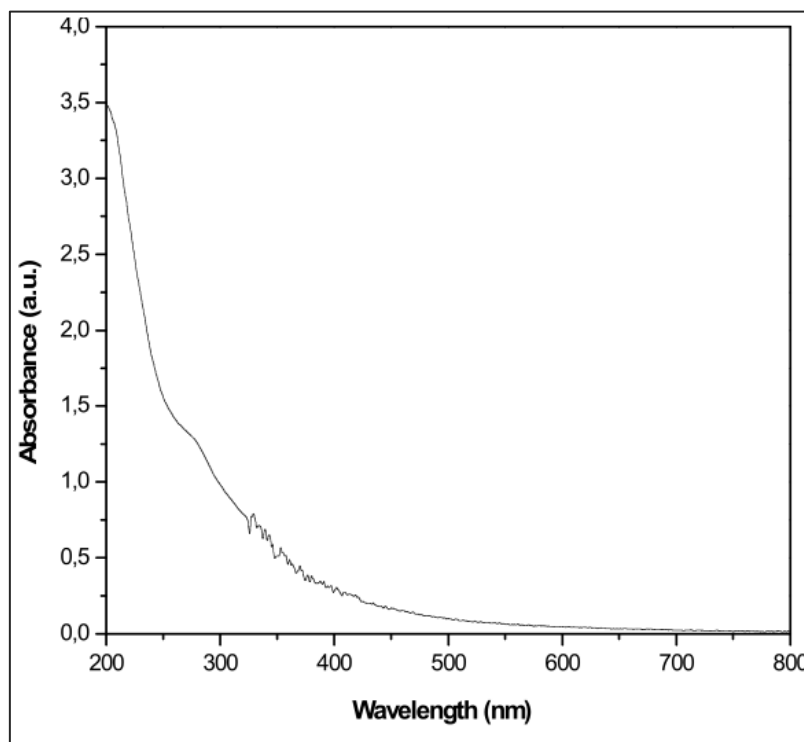


Figure 33 : Spectre UV-Vis du lixiviat du CET de la wilaya de Batna.

Partie II : Identification microbienne

1 Dénombrement des bactéries contenues dans les lixiviats

Le dénombrement des bactéries du lixiviat brut montre une valeur de $14,82 \cdot 10^5$ UFC/mL, D'une part, cette valeur est élevée comparativement à $3 \cdot 10^5$ UFC/mL retrouvée par **Belle et al., (2008)**, et d'autre part se trouve inférieure à celle obtenue sur le CET de la ville de Fès au Maroc $6,89 \cdot 10^7$ UFC/mL des germes totaux (**Ez Zoubi et al., 2010**), d'où une contamination bactériologique bien marquée.

2 Isolement et repiquage des souches bactériennes avant traitement biologique

A partir des caractéristiques macroscopiques des souches isolés à partir du lixiviat du CET de Batna on a pu distinguer 6 souches bactériennes, les résultats du repiquage de ces isolats bactériennes avant traitement biologique sont représentés dans la figure 34.

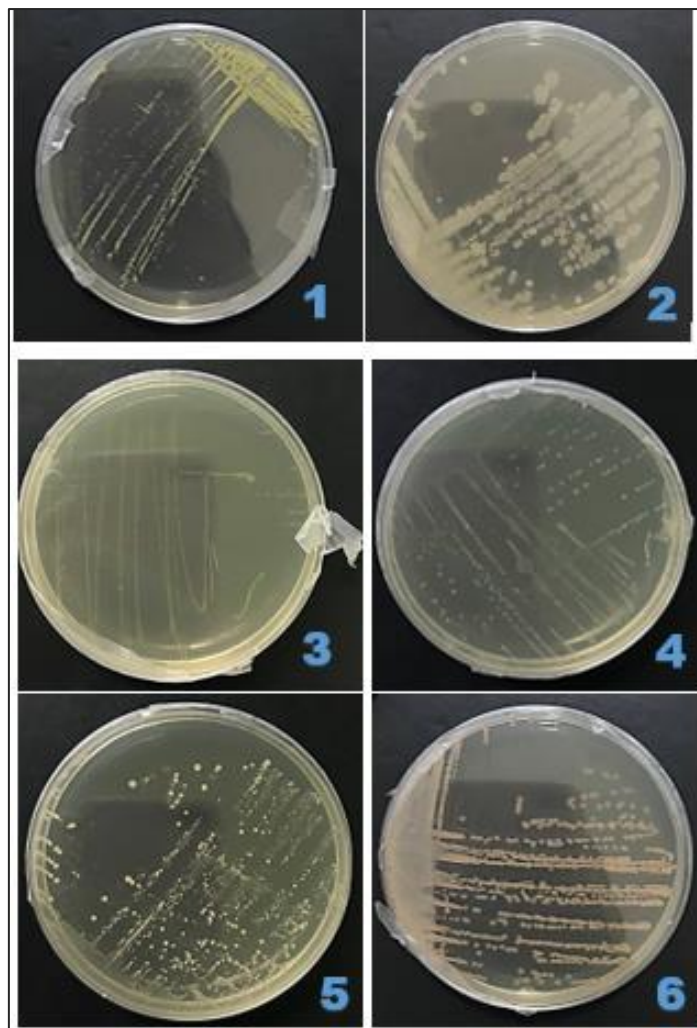


Figure 34 : Photos du repiquage des six souches bactériennes.

3 Identification moléculaire

3.1 Espèces bactériennes

Avec une longueur d'environ 1500 nucléotides et une structure qui facilite son séquençage autour des domaines variables, le gène 16S ARNr présente une série d'avantages remarquables, notamment sa forte conservation, ses domaines variables adjacents et sa séquence d'information précise. La figure 35 met en lumière l'ADN 16S engendré lors de l'amplification par PCR.

À partir des résultats de l'analyse du 16S ARNr, une identification moléculaire des espèces bactériennes présentes dans le lixiviat du CET de Batna, sont présentés dans le (Tableau 14). Les souches les plus similaires ont été déterminées grâce à l'outil NCBI Blast.

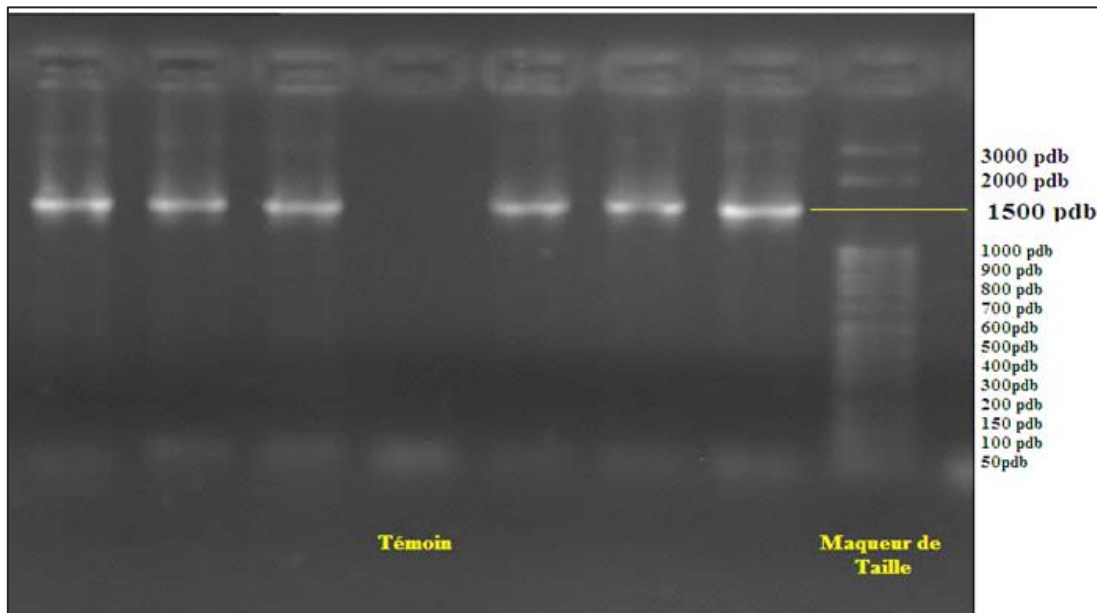


Figure 35 : Migration de l'ADNr 16s sur gel d'agarose (Photo personnelle).

Résultats et Discussion

Tableau 14: Les souches les plus similaires aux souches bactériennes présentes dans le lixiviat du CET de Batna.

Souche	Identification (N° d'accès Genbank)	Nombre de nucléotides	Espèce plus similaire (n° d'accès Genbank)	% de similarité
S1	<i>Staphylococcus sp. strain</i> <i>BMSOHbjKn 2024</i> (PP758812)	1381 bp	<i>Staphylococcus</i> <i>epidermidis</i> strain NBRC 100911 (NR_113957)	99.86%
S2	<i>Cytobacillus sp. strain</i> <i>MSONbj 2024</i> (PP758813)	709 bp	<i>Cytobacillus firmus</i> strain IAM 12464 (NR_025842)	99.86%
S3	<i>Rummeliibacillus sp. strain</i> <i>AAAB 2024</i> (PP758814)	1391 bp	<i>Rummeliibacillus</i> <i>stabekisii</i> strain NBRC 104870 (NR_114270)	97.62%
S4	<i>Denitrificimonas sp. strain</i> <i>BMSOnj 2024</i> (PP758815)	1401 bp	<i>Denitrificimonas</i> <i>caeni</i> strain HY14 (NR_116388)	91.10%
S5	<i>Staphylococcus sp. strain</i> <i>MSONb 2024</i> (PP758816)	1371 bp	<i>Staphylococcus</i> <i>epidermidis</i> strain NBRC 100911 (NR_113957)	99.93%
S6	<i>Bacillus sp. (in: firmicutes)</i> <i>strain MSObn 2024</i> (PP758817)	1421 bp	<i>Bacillus licheniformis</i> strain NBRC 12200 (NR_113588)	93.34%

Résultats et Discussion

Selon l'analyse de séquence du gène 16S rRNA, les souches S1, S2, S3, S4, S5 et S6 ont été identifiées respectivement comme *Staphylococcus sp. strain BMSOHbjKn 2024* (PP758812), *Cytobacillus sp. strain MSOnbj 2024* (PP758813), *Rummeliibacillus sp. strain AAAB 2024* (PP758814), *Denitrificimonas sp. strain BMSOnj 2024* (PP758815), *Staphylococcus sp. strain MSOnb 2024* (PP758816) et *Bacillus sp. (in : firmicutes) strain MSObn 2024* (PP758817). Ces séquences sont comparées à la base de données NCBI GenBank en utilisant le programme BLAST, et les souches les plus similaires sont :

- *Staphylococcus epidermidis* strain NBRC 100911 (NR_113957) pour la S1 et la S5 (fiche technique annexe 6). Les Staphylocoques sont des bactéries largement ubiquitaires et saprophytes, colonisent divers environnements tels que l'air, l'eau et le sol. Leur intérêt majeur réside dans leur capacité à provoquer un large éventail d'infections et à s'adapter à différentes conditions environnementales (**Lowy, 1998**). Certaines espèces font partie de la flore commensale de la peau et des muqueuses chez l'homme et les animaux, principalement nichées dans les fosses nasales (**Werckenthin et al., 2001**). Les staphylocoques détectés dans l'eau proviennent principalement des surfaces cutanées, buccales, nasales et pharyngées des baigneurs, avec parfois une contamination d'origine fécale (**CEAE, 2012**).

Staphylococcus epidermidis est un commensal de la peau humaine Gram-positif qui est devenu un pathogène important, provoquant des infections chez les patients immunodéprimés et chez les personnes portant des implants biomatériels, cette espèce n'a pas d'exigence nutritive particulière (**M. Gabriela Bowden, 2005**), elle est connue pour sa capacité à former des biofilms, ce qui le rend résistant aux traitements antibiotiques et contribue à sa virulence dans les infections nosocomiales.

Les lixiviats contiennent donc des microorganismes pathogènes comme *Staphylococcus* qui doivent être éliminés avant rejet dans l'environnement. Certaines espèces de *Staphylococcus* comme *S.epidermidis* ont cependant montré un potentiel pour la bioremédiation. Une souche de *S.epidermidis* nommée EDH a été utilisée pour améliorer la rétention d'eau de l'argile dans un contexte de bioremédiation (**Marais, 2023**).

- *Cytobacillus firmus* strain IAM 12464 (NR_025842) pour la S2 (fiche technique annexe 7), est une bactérie aérobie, Gram-positif en forme de bâtonnet, appartenant à la famille des Bacillaceae. Cette espèce, décrite pour la première fois par **Bredemann et Werner en 1933** sous le nom de *Bacillus firmus*, a été reclassifiée en **2020** par **Patel et Gupta** dans le genre *Cytobacillus* (**BacDive, 2023**). Les caractéristiques clés de *Cytobacillus firmus* incluent des cellules en forme de bâtonnet, Gram-positives, mobiles et formant des endospores. Elle a des

besoins de croissance aérobies et mésophiles et peut tolérer des conditions alcalines jusqu'à un pH de 11. *Cytobacillus firmus* est connue pour produire des lipases, et la souche 613 a été séquencée au niveau du génome entier, pouvant servir d'hôte pour les bactériophages. Cette espèce peut être isolée dans divers environnements, tels que le sol, les sédiments marins, le tube digestif humain, les vers de terre et les sites de production pharmaceutique. Certaines espèces de *Cytobacillus* tolèrent également des conditions salines modérées et des environnements fortement alcalins (**Patel & Gupta, 2020**).

Cytobacillus firmus possède une souche H₂O⁻¹ capable de produire des antibiotiques contre les bactéries sulfatoréductrices (SRB) et peut être un choix approprié pour prévenir la bio-corrosion des pipelines et améliorer la récupération du pétrole dans les réservoirs pétroliers souterrains (**Sansinenea, 2012 ; Korenblum et al., 2008 ; Barton et al., 2007**).

- *Rummeliibacillus stabekisii* strain NBRC 104870 (NR_114270) pour la S3 (fiche technique annexe 8), est une espèce de bactérie appartenant au genre *Rummeliibacillus*. Elle est caractérisée comme une bactérie aérobique, Gram-positif, en forme de bâtonnet, formant des spores ronds. Elle a été isolée dans divers environnements, y compris le sol et les sols des salles propres, et présente des applications potentielles dans la promotion du développement de l'organisme et l'amélioration de la microbiote intestinale (**Fábio Faria da Mota, 2016**).

Cette espèce a été décrite pour la première fois par **Nakamura et al. en 2002** et a été initialement classée comme *Bacillus pycnus*. Cependant, sur la base des affinités phylogénétiques et de la caractérisation phénotypique, elle a été reclassée en tant que *Rummeliibacillus stabekisii* en **2009 (Parag Vaishampayan et al., 2009)**.

Rummeliibacillus stabekisii est une espèce bactérienne avec des capacités de biodégradation importantes, y compris la dégradation des hydrocarbures pétroliers totaux, le potentiel de biominéralisation (**Runkai Wang et al., 2020**). Cette espèce a été trouvée pour contribuer à la dégradation de la cellulose dans la co-digestion du fumier de lait et de poulet par les larves de mouches soldats noires, améliorant l'efficacité de conversion du fumier riche en cellulose (**Jia Zhang et al., 2023**).

- *Denitrificimonas caeni* strain HY14 (NR_116388) pour la S4 (fiche technique annexe 9), est une espèce de bactéries pseudo monade capable de dénitrification, anaérobies, mésophiles, à Gram négatif, mobiles et en forme de bâtonnet qui a été isolée de la boue d'un bioréacteur anaérobie à oxydation de l'ammonium (**Saati-Santamaría et al., 2021**). *Denitrificimonas caeni* a des applications potentielles dans l'assainissement de l'environnement. Elle peut avoir

un rôle important dans le domaine de bioremédiation et sa capacité à dégrader les polluants et les contaminants en fait un outil précieux pour nettoyer les sites contaminés et améliorer la qualité de l'eau et du sol (Stothard *et al.*, 2019).

- *Bacillus licheniformis* strain NBRC 12200 (NR_113588) pour la S6 (fiche technique annexe 10), est une espèce bactérienne à Gram positif, formant des spores, d'un grand intérêt biotechnologique avec de nombreuses utilisations actuelles et potentielles, notamment la production de composés bioactifs utilisés dans de nombreux domaines tels que l'aquaculture, l'agriculture, l'alimentation, la biomédecine et les industries pharmaceutiques (Andrea Muras *et al.*, 2021). *B. licheniformis* est fréquemment à l'origine d'altérations des aliments et de toxico-infections alimentaires, en particulier les produits laitiers (causer des altérations comme la "ropiness" dans le pain), sa présence dans l'eau peut donc indiquer une contamination potentielle des aliments (ANSES, 2012). La légère augmentation de l'ammonium (NH_4^+) dans le lixiviat aéré constatée après les 10 premiers jours pourrait être due à la dégradation des matières organiques azotées par des bactéries aérobies comme les *Bacillus* et les *Pseudomonas* (Hakkou, 2000). Les micro-organismes altèrent et consomment le polymère, ce qui entraîne des modifications de ses propriétés. Les bactéries du genre *Bacillus*, ainsi que d'autres souches bactériennes, participent à la biodégradation du polyéthylène (Nataliia Tkachuk & Liubov Zelena, 2021).

3.2 Construction d'arbre phylogénétique

Un arbre phylogénétique présente les relations d'évolution entre les organismes. A chaque nœud correspond un regroupement de plusieurs organismes qui forment alors une unité taxinomique ou taxon. Les branches illustrent leurs relations généalogiques. Les longueurs des branches peuvent être proportionnelles à la distance d'évolution entre les organismes (M.S.O. Belahmadi *et al.*, 2023).

Les méthodes d'analyse phylogénétique cherchent à établir les relations phylogénétiques entre organismes, à partir de l'information contenue dans les acides nucléiques. Les arbres phylogénétiques sont une représentation des résultats obtenus. Le principe de l'analyse phylogénétique est le suivant : plus le nombre de substitutions entre deux séquences est élevé, plus la probabilité que ces deux séquences aient un ancêtre commun est faible. Les différentes méthodes visent donc à évaluer les divergences entre plusieurs séquences par observations de substitutions, et à reconstituer les liens généalogiques (M.S.O. Belahmadi *et al.*, 2023). Les schémas des arbres

Résultats et Discussion

phylogéniques des bactéries isolées du lixiviat de cette étude sont représentés dans les (Figures 36, 37, 38, 39, 40 et 41).

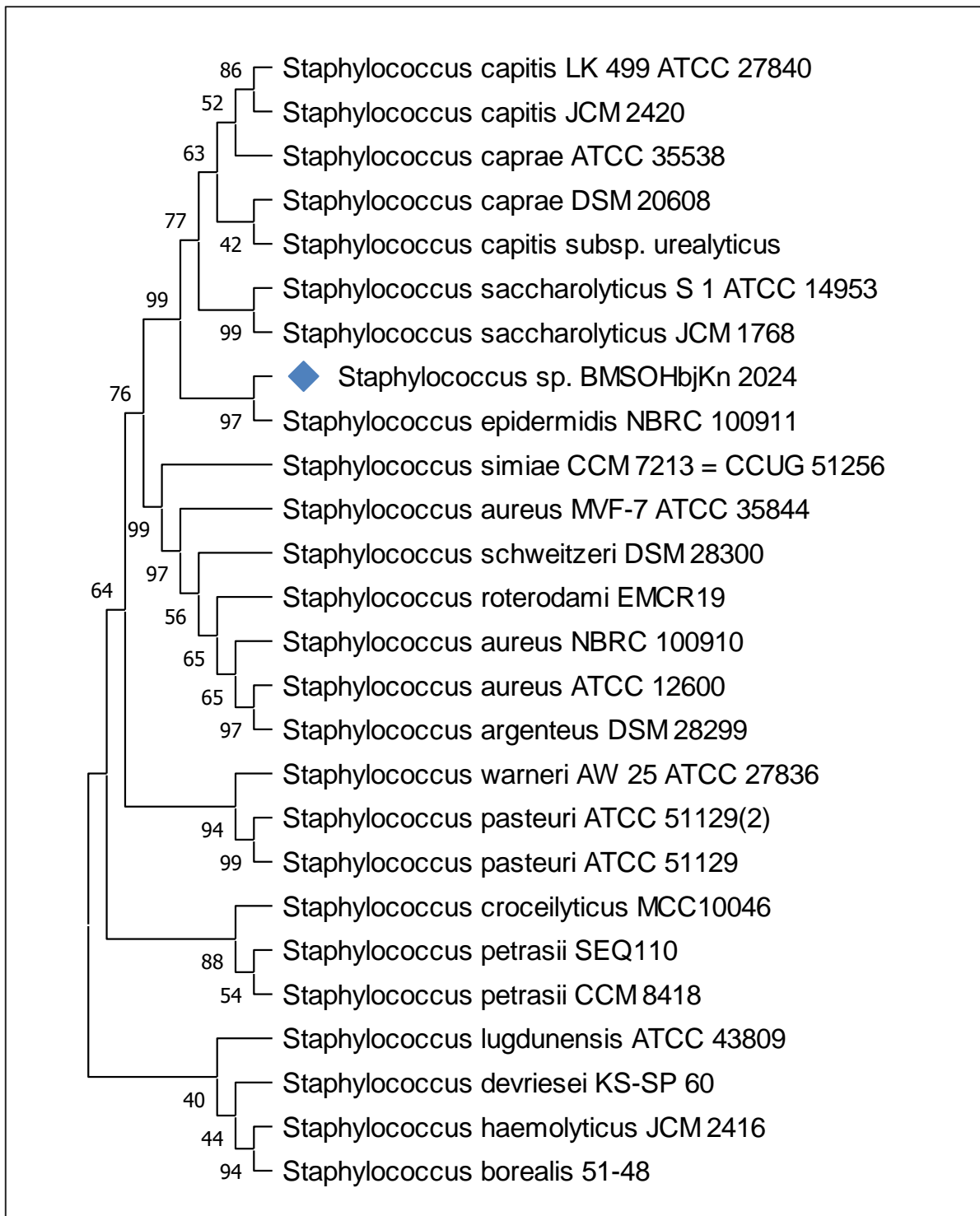


Figure 36 : Arbre phylogénétique de *Staphylococcus sp. strain BMSOHbjKn 2024*.

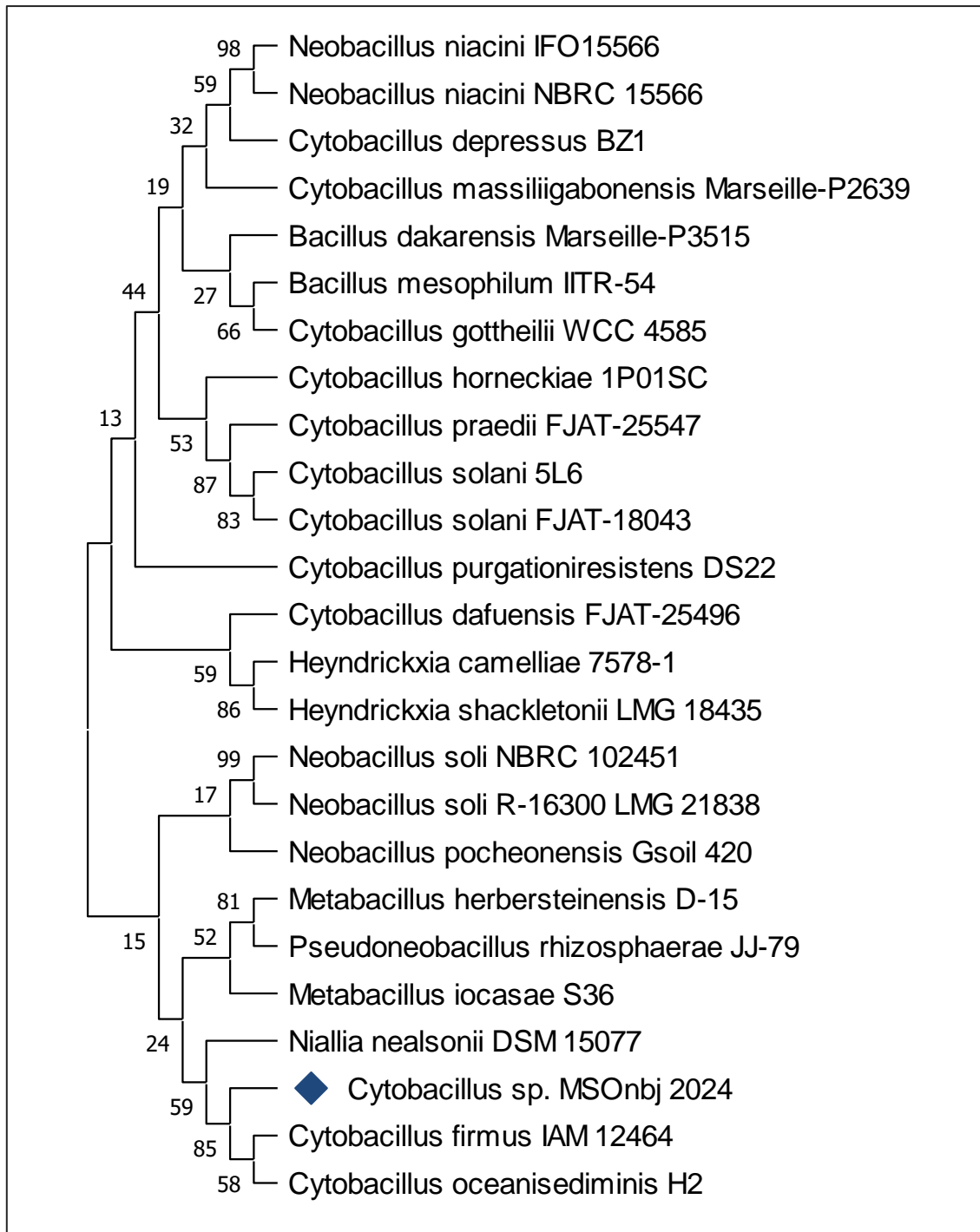


Figure 37 : Arbre phylogénétique de *Cytobacillus* sp. strain MSONbj 2024.

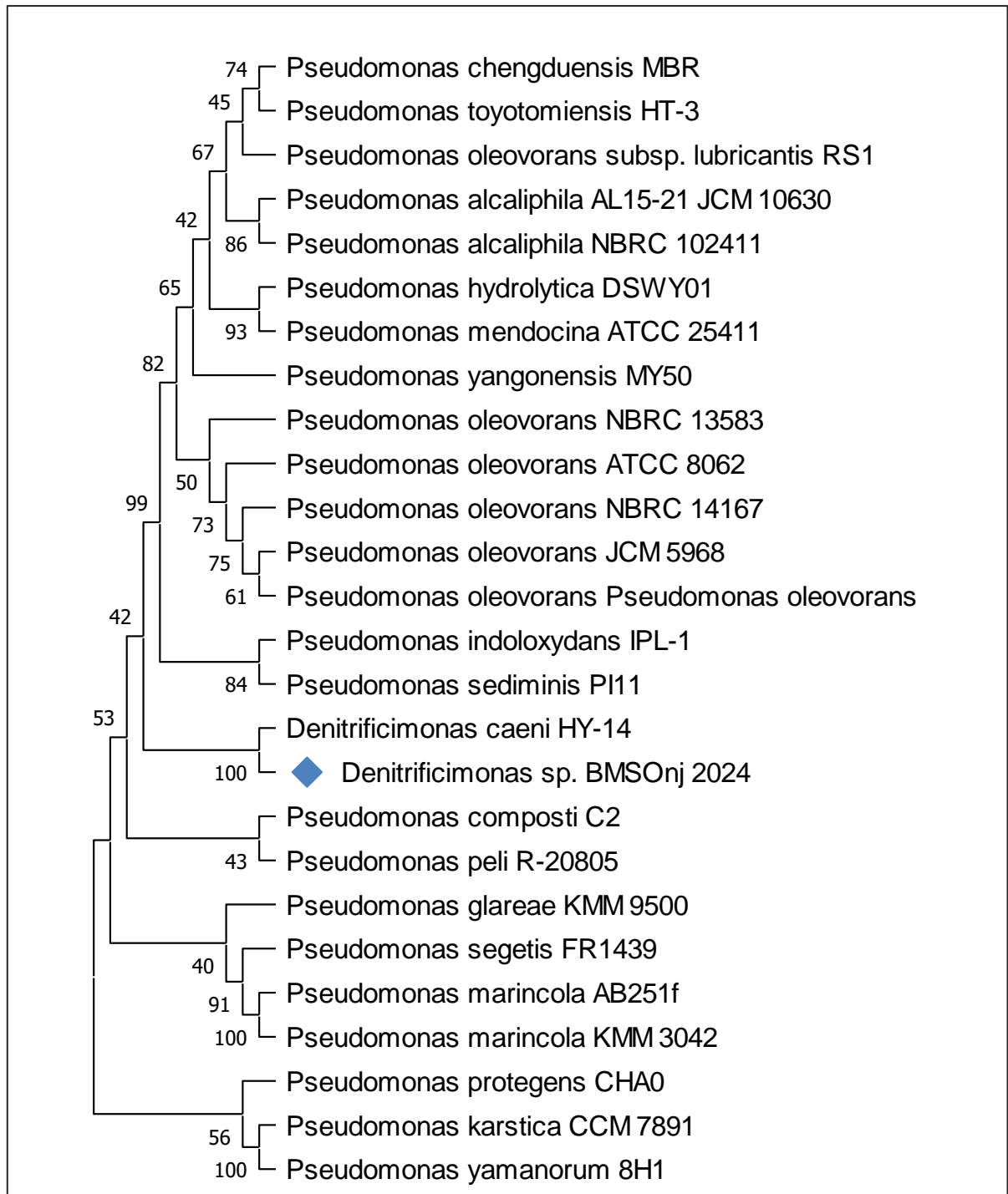


Figure 39 : Arbre phylogénétique de *Denitrificimonas* sp. strain BMSOnj 2024.

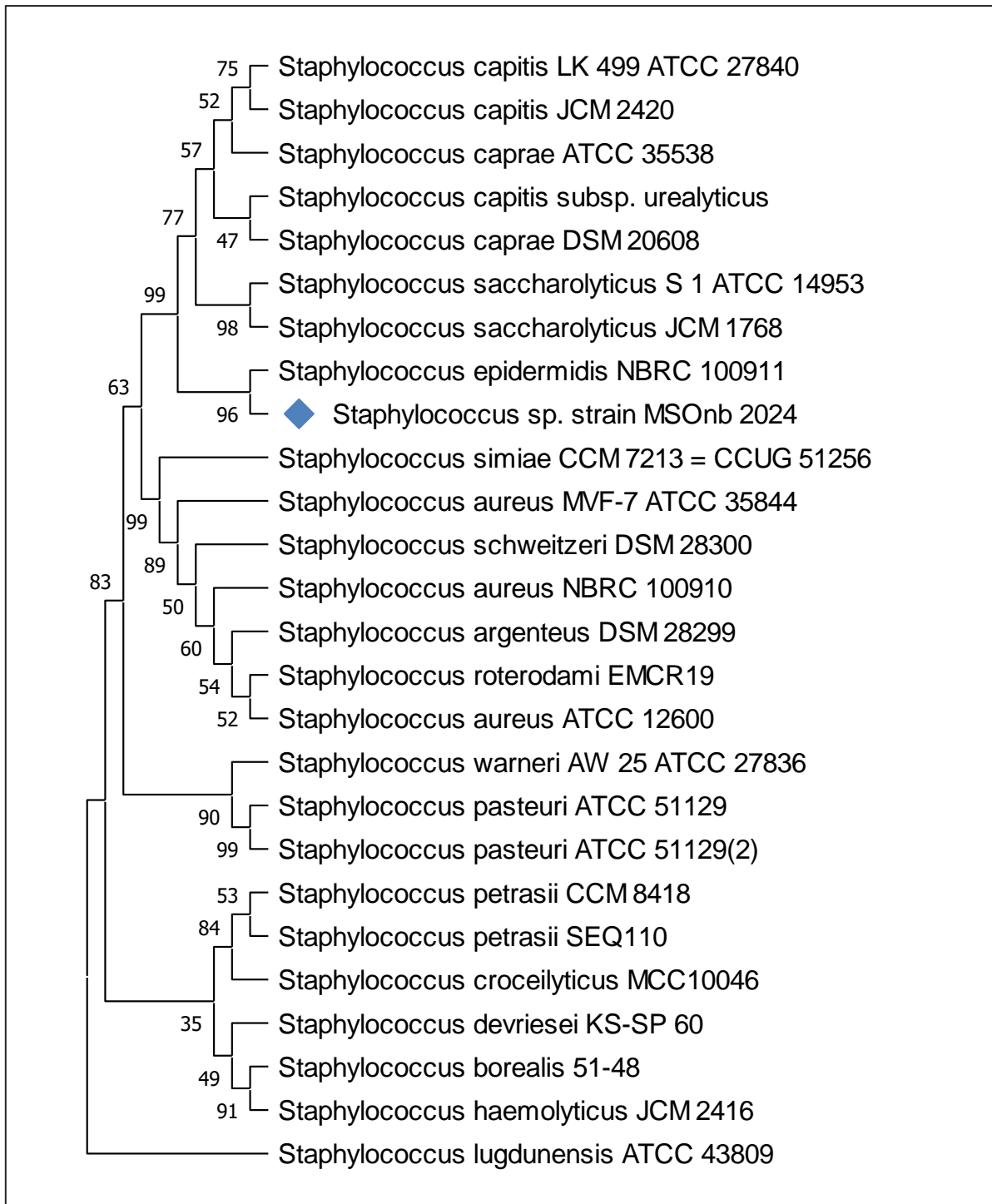


Figure 40 : Arbre phylogénétique de *Staphylococcus sp. strain MSONb 2024*.

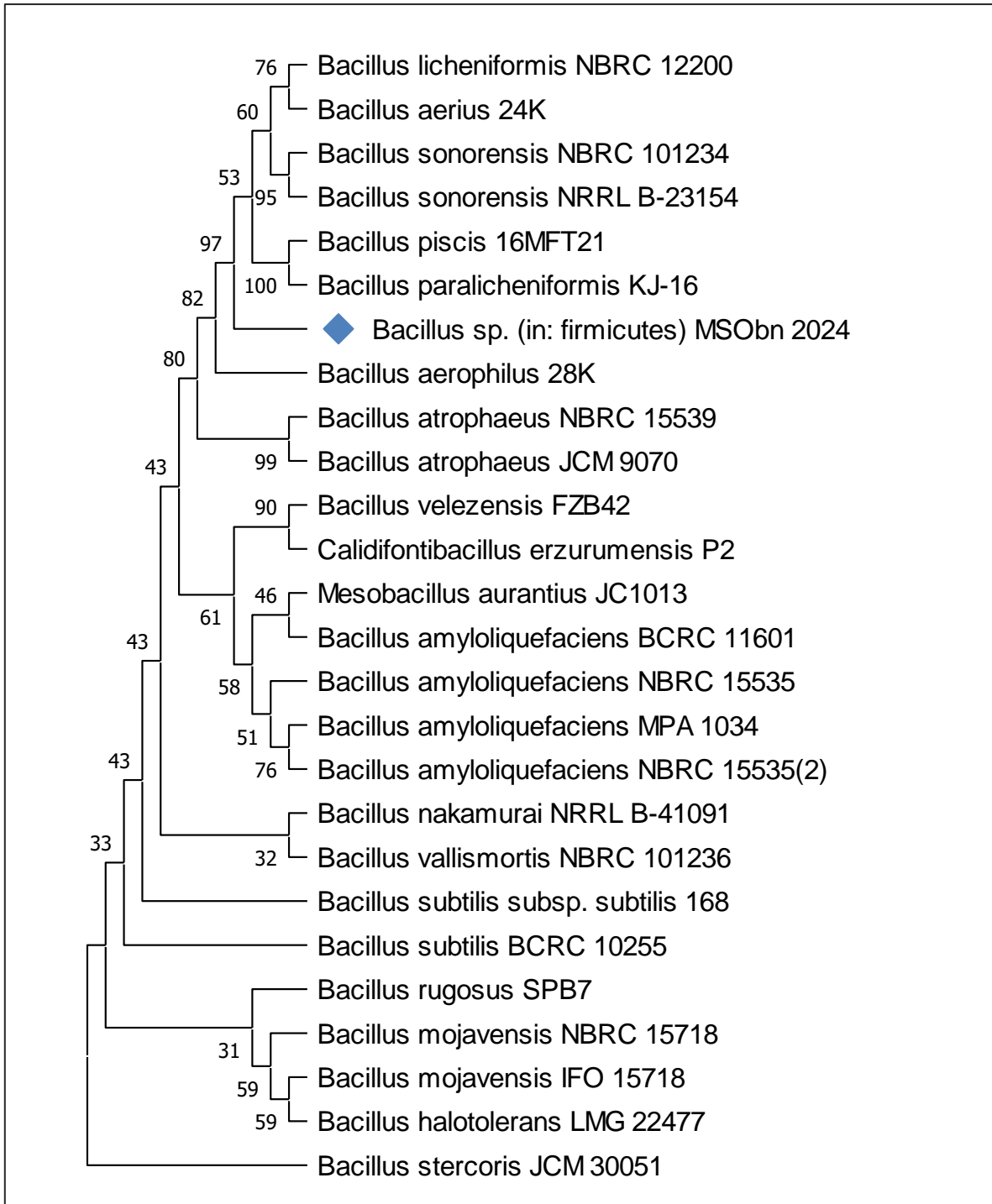


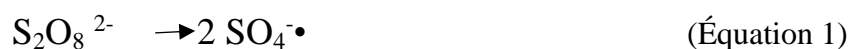
Figure 41 : Arbre phylogénétique de *Bacillus* sp. (in: firmicutes) strain MSObn 2024.

Partie III : Suivi de la dégradation de la matière organique

1 Traitement POA : système S₂O₈/UV (détail mécanisme)

Le persulfate (S₂O₈²⁻) est un oxydant puissant capable de dégrader la matière organique présente dans les lixiviats et d'éliminer la couleur (Figure 42). Son mécanisme de dégradation implique la formation de radicaux sulfates (SO₄•-) qui sont des oxydants encore plus puissants et plus stables que les radicaux hydroxyles (OH•). Comme le radical hydroxyle, le radical sulfate peut réagir de trois façons : arrachement d'un atome d'hydrogène, addition sur une double liaison ou transfert d'électron. Selon (P. Neta *et al.*, 1977), le radical sulfate réagit avec les cycles aromatiques principalement par transfert d'électron pour produire un radical cation.

Toutefois, ce sel est très stable à température ambiante, rendant ses réactions généralement lentes et nécessitant une activation. Dans notre étude, l'activation du persulfate est réalisée par exposition aux UV (Annexe 11). Cette activation se fait en appliquant une énergie externe suffisante pour dépasser l'énergie de liaison des liaisons peroxy (140-213,3 kJ/mol), permettant ainsi de rompre ces liaisons dans le persulfate (PS) et de générer des radicaux sulfates ou hydroxyles :



Les longueurs d'onde nécessaires à cette photo-transformation varient de 193 à 351 nm.

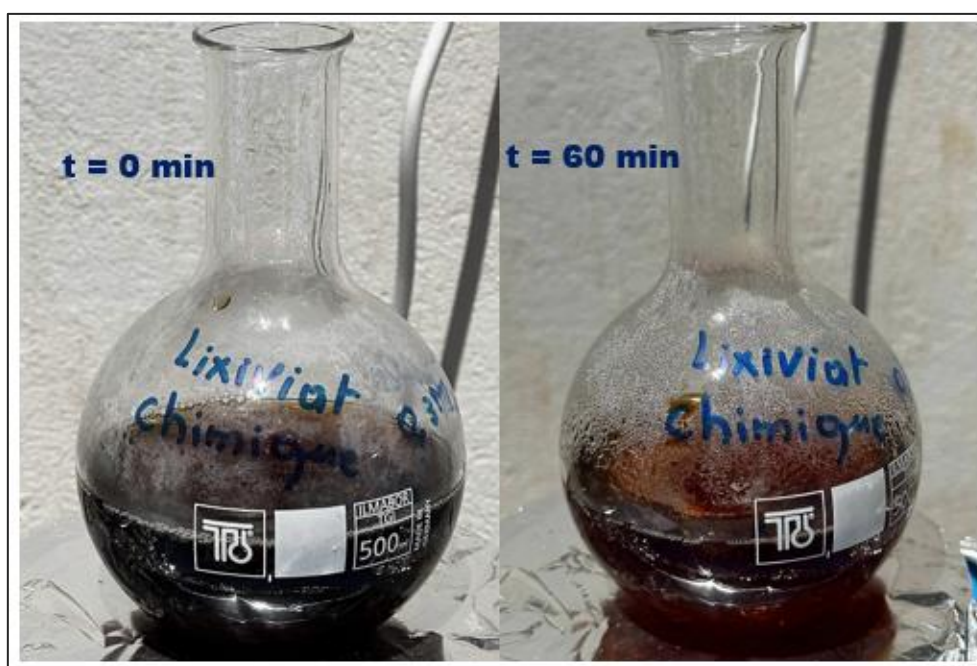


Figure 42 : dégradation de la couleur de lixiviat après 60min de traitement par persulfate.

Résultats et Discussion

La (Figure 43), représente un balayage de 200 à 600 nm, du lixiviat après 0, 5, 10, 15, 20, 30, 45 et 60 minutes de traitement par persulfate. Elle montre une diminution progressive de la couleur au fil du temps, indiquant la dégradation de la matière organique. Cette décoloration est proportionnelle à la durée du traitement, ce qui suggère une réactivité continue du persulfate avec les composés organiques et inorganiques présents dans le lixiviat.

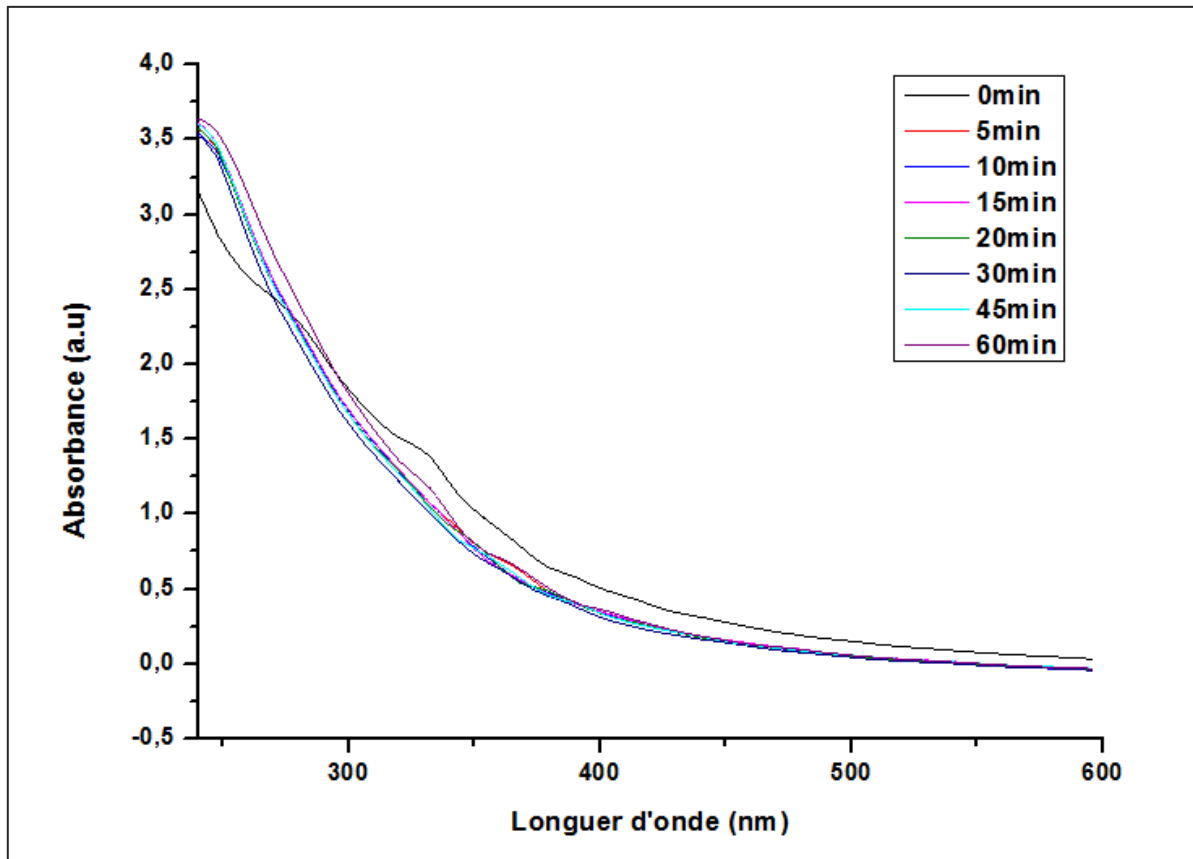


Figure 43 : Evolution spectrale de lixiviat après 60min de traitement par système persulfate/UV.

2 Traitement hybride : Biologique/POA

Le traitement biologique des lixiviats se base sur l'activité microbienne pour l'élimination de la fraction organique biodégradable et de l'azote ammoniacal (**Benguit, 2019**). Pendant de nombreuses années, les méthodes biologiques et physicochimiques ont été considérées comme les approches les plus appropriées pour dépolluer les effluents, tels que les lixiviats. Les traitements biologiques se sont avérés efficaces pour traiter les lixiviats immatures, tandis que les traitements physicochimiques ont été utilisés pour les lixiviats plus matures, contenant davantage de composés réfractaires. En combinant ces deux approches, il est possible d'améliorer l'efficacité du traitement (**Haouari & Yahiaoui, 2018**).

2.1 Suivi de la dégradation de la matière organique

2.1.1 Suivi de la DBO₅

Le diagramme à barres (figure 44) illustre l'évolution DBO₅ du lixiviat. Les résultats enregistrés montrent une diminution significative de la DBO₅ tout au long de la période du traitement du lixiviat. Au départ, le lixiviat présente une DBO₅ élevée, mesurée à 1050 mg d'O₂/L, cette valeur dépassant largement la valeur standard exigée par **la norme Algérienne du rejet d'effluents liquides industriels** qui est de l'ordre de 35 mg d'O₂/L, indiquant une forte charge organique. Après traitement par POA, une réduction notable de la DBO₅ est observée, avec une valeur de 150 mgO₂/L. Cependant, c'est le traitement hybride qui se démarque le plus, avec une DBO₅ indétectable, signalant une décomposition totale de la matière organique. Cette diminution importante de la DBO₅ témoigne de l'efficacité de procédé hybride appliqué pour le traitement et de sa capacité à réduire la pollution organique dans le lixiviat, rendant ainsi le produit final de ce traitement plus conforme aux exigences environnementales en termes de sa charge en matière organique.

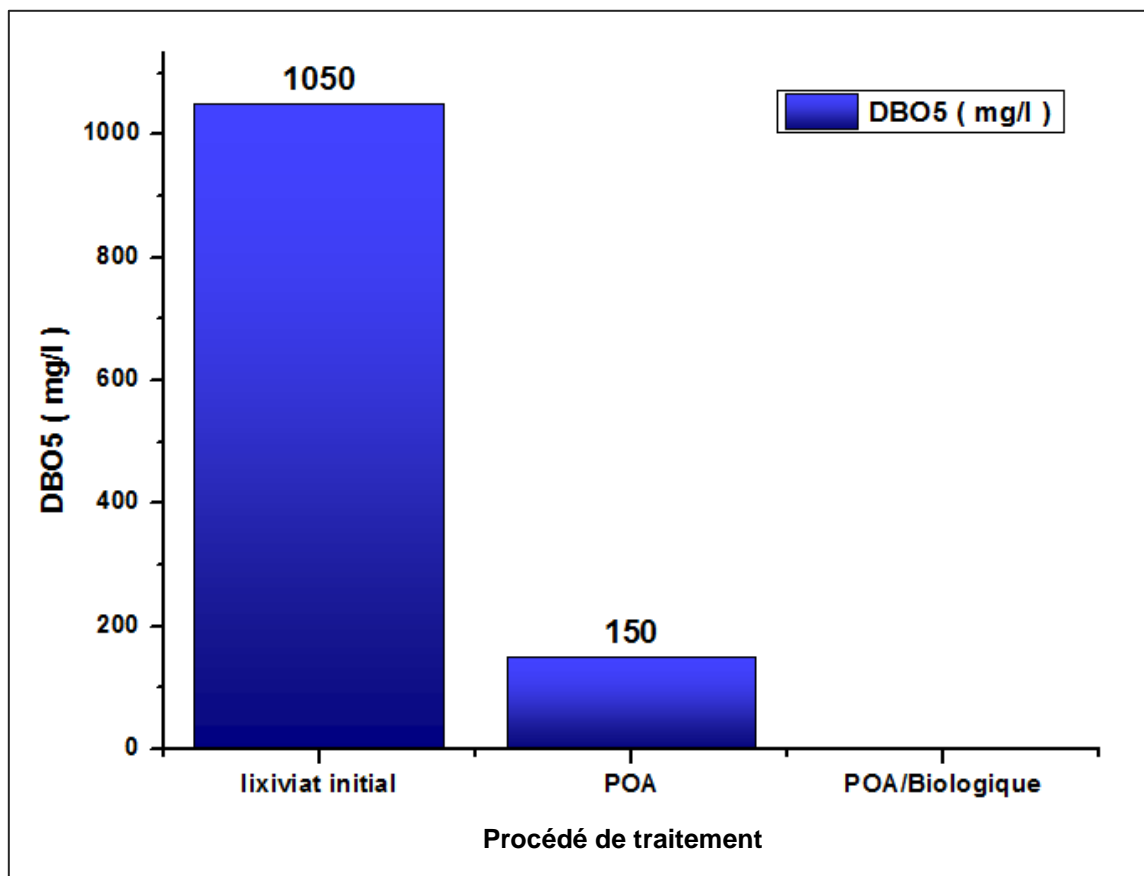


Figure 44 : Suivi de la demande biologique en oxygène.

2.1.2 Suivi de l'évolution de la DCO

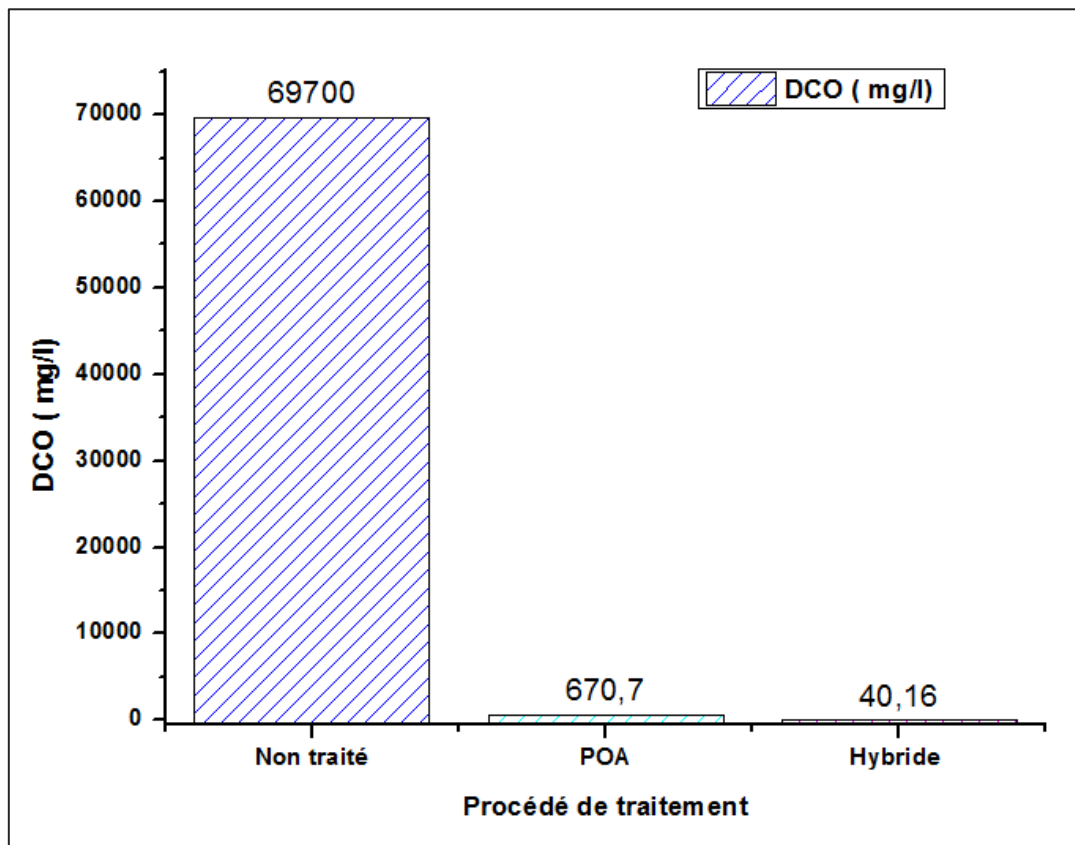


Figure 45 : Evolution des concentrations de la demande chimique en oxygène du lixiviat.

La (Figure 45), représente l'évolution des concentrations de la demande chimique en oxygène après traitement par POA et procédé hybride. Les résultats montrent une diminution remarquable des concentrations de la DCO après traitement par POA en utilisant le système persulfate (S_2O_8/UV). La valeur du DCO passe de 69700 mg/L à 670,7 mg/L, Ceci prouve l'efficacité du système (S_2O_8/UV) qui a réussi à éliminer pratiquement 99% de la matière organique mais pas à une élimination complète. A la fin du traitement du lixiviat par ce système, le traitement biologique prend le relais pour faire passer la demande chimique en oxygène à une valeur avoisinant les 40 mg/L, témoignant ainsi de l'efficacité de la combinaison de traitement POA avec le traitement biologique pour avoir de meilleurs résultats en termes d'élimination de la matière organique dans le lixiviat traité.

2.1.3 Indice de couleur du lixiviat (Color Number) "CN"

L'évolution du "Color Number" (CN) reflète les changements de couleur du lixiviat au cours de son traitement, mesurant la quantité de substances colorées présentes. Une diminution du CN indique une réduction des substances colorées, signifiant la dégradation des contaminants

Résultats et Discussion

organiques (Figure 46). Il est calculé à partir des coefficients d'absorption spectrale mesurés à trois longueurs d'onde spécifiques dans le spectre visible : 436 nm (bleu), 524 nm (vert) et 600 nm (rouge), comme indique l'équation, (El Mrabet *et al.*, 2020) :

$$CN = \frac{Abs^2 436 + Abs^2 524 + Abs^2 600}{Abs 436 + Abs 524 + Abs 600}$$

D'après les résultats obtenus (Figure 46 et 47), l'indice de couleur (CN) du lixiviat montre une diminution rapide et significative pour les deux procédés ($Na_2S_2O_8/UV$ et biologique) comme suite :

- Pour le traitement chimique, les valeurs du CN du Système $Na_2S_2O_8/UV$ sont passées de 0.254 à 0.205 respectivement.
- Au cours des six premiers jours du traitement hybride on observe une diminution notable des valeurs du CN. Au-delà de ce jour, une lente diminution est observée et la décoloration du lixiviat devient plus importante, où le CN atteint une valeur de 0.0051 à la fin du traitement.

La diminution du (CN) indique la perte de la couleur progressivement au cours du temps, ce qui signifie que la matière organique en question est dégradée.

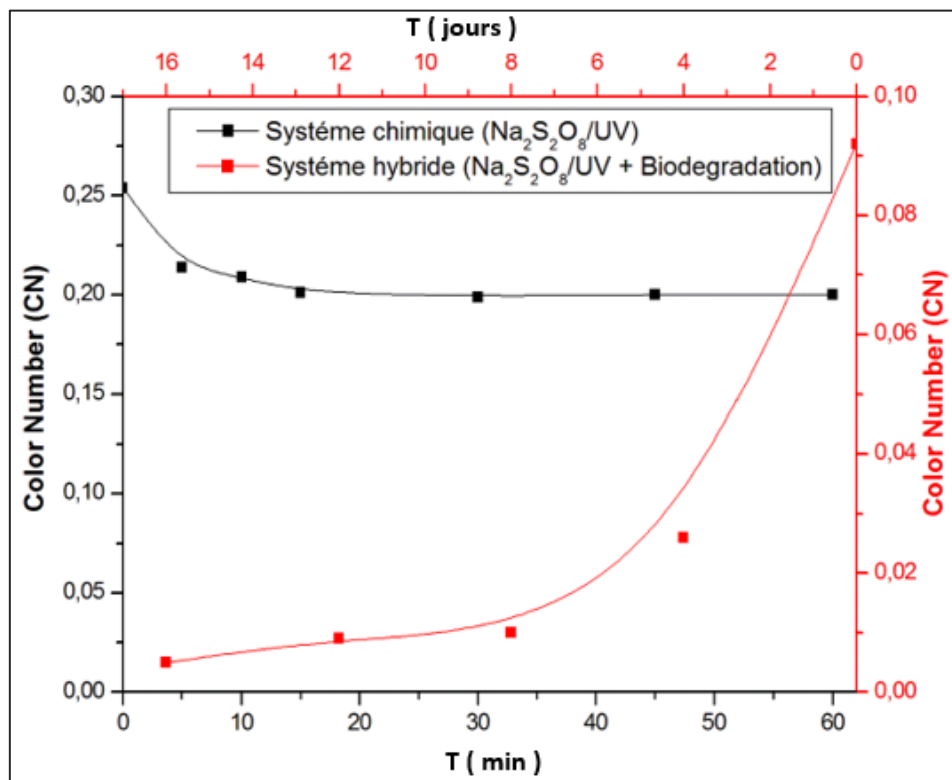


Figure 46 : Evolution de l'indice de couleur pour les différents systèmes.



Figure 47 : Evolution de la dégradation de la matière organique.

2.2 Suivi de l'évolution de la biomasse bactérienne

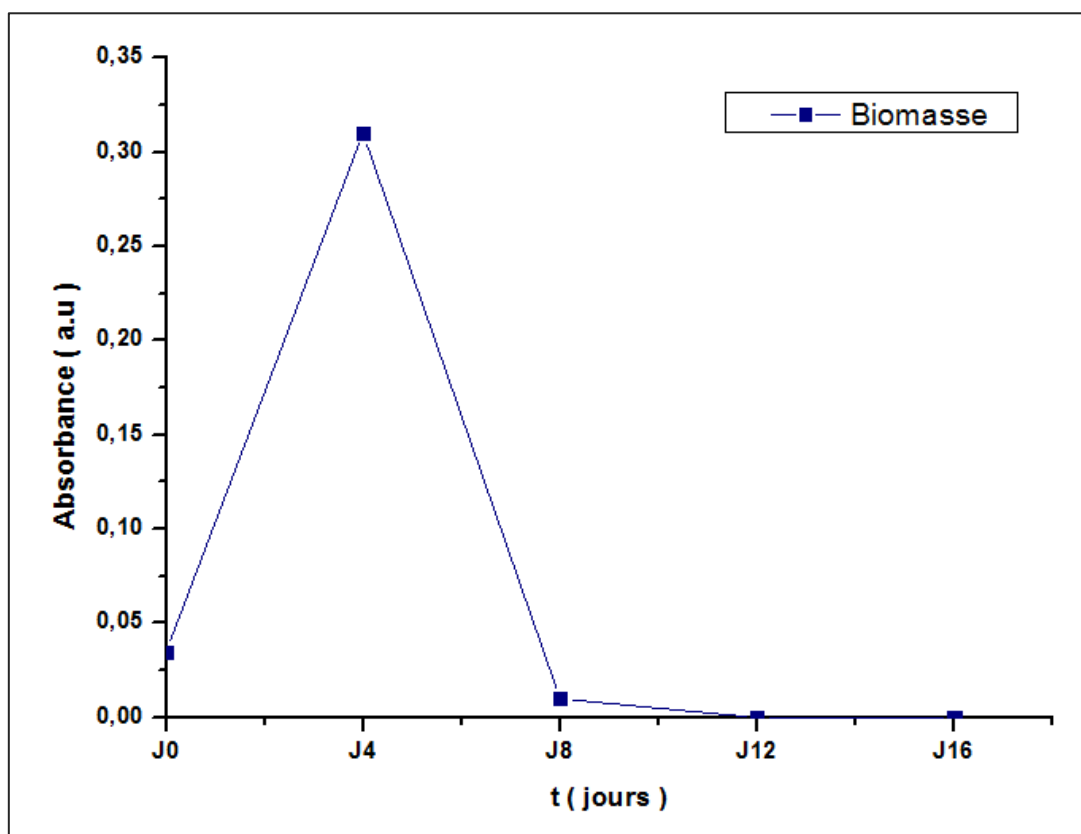


Figure 48 : Courbe de croissance des microorganismes au cours du traitement biologique en fonction du temps.

La figure 48, montre l'évolution de la courbe de croissance des microorganismes au cours du traitement biologique en fonction du temps. On observe l'absence de phase de latence, avec un passage direct à une phase exponentielle où la croissance est maximale et sa vitesse maintenue jusqu'au quatrième jour. Dans cette phase, le nombre de cellules en culture et leur masse augmentent proportionnellement avec le temps de manière exponentielle. Cette croissance peut être attribuée à la présence de matière organique non complètement minéralisée par le traitement primaire (système S_2O_8/UV).

Après le 4^{ème} jour d'incubation, on observe une phase de déclin, caractérisée par une forte diminution de la biomasse cellulaire. Cette phase peut être expliquée, d'une part, par la réduction de la matière organique dans le lixiviat engendrant ainsi un épuisement de source de carbone et d'énergie nécessaire à la croissance bactérienne, et d'autre part, par la forte diminution du pH dans le milieu de culture qui atteint des valeurs avoisinant le 3 dès le 8^{ème} jour.

Résultats et Discussion

Au-delà du 8^{ème} jour, la biomasse cellulaire continue à diminuer progressivement jusqu'à ce qu'elle disparaisse en raison de l'épuisement complet des nutriments, entraînant une diminution nette du nombre de cellules viables et une diminution, remarquable, du pH dans le milieu de culture qui atteint une valeur extrême de 2 après 12 jours d'incubation.

Après le 12^{ème} jour, marquant la fin de la dégradation de la matière organique, les conditions de culture deviennent hostiles à la survie et à la croissance des bactéries jusqu'au seizième jour, où le pH atteint sa valeur la plus faible (1,9).

Ces différentes phases peuvent être influencées par différents facteurs tels que la disponibilité de l'oxygène, la compétition entre les microorganismes, l'épuisement des nutriments et les conditions du milieu, notamment le pH qui continue sa diminution jusqu'au 1,9.

2.3 Evolution de pH

Le traitement des lixiviats par le système POA/Biologique provoque une chute libre du pH, comme le montre la figure 50. Initialement, le lixiviat présente un pH neutre de 7. Cependant, dès les premiers jours de traitement, on observe une baisse rapide du pH, atteignant une valeur de 3. Entre le 4^{ème} et le 8^{ème} jour de traitement, le pH continue de diminuer progressivement pour atteindre 2. Au-delà du 8^{ème} jour, le pH se stabilise autour de 1,9 (Figure 49 et 50).

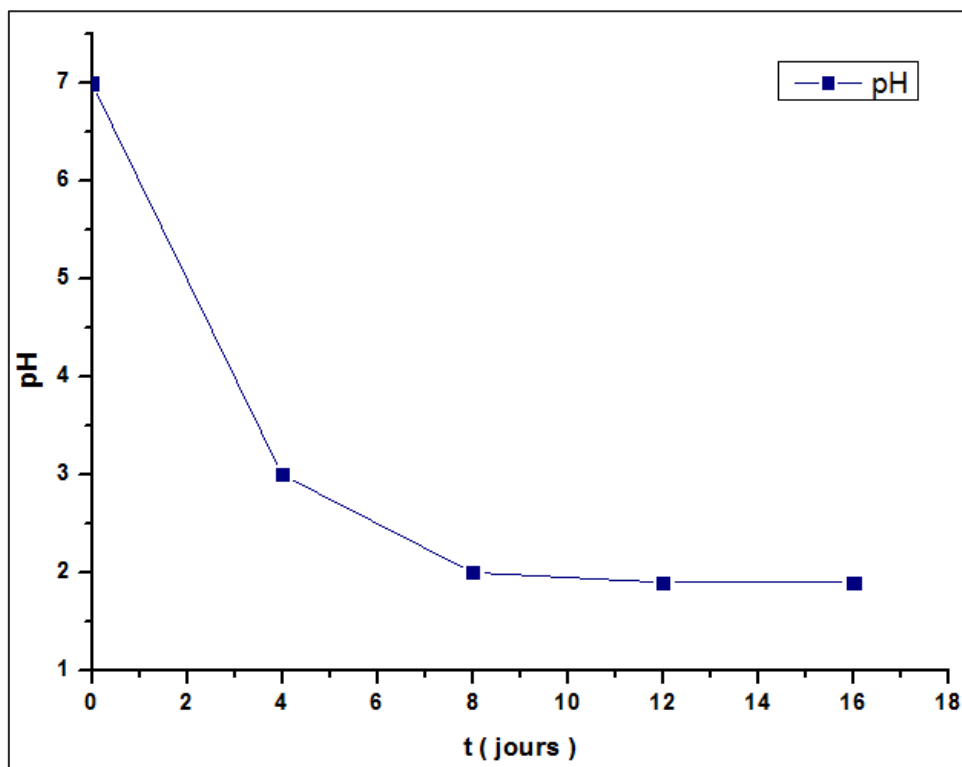


Figure 49 : Evolution de pH au cours de traitement hybride.

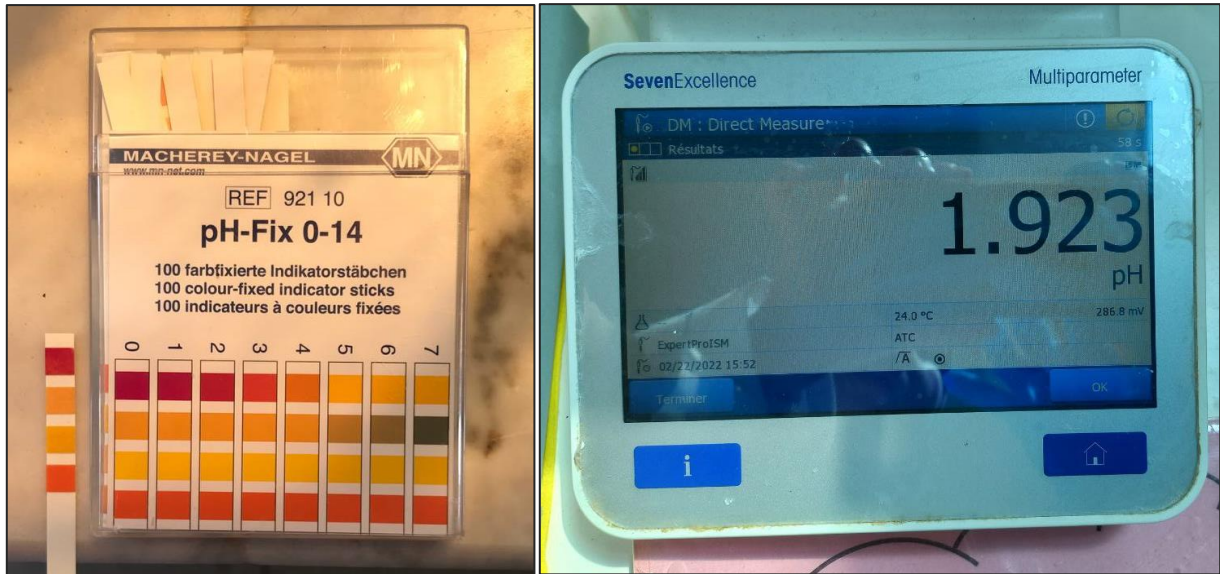


Figure 50 : pH du lixiviat traité.

Les changements significatifs de pH du lixiviat traité sont dus aux actions combinées du persulfate et des bactéries sulfito-réductrices, selon les étapes suivantes :

1. Activation de S_2O_8 par UV

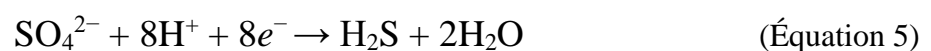
Lors de l'ajout de persulfate S_2O_8 (début de traitement POA), celui-ci est activé par UV pour produire des radicaux sulfates $SO_4^{\bullet-}$ (accepteur d'électrons oxydé) (Figure 51), qui sont de puissants oxydants (Peck, 1959), selon l'équation :



Les radicaux sulfates oxydent les matières organiques présentes dans le lixiviat, entraînant une décomposition rapide des composés organiques complexes en composés plus simples et souvent acides, ce qui provoque une diminution du pH de 8 à 7.

2. Réduction de sulfate par bactéries sulfitoréductrices

Les bactéries sulfatoréductrices, telles que Bacillus (maintenant Cytophila), utilisent le sulfate (SO_4^{2-}) comme accepteur final d'électrons dans leur respiration anaérobie. Ces bactéries réduisent le sulfate en sulfure H_2S (accepteur d'électron réduit) (Figure 52), via l'enzyme dissimilatory sulfite réductase (DSR) (LeGall et Fauque, 1988) . Selon la réaction :



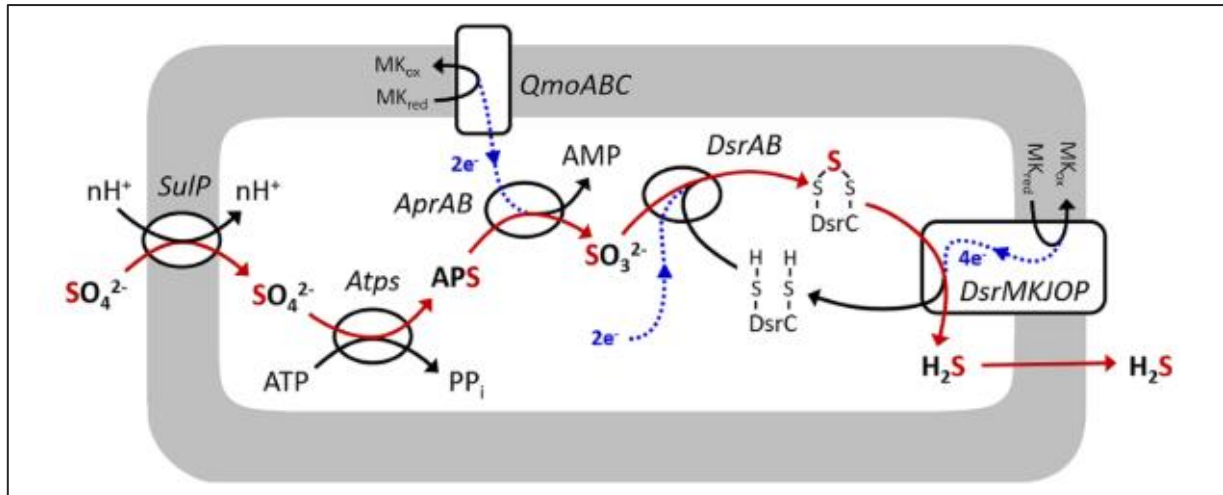


Figure 51 : La voie de réduction dissimilaire du sulfate (Min Sub Sim et al., 2023).

La production de sulfure et d'acides inorganiques par ces bactéries contribue à une diminution supplémentaire du pH.

La (Figure 52), représente deux schémas généraux de la biodégradation des polluants organiques. Dans les attaques oxydatives (en haut), les polluants sont oxydés par des accepteurs d'électrons externes tels que l'oxygène ou le sulfate. Dans les attaques réductives (en bas), les groupes halogènes ou nitro électrophiles sur le polluant sont réduits par des microorganismes consommant des sucres, des acides gras ou de l'hydrogène. Le groupe halo- ou nitro- sur le polluant sert d'accepteur d'électrons externe (Rockne et al., 2003).

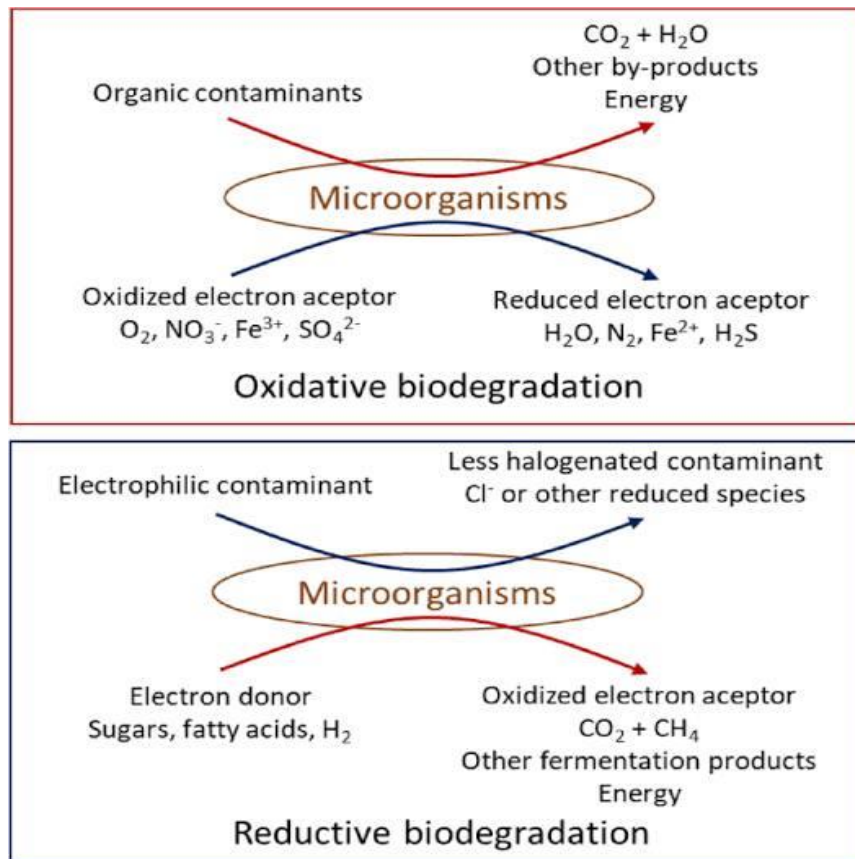


Figure 52 : Schémas général de la biodégradation des polluants organiques par les microorganismes (Rockne et al., 2003).

Les micro-organismes réducteurs de sulfate ont été traités en tant que groupe phénotypique, avec les autres bactéries réductrices de soufre, à des fins d'identification. On les trouve dans plusieurs lignées phylogénétiques différentes (Norbert et al., 1981). En 2009, on connaissait 60 genres contenant 220 espèces de bactéries réductrices de sulfate (Larry et al., 2009). Chez les Deltaprotéobactéries, les ordres de bactéries réductrices de sulfate comprennent les Desulfobacterales, les Desulfovibrionales et les Syntrophobacterales. Cela représente le plus grand groupe de bactéries réductrices de sulfate, soit environ 23 genres (Gerard et al., 2008). Le deuxième groupe de bactéries réductrices de sulfate le plus important se trouve parmi les Firmicutes, y compris les genres *Desulfotomaculum*, *Desulfosporomusa*, *Desulfosporosinus* et *Bacillus*. (Les Bacillota – anciennement Firmicutes – sont un embranchement du règne des Bacteria. Son nom provient de *Bacillus* qui est le genre type de cet embranchement (Gibbons et al., 1971).

3. Formation d'acide sulfhydrique

Le H₂S réagit avec l'eau selon les réactions suivantes, La libération de protons (H⁺) acidifie encore plus le milieu (**Krutwig, 2021**):



4. Production d'acide sulfurique

En présence d'oxygène, les BSR produisent de l'acide sulfurique selon la réaction suivante, (**Krutwig, 2021**):



L'acide sulfurique (H₂SO₄) est un acide très fort, contribuant de manière significative à la baisse du pH.

Ce qui concorde avec nos résultats ou la diminution du pH et l'acidification du milieu a qui a été due probablement à cause de la participation de l'espèce *Bacillus sp. (in : firmicutes)*, isolée à partir du lixiviat, dans la dégradation de la matière organique et la réduction du sulfaté en sulfite et production de H₂S et H₂SO₄ (**Barton, 2022**).

2.4 Isolement et repiquage des souches bactériennes après traitement biologique

La (Figure 53), montre qu'aucune croissance microbienne n'est observée, suggérant une élimination complète des souches bactériennes présentes. D'une part, l'absence de pouce de *Bacillus* à la fois de l'incubation est du probablement à la présence de *Cytobacillus firmus* ou la souche H₂O⁻¹ est reconnue par sa capacité à produire des antibiotiques inhibant la croissance de bactéries sulfatoréductrices.

D'autre part, la diminution du pH du lixiviat traité constatée, indiquant une modification de la composition chimique du milieu, probablement due à la dégradation des matières organiques résiduelles et à l'accumulation de produits acides de la biodégradation.

Ces observations confirment l'efficacité du traitement appliqué dans l'élimination des contaminants microbiens et l'altération des conditions physico-chimiques du lixiviat.

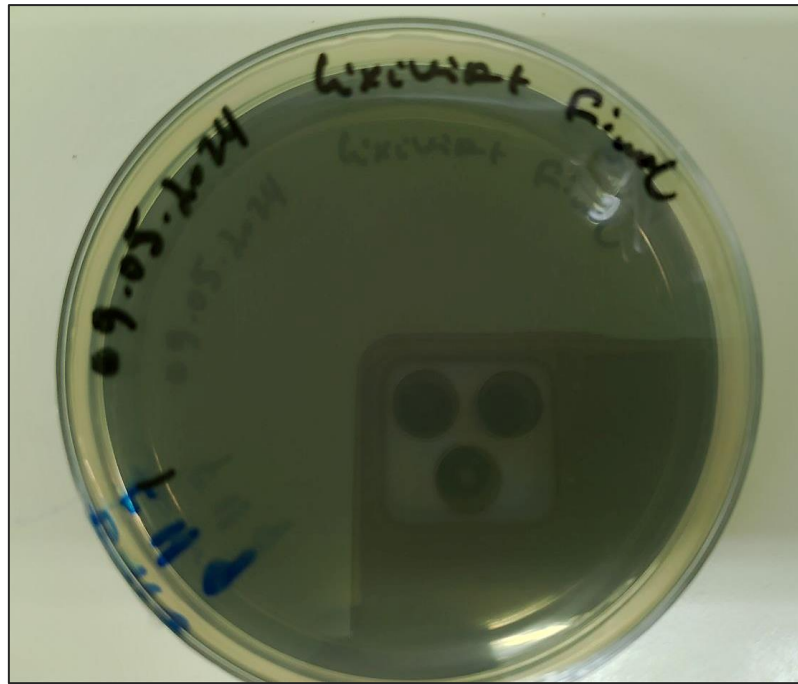


Figure 53 : Résultat d'ensemencement après 16 jours du traitement biologique.

3 Efficacité de la combinaison des procédés physicochimiques et biologiques pour la dégradation des composés organiques

Les polluants organiques et inorganiques présents dans les lixiviats des centres d'enfouissement technique entraînent de graves problèmes pour l'environnement lorsqu'ils sont directement déversés dans des masses d'eau sans traitement. En raison de l'existence de matières organiques récalcitrantes dedans, les procédés d'oxydation avancés sont appliqués avec succès au traitement du lixiviat (**Koçak et al., 2013**). Des travaux antérieurs confirment la pertinence du couplage des procédés d'oxydation avancée avec un traitement biologique pour l'élimination des composés organiques toxiques contenus dans les lixiviats (**Pulgarin et al., 1999 ; Adams et Kuzhikannil, 2000**).

Les procédés d'oxydation avancés ont été reconnus comme très efficaces pour améliorer la biodégradabilité de différentes eaux usées récalcitrantes, y compris les lixiviats (**Vilar et al., 2011 ; Vedrenne et al., 2012**).

La (Figure 54), démontre le résultat de l'évolution du processus de traitement de lixiviat, où l'on remarque une clarification impressionnante après son traitement par le procédé hybride (POA/Biologique).

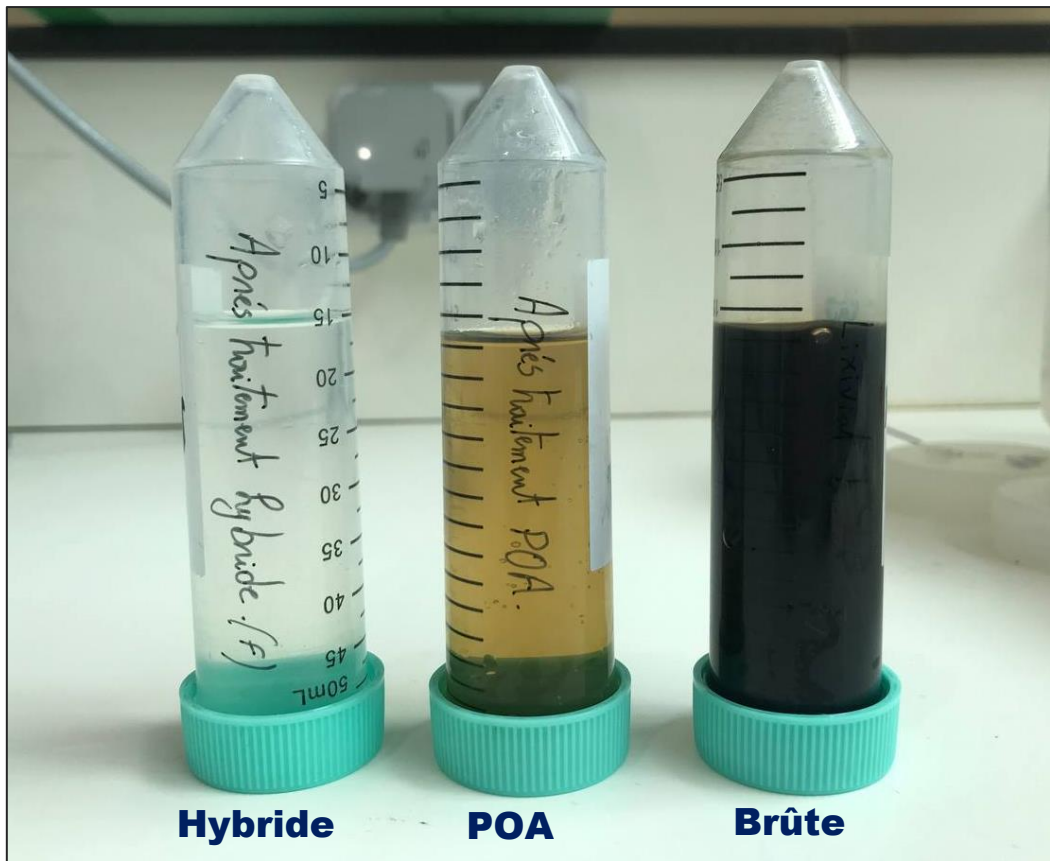


Figure 54 : Efficacité de la combinaison des procédés POA et biologiques pour la dégradation des composés organiques de lixiviat.

Conclusion Générale

Conclusion Générale

Les lixiviats de décharges sont une préoccupation majeure en matière de pollution environnementale et de santé publique. En effet, notre environnement est de plus en plus menacé par les quantités massives de déchets solides et d'effluents contaminés par des polluants organiques et/ou minéraux non biodégradables rejetés quotidiennement. Cette étude, qui s'inscrit dans le cadre général de la dépollution de l'eau, a eu pour but d'étudier un procédé hybride (combinant POA et dégradation biologique) pour le traitement des polluants organiques persistants présents dans le lixiviat du CET de la wilaya de Batna.

Le but de présente étude était de faire, d'une part, une caractérisation physico-chimique et microbiologique du lixiviat du CET de la wilaya de Batna, et d'autre part, d'évaluation l'efficacité de traitement hybride (biologique / POA) visant à éliminer les polluants organiques présents dans cette matrice, en essayant d'aboutir, dans les meilleurs cas, à une minéralisation complète de la matière organique tout en diminuant son niveau de toxicité.

Les résultats, des analyses obtenues, ont montré que cette matrice contient une forte charge polluante avec des concentrations élevées en matière organique et en azote total, et les niveaux de pollution mesurés dépassent largement les normes nationales et internationales. Ce qui révèle que le lixiviat en question ne répond pas du tout à ces normes et ne peut pas être rejeté dans l'environnement en toute sécurité. Il s'agit d'un lixiviat mature, nécessitant ainsi un traitement avancé par un système combinant un POA utilisant système persulfate (S_2O_8 /UV) suivi d'un traitement biologique déployant les bactéries endémiques isolées à partir de ce lixiviat.

En interprétant les résultats obtenus dans notre étude, nous pouvons conclure que les POA, en particulier le procédé persulfate (S_2O_8 /UV) combiné à un procédé biologique faisant intervenir des microorganismes, Le traitement biologique a montré des rendements d'élimination satisfaisants, que ce soit pour la DCO (99%), la DBO5 (100%) et pour le CN (98%). Les concentrations de la DCO ont été remarquablement réduites, notamment la DBO₅ et le CN démontrant une bonne dégradation de la matière organique. Ces résultats confirment notre hypothèse initiale suggérant la nécessité de faire appel à un système hybride comme celui utilisé dans notre étude et qui a démontré une efficacité remarquable dans l'élimination des composés organiques.

Ces résultats suggèrent qu'il serait préférable d'utiliser ces procédés hybrides à l'avenir afin de garantir une meilleure dégradation des polluants organiques tout en préservant les membranes à osmose inversée, utilisées dans les CET pour le traitement des lixiviats, et prolonger leur durée de vie. En optant pour cette approche, il serait possible d'améliorer les performances de traitement et

Conclusion Générale

de réduire davantage l'impact environnemental des substances toxiques présentes dans les lixiviats. En choisissant, ce procédé hybride, il sera possible d'obtenir de meilleurs résultats dans la dégradation des polluants organiques, contribuant ainsi à la préservation de l'environnement avec le moindre coût possible.

L'identification moléculaire des espèces bactériennes revifiables révèle la présence de 6 souches bactériennes suivantes : *Staphylococcus sp. strain BMSOHbjKn 2024* (PP758812), *Cytobacillus sp. strain MSOnbj 2024* (PP758813), *Rummeliibacillus sp. strain AAAB 2024* (PP758814), *Denitrificimonas sp. strain BMSOnj 2024* (PP758815), *Staphylococcus sp. strain MSOnb 2024* (PP758816) et *Bacillus sp. (in : firmicutes) strain MSObn 2024* (PP758817). Dans le lixiviat du CET de de la wilaya Batna. Leur capacité à dégrader la matière organique et les contaminants en fait des outils précieux pour la décontamination des sites pollués, contribuant ainsi à l'amélioration de la qualité du lixiviat traité.

A la fin de l'incubation le pH diminue d'une façon remarquable à une valeur, extrêmement acide, de 1.9, cela est probablement dû à la présence de souche bactérienne du genre *Bacillus* à savoir : *Bacillus licheniformis* autant que bactérie sulfite-réductrice ayant la capacité de réduire le sulfate, issue de la dégradation du persulfate S_2O_8 , en sulfite, converti ensuite en H_2S puis en acide sulfurique H_2SO_4 qui est la principale cause de cette chute de pH.

Comme Perspectives à nos travaux nous proposant une :

- Optimisation des conditions de traitement hybride.
- Exploration de nouvelles combinaisons de POA et de traitement biologique.
- Evaluation de l'impact à long terme sur les écosystèmes et la santé publiques.
- Réalisation d'un essai à l'échelle semi-pilote afin de faire introduire ce type de processus de bioremédiation au niveau des CET.

Enfin, on peut suggérer la réutilisation du lixiviat traitées pour neutraliser le pH du lixiviat mature pouvant atteindre par fois la valeur de 9 et ce qui représente un inconvénient major pour le traitement de lixiviat par les systèmes d'osmose inversé.

Références Bibliographiques

Références Bibliographiques

- Abbas, A. A., Jingsong, G., Ping, L. Z., Ya, P. Y., & Al-Rekabi, W. S. (2009).** Review on Landfill leachate treatments. *Journal of Applied Sciences Research*, 5(5), 534-545.
- Abbou, M. B., Fadil, F., & Haji, M. E. (2014).** Évaluation de la qualité des cours d'eau de la ville de Taza utilisés dans l'irrigation des cultures maraîchères (Maroc). *Journal of Applied Biosciences*, 77, 6462-6473.
- Adams, C. D., & Kuzhikannil, J. J. (2000).** Effects of UV/H₂O₂ peroxidation on the aerobic biodegradability of quaternary amine surfactants. *Water Research*, 34(2), 668-672.
- Adams, C. D., & Kuzhikannil, J. J. (2000).** Effects of UV/H₂O₂ peroxidation on the aerobic biodegradability of quaternary amine surfactants. *Water Research*, 34(2), 668-672.
- Addou .A.,(2009).** Développement durable, traitement des déchets valorisation élimination. Ed Ellipses. Paris.284P.
- AECOM Tecslut Inc. (Décembre 2010).** Agrandissement du lieu d'enfouissement technique de Saint-Nicéphore. Saint-Nicéphore: WEST MANAGEMENT. Available: https://archives.bape.gouv.qc.ca/sections/mandats/LET-drummondville%E2%80%9393saint-nicephore/documents/PR3.1/PR3.1_chap1.pdf
- Aliouche, S., Kehila, Y., & Benkahoul, L. (2017).** Modalités de sélection des sites d'enfouissement technique en Algérie et leur prise en charge par les instruments d'aménagement du territoire et d'urbanisme. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 10p.
- Amara, S., Hamama, C., & Tedjini, C. (2021).** Impact de l'enfouissement des déchets solides urbains sur l'environnement, Centre d'enfouissement technique d'Oued Allenda. Mémoire de Master : Biodiversité et Environnement : Université Echahid Hamma Lakhdar, 56 p.
- Amara, S., Hamama, C., & Tedjini, C. (2021).** Impact de l'enfouissement des déchets solides urbains sur l'environnement, Centre d'enfouissement technique d'Oued Allenda. Mémoire de Master : Biodiversité et Environnement : Université Echahid Hamma Lakhdar, 56 p.
- Amarouche, A., & Sadi, N. (2015).** Caractérisation et traitement des lixiviats issu de centre d'enfouissement technique de la ville de Bouira. Mémoire de Master : Chimie Durable et Environnement. Bouira : Université Akli Mohand Oulhadj, 56 p.

Références Bibliographiques

- Ameta, R., Chohadia, A. K., Jain, A., & Punjabi, P. B. (2018).** Advanced oxidation processes for waste water treatment: Fenton and photo-Fenton processes. Elsevier, 49-87.
- Amokrane, A., Comel, C., & Veron, J. (1997).** Landfill leachates pretreatment by coagulation/flocculation. *Water research*, 31(11), 2775-2782.
- Amor, C., Torres-Sociás, E. D., Peres, J. A., Maldonado, M. I., Oller, I., Malato, S., & Lucas, M. S. (2015).** Mature landfill leachate treatment by coagulation/flocculation combined with Fenton and solar photo-Fenton processes. *Journal of Hazardous Materials*, 286, 261-268.
- Anqi, T., Zhang, Z., Suhua, H., & Xia, L. (2020).** Review on landfill leachate treatment methods. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 565(1), 12038.
- Aran, C. (2001).** Modélisation des écoulements de fluides et des transferts de chaleur au sein des déchets ménagers. Application à la réinjection de lixiviat dans un centre de stockage. Thèse de doctorat : Sciences de la Terre et de l'Environnement Mécanique des Fluides : Institut National Polytechnique de Toulouse, 249 p.
- Argacha, J. F. (2023, November).** Effets de la pollution de l'air sur les événements cardiovasculaires en unité de soins intensifs cardiologiques. In *Annales de Cardiologie et d'Angéiologie* (Vol. 72, No. 5, p. 101663). Elsevier Masson.
- Asnoune, M. (2017).** Optimisation de la gestion des déchets ménagers dans quelques villes de l'Ouest algérien. Thèse de doctorat : Génie Analytique et Environnemental : Université Abdelhamid Ibn Badis Mostaganem, 110 p.
- Ateş, H., & Argun, M. E. (2021).** Advanced oxidation of landfill leachate: Removal of micropollutants and identification of by-products. *Journal of Hazardous Materials*, 413, 125326.
- Auger, C. (2021).** Comparaison des réponses de quatre espèces de saule à divers traitements d'inondation et de surfertilisation en azote. Mémoire : Biologie végétale : Université de Montréal, 75 p.
- Baig, S., Coulomb, I., Courant, P., & Liechti, P. (1999).** Treatment of landfill leachates: Lapeyrouse and Satrod case studies. *Ozone: Science & Engineering: The Journal of the International Ozone Association*, 21(1), 1-22.

Références Bibliographiques

- Barton, L. L., & Fauque, G. D. (2022).** Sulfate-reducing bacteria and archaea (p. 564). Cham: Springer.
- Barton, L. L., & Hamilton, W. A. (Eds.). (2007).** Sulphate-reducing bacteria: environmental and engineered systems. Cambridge University Press.
- Beji, O. (2018).** Traitement des eaux usées dans des bioréacteurs multi trophiques grâce à des floes de microalgues-bactéries valorisables en biogaz. Thèse de doctorat : Génie des procédés et des Produits et des Molécules : Université de Carthage (Tunisie) et l'Université de Lorraine (France), 215 p.
- Belahlou, khalida, & Nouar, hayette. (2019).** Photo dégradation d'un polluant organique par le system Fer-H₂O₂ en solution aqueuse en phase hétérogène. Mémoire de Master : Chimie de l'environnement : Université des Frères Mentouri Constantine, 56 p.
- Belahmadi, M. S. O. (2011).** Etude de la biodégradation du 2,4-dichlorophénol par le microbiote des effluents d'entrée et de sortie de la station d'épuration des eaux usées d'ibn Ziad. Mémoire de Master : Microbiologie appliquée et Biotechnologies Microbiennes : Université Mentouri Constantine, 84 p.
- Belahmadi, M. S. O., & Abdessemed, A. (2024).** Enhancement of benzo [a] pyrene mineralization: symbiotic biodegradation by *Acinetobacter* sp. strain HAP1 in Association with *Cyanobacteriota* sp. S66. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 59(5), 248-262.
- 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.

- Beldjilali, Z. (2022).** Etude de la photo-réduction d'un métal lourd sous la lumière visible et solaire par un nouveau semi-conducteur. Mémoire de Master : Génie Chimique. Mostaganem : Université Abdelhamid Ibn Badis, 60 p.
- Belghali, N., & Dries, H. (2017).** Impact du centre d'enfouissement technique de Ras Bouira sur la diversité floristique. Mémoire de Master : Sciences et Gestion de l'Environnement. Bouira : Université Akli Mohand Oulhadj, 47 p.
- Belhadj, H. (2011).** Dégradation photochimique du rose de Bengale (Colorant Xanthénique) par différents procédés d'oxydation avancée et sur des supports inorganiques chromophores en solution aqueuse. Mémoire de Master : Chimie physique et analytique : Université Mentouri Constantine, 113 p.
- Belle, E., Genevois, V., Mudry, J., & Aleya, L. (2008).** Distribution annuelle de bactéries indicatrices au niveau de la décharge d'ordures ménagères d'etueffont (France). Annual distribution of bacterial indicators generated by the domestic wastes from the landfill of etueffont (France). *Environmental technology*, 29(2), 207-216.
- Ben Cherif, H. (2022).** Prétraitement de lixiviats du centre d'enfouissement technique de Bordj Bou Arreridj par coagulation-floculation. Mémoire de Master : Gestion de Changement de l'Environnement en Méditerranée : Université de Mohamed El Bachir El-Ibrahimi Bordj Bou Arreridj, 62 p.
- Benguit, A. (2019).** Post-traitement des lixiviats de compostage et de site d'enfouissement sanitaire par voie électrolytique. Mémoire de Master : Sciences de l'eau : Université du Québec, 112 p.
- Benhamouda, K., & Sehili, T. (2017).** Dégradation photochimique des colorants cationiques sur des supports inorganiques chromophores en solution aqueuse. Thèse de doctorat : Chimie Analytique et Environnement : Université des Frères Mentouri-Constantine 1, 184 p.
- Bennadir, S., & Fentiz, S. (2013).** La gestion des déchets ménagers : Cas d'étude du centre d'enfouissement technique de "Bamendil" Ouargla. Mémoire de Master : Analyse et Contrôle de la Qualité. Ouargla : Université Kasdi Merbah, 66 p.
- Bennama, T., Younsi, A., & DEBAB, A. (2011).** Evolution spatio-temporelle de la physicochimie, microbiologie et écotoxicologie des lixiviats de la décharge publique d'elkerma (Oran, Algérie). *Algerian Journal of Arid Environment "AJAE"*, 1(2), 22-31.

- Benradi, F., El Yahyaoui, A., Bouhlassa, S., Nounah, A., Cherkaoui, E., & Ghrissi, F. (2013).** Epaissement des concentrats d'osmose inverse (Thickening of concentrates from reverse osmosis). *Journal of Materials and Environmental Science*, 4(6), 832-839.
- Benson, H. J. (2002).** **Microbiological Applications: Laboratory Manual in General Microbiology.** Royaume-Uni : McGraw-Hill, 478 p.
- Benyoucef, F., Baati, S., Makan, A., & El Ghmari, A. (2021).** Traitement par évaporation solaire de lixiviats de déchets ménagers au Maroc. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 1, 20-25.
- Benyoucef, F., El Ghmari, A., & Ouatmane, A. (2015).** Essai de traitement des lixiviats par UASB : Cas de la ville de Kasba Tadla. *Déchets Sciences et Techniques*, 70, 3-10.
- Berthe, C. (2006).** Etude de la matière organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse de doctorat : chimie et microbiologie de l'eau. France : Université de Limoges, 188 p.
- Bold, H. C. (1949).** Some cytological aspects of Chlamydomonas-Chlamydogama. *American Journal of Botany*, 10, 795-795.
- Bolyard, S. C., Reinhart, D. R., & Richardson, D. (2019).** Conventional and fourier transform infrared characterization of waste and leachate during municipal solid waste stabilization. *Chemosphere*, 227, 34-42.
- Bouafia, 2010.** dégradation des colorants textiles par procedes d'oxydation avancee basee sur la reaction de fenton. Thèse doctorat. L'Université Paris-Est et Saâd Dahlab, 2010.
- Bouchar, F. (2010).** Mesure de Salinité. Réalisation d'un conductimètre. Tenum Toulouse, 24 p.
- Bouchentouf, M., & Abdarrahmane, M. (2021).** Traitement des eaux usées par les microalgues. Mémoire de Master : Génie chimique : Université Ahmed Draïa Adrar, 84 p.
- Bouchet, C. (2014).** Traitement des lixiviats: Des effluents complexes qui nécessitent un traitement poussé. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*, 371.
- Bouras, A., & Boudehir, N. (2016).** Traitements physico-chimiques et biologiques des lixiviats de décharge. Mémoire de Master : Chimie de l'environnement. Tizi-Ouzou : Université Mouloud Mammeri, 87 p.
- Bourenane, A., & Mimouni, H. (2020).** Du rejet des déchets ménagers au Centre d'Enfouissement Technique de Touggourt : Quel état des lieux ? Mémoire de Master : Ecologie et Environnement. Ourgla : Université Kasdi Merbah, 96 p.

- Bourrie, G. (1976).** Relations entre le pH, l'alcalinité, le pouvoir tampon et les équilibres de CO₂ dans les eaux nature. Lettre de l'Association (AFES), 3, 145-159.
- Boutaleb, A., & Touaher, H. (2019).** Etat des lieux du Centre d'Enfouissement Technique Bamendil (Commune de Ouargla). Mémoire de Master : Ecologie Végétale et Environnement. Ourgla : Université Kasdi Merbah, 85 p.
- Bove, D., Merello, S., Frumento, D., Arni, S. A., Aliakbarian, B., & Converti, A. (2015).** A Critical Review of Biological Processes and Technologies for Landfill Leachate Treatment. *Chemical Engineering & Technology*, 38(12), 2115-2126.
- Brillas, E., Sirés, I., & Oturan, M. A. (2009).** Electro-Fenton Process and Related Electrochemical Technologies Based on Fenton's Reaction Chemistry. *Chemical Reviews*, 109(12), 6570-6631.
- Buck, R., Rodinini, S., Covington, A., Baucke, F., Brett, C., Camoes, M., Milton, M., Mussini, T., Naumann, R., Pratt, K., Spitzer, P., & Wilson, G. (2002).** Measurement of pH. Definition, Standards, and Procedures. *Pure and Applied Chemistry*, 74(11), 2169-2200.
- Ceae., 2012.** Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec. Recherche et dénombrement de *Staphylococcus aureus*. Méthode par filtration sur membrane. MA. 700 - STA 1.0, Rév. 4, Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs du Québec, 19 p.
- Chacón, J. M., Teresa Leal, Ma., Sánchez, M., & Bandala, E. R. (2006).** Solar photocatalytic degradation of azo-dyes by photo-Fenton process. *Dyes and Pigments*, 69(3), 144-150.
- Chartier, M. (1974).** Les types de pollutions de l'eau. *Norois*, 82(1), 183-193.
- Chaudhari, L. B., & Murthy, Z. V. P. (2010).** Treatment of landfill leachates by nanofiltration. *Journal of environmental management*, 91(5), 1209-1217.
- Chebli, D. (2012).** Traitement des eaux usées industrielles : Dégradation des colorants azoïques par un procédé intégré couplant un procédé d'oxydation avancée et un traitement biologique. Thèse de doctorat : Génie Chimique : Université Ferhat Abbas, 191 p.
- Chemlal, R., Azzouz, L., Kernani, R., Abdi, N., Lounici, H., Grib, H., Mameri, N., & Drouiche, N. (2014).** Combination of advanced oxidation and biological processes for the landfill leachate treatment. *Ecological Engineering*, 73, 281-289.

- Chergui Bouafia, S., & Alloune, R. (2007).** Procédé d'oxydation avancée pour le traitement des eaux usées: Principe et applications. *Rev. Energ. Renouvelables ICRESD-07 Tlemcen*, 163-170.
- Chihaoui, G. (2017).** Les centres d'enfouissement technique pour la protection de l'environnement en Algérie. *Revue de droit public algérien et comparé*, 3(2), 32-45.
- Chin, Y.-P., Aiken, G., & O'Loughlin, E. (1994).** Molecular weight, polydispersity, and spectroscopic properties of aquatic humic substances. *Environmental science & technology*, 28(11), 1853-1858.
- Chofqi, A., Younsi, A., Mania, J., Mudry, J., & Veron, A. (2007).** Lixiviat de la décharge publique d'El Jadida (Maroc): Caractérisation et étude d'impact sur la nappe phréatique. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 4-10.
- Chograni, Y. (2017).** Gestion du CET II (Centre d'enfouissement Technique des déchets ménagers) de Hammame Boughrara et risque environnementaux. *Mémoire de Master : Pathologies des écosystèmes : Université de Tlemcen*, 56 p.
- Christensen, T. H., & Kjeldsen, P. (1989).** Basic biochemical processes in landfills. IN: *Sanitary Landfilling: Process, Technology, and Environmental Impact*. Academic Press, New York. 1989. p 29-49, 9 fig, 3 tab, 34 ref.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Albrechtsen, H. J. r., Heron, G., Nielsen, P. H., Bjerg, P. L., et Holm, P. E. (1994).** Attenuation of landfill leachate pollutants in aquifers. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 24(2), 119-202.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Albrechtsen, H.-J., & Heron, G. (2001).** Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7), 659-718.
- Cornu, P. (2012).** Les polychlorobiphényles: Enjeux environnementaux et sanitaires, et mycoremédiation [Thèse de doctorat]. Thèse de doctorat de pharmacie, Grenoble. 101p.
- Crenn, K. (2016).** Interactions entre microalgues et bactéries dans l'environnement marin. Thèse de doctorat : Microbiologie Marine. Paris : Université Pierre et Marie Curie, 272 p.

- da Mota, F. F., Vollú, R. E., Jurelevicius, D., & Seldin, L. (2016).** Whole-genome sequence of *Rummeliibacillus stabekisii* strain PP9 isolated from Antarctic soil. *Genome Announcements*, 4(3), 10-1128.
- Da Silva, M. C. (2008).** Effet de la variabilité du fractionnement de la pollution carbonée sur le comportement des systèmes de traitement des eaux usées par boues activées. Doctorat de l'Institut National Polytechnique de Lorraine, CNRS-UPR, 6811.
- De Morais, J. L., & Zamora, P. P. (2005).** Use of advanced oxidation processes to improve the biodegradability of mature landfill leachates. *Journal of hazardous materials*, 123(1-3), 181-186.
- Derwich, E., Benaabidate, L., Zian, A., Sadki, O., & Belghity, D. (2010).** Caractérisation physico-chimique des eaux de la nappe alluviale du haut Sebou en aval de sa confluence avec oued Fès. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, 8, 101-112.
- Derwich, E., Beziane, Z., Benaabidate, L., & Belghyti, D. (2008).** Evaluation de la qualité des eaux de surface des Oueds Fès et Sebou utilisées en agriculture maraîchère au Maroc. *LARHYSS Journal P-ISSN 1112-3680/E-ISSN 2521-9782*, 7, 59-77.
- Dia, O. (2017).** Combinaison des procédés de biofiltration et d'électrocoagulation pour le traitement des lixiviats des sites d'enfouissement sanitaires. Thèse de doctorat : Sciences de l'eau : Université du Québec, 377 p.
- Dia, O., Drogui, P., Dubé, R., & Buelna, G. (2016).** Utilisation des procédés électrochimiques et leurs combinaisons avec les procédés biologiques pour le traitement des lixiviats de sites d'enfouissement sanitaires—Revue de littérature. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 29(1), 63-89.
- Dirrenberger, P. (2020).** Méthanisation (Partie 1): Principe, paramètres et polluants émis—état de l'art. *Techniques Sciences Méthodes*, 9, 15-30.
- Djemaci, B. (2012).** La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments d'efficacité. Thèse de doctorat : Sciences Economiques : Université de Rouen, 380 p.
- Djemaci, B. (2012).** La gestion des déchets municipaux en Algérie : Analyse prospective et éléments d'efficacité. Thèse de doctorat : Sciences Economiques : Université de Rouen, 380 p.

- Djemaci, B. (2018).** Application de l'analyse coûts-bénéfices élimination des déchets municipaux en Algérie. *International Journal of Economic Performance*, 01(01), 179- 202.
- Djemaci, B., & Zaïd-Chertouk, M. A. (2011).** La gestion intégrée des déchets solides en Algérie. Contraintes et limites de sa mise en oeuvre. *CIRIEC*, 4, 71 p.
- Dogaris, I., Ammar, E., & Philippidis, G. P. (2020).** Prospects of integrating algae technologies into landfill leachate treatment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 36(3), 36-39.
- Dogaris, I., Ammar, E., & Philippidis, G. P. (2020).** Prospects of integrating algae technologies into landfill leachate treatment. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 36(3), 36-39.
- Doucet, J. (2022).** Traitement simultané des nitrates et du méthane des sites d'enfouissement à l'aide de bactéries méthanotrophes par biofiltration. Mémoire : Génie des eaux : Université Laval, 120 p.
- Dussault, D. (2017).** Biodégradation par saprotrophes fongiques des matières résiduelles de textiles synthétiques : Enjeux environnementaux et économiques. Thèse de doctorat : Sciences de l'environnement : Université du Québec, 141 p.
- Edelahi, M. C. (2004).** Contribution à l'étude de dégradation in situ des pesticides par procédés d'oxydation avancés faisant intervenir le fer. Application aux herbicides phénylurées. Thèse de doctorat : Chimie : Université de Marne la Vallée, 174 p.
- El Bada, N., Assobhei, O., Kebbabi, A., Mhamdi, R., & Mountadar, M. (2010).** Caractérisation et prétraitement du lixiviat de la décharge de la ville d'Azemmour. *Déchets Sciences et Techniques*, N°58, 36 p.
- El Fadel, H., Merzouki, M., Faouzi, M., Chaouch, M., & Benlemlih, M. (2012).** Traitement biologique et chimique des lixiviats de la décharge publique contrôlée de la ville de Fès au Maroc. *Techniques Sciences Méthodes*, 6, 39-51.
- El Fadel, M., BouZeid, E., Chahine, W., & Alayli, B. (2002).** Temporal variation of leachate quality from pre-sorted and baled municipal solid waste with high organic and moisture content. *Waste Management*, 22(3), 269-282.

- El Kharmouz, M., Mohamed, S., Saadi, S., & Chafi, A. (2013).** Evaluation de la phytotoxicité et du stress salin des sols de l'ancienne décharge publique de la ville d'Oujda : Bioessais de laboratoire. *Les technologies de laboratoire*, 8(32), 63-70.
- El Mrabet, I., Benzina, M., Valdés, H., & Zaitan, H. (2020).** Treatment of landfill leachates from Fez city (Morocco) using a sequence of aerobic and Fenton processes. *Scientific African*, 8, 9 p.
- El Mrabet, I., Kachabi, M., Nawdali, M., Harrach, A., Khalil, F., Ijjaali, M., Benzina, M., & Zaitan, H. (2018).** Treatment of landfill leachate from Fez city (Morocco) using Fenton and photo-Fenton processes. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 161(1), 9 p.
- Eyrignoux, R. (2013).** Estimation des concentrations de polluants par spectrophotométrie UV/visible : Problèmes de calibration et d'adaptation aux événements pluvieux. *Mémoire de Master : Ecologie et pollution : Lyon*, 57 p.
- Ez Zoubi, Y., Merzouki, M., Bennani, L., El Ouali Lalami, A., & Benlemlih, M. (2010).** Procédé pour la réduction de la charge polluante du lixiviat de la décharge contrôlée de la ville de Fès. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 58, 22-29.
- Fábio Faria da Mota, a. R. (2016).** Whole-Genome Sequence of *Rummeliibacillus stabekisii* Strain PP9 Isolated from Antarctic Soil. *American Society of Microbiology*.
- Fadel, M., & Massoud, M. (2000).** Emissions from landfills: a methodology comparatively assessment. *Environ. Tech*, 21(9), 965-978.
- Freeze, R.A. et Cherry, I.A. 1979.** *Groundwater*. Prentice Hall Englewood Cliffs NJ 07632, ISBN 0-13-365312-9, 604 p.
- Ghazali, D., & Zaid, A. (2013).** Etude de la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux de la source Ain Salama Jerri (région de Meknes –Maroc). *Larhyss Journal*, 12, 25-36.
- Godfred, A. (2017).** Traitement de lixiviat par voie biologique. *Mémoire de Master : Ingénierie et Gestion de l'Eau et de l'Assainissement : Université Abdelmalek Essaâdi*, 70 p.
- Goel, R. K., Flora, J. R. V., & Ferry, J. (2003).** Mechanisms for naphthalene removal during electrolytic aeration. *Water Research*, 37(4), 891-901. Gonçalves, A. L., Pires, J. C., & Simões,

- M. (2017). A review on the use of microalgal consortia for wastewater treatment. *Algal Research*, 24, 403-415.
- Gotvajn, A. Ž., Zagorc-Končan, J., Derco, J., Almasiova, B., & Kassai, A. (2009).** Oxidative pretreatment of fresh and mature landfill leachate. *Journal of Advanced Oxidation Technologies*, 12(1), 71-80.
- Grisey, E. (2013).** Impact de l'évolution des déchets d'une installation de stockage de déchets non dangereux sur l'environnement-Site d'étude : L'ISDND d'Etueffont (Territoire de Belfort-France). Thèse de doctorat : Sciences de la terre et de l'environnement : Université de Franche-Comté, 209 p.
- Grymonpré, D. R., Sharma, A. K., Finney, W. C., & Locke, B. R. (2001).** The role of Fenton's reaction in aqueous phase pulsed streamer corona reactors. *Chemical Engineering Journal*, 82(1), 189-207.
- Guesmia, B. S. E., & Amine, M. (2020).** Etude comparative de traitement de lixiviats par voie chimique et électrochimique. Mémoire de Master : Chimie des Matériaux : Université Mohamed Boudiaf Msila, 72 p.
- Guessoum, H., Benbrahim, F., Halilat, M. T., Laouar, F., Bensalama, M., & Darem, S. (2014).** Pollution biologique des eaux phréatiques de la région de Ghardaia (Cas de Sebseb). *Journal of Advanced Research and Science and Technology*, 3, 35-43.
- Guettioui, I., & Ould-Rouis, I. (2013).** *Etude Géotechnique d'un CET (centre d'enfouissement technique)*. Mémoire de Master : Géotechnique : Université Yahia Fares de Medea, 64 p.
- Guettioui, I., & Ould-Rouis, I. (2013).** Etude Géotechnique d'un CET (centre d'enfouissement technique). Mémoire de Master : Géotechnique : Université Yahia Fares de Medea, 64 p.
- Guittonneau, S., De Laat, J., & Doré, M. (1990).** Etude cinétique de la photodécomposition de l'ozone en solution aqueuse par irradiation UV [Agrave] 253.7 nm. *Environmental technology*, 11(5), 477-490.
- Gupta, S. P. (2020).** A phylogenomic and comparative genomic framework for resolving the polyphyly of the genus *Bacillus*. *systematic and evolutionary microbiology*.
- Hakkou, 2000.** La décharge publique de Marrakech : caractérisation des lixiviats, étude de leur impact sur les ressources en eau et essais de leur traitement. L'université Cadi Ayyad faculté

des sciences et techniques Marrakech. Thèse de Doctorat d'État Es-Science. N° d'ordre : 23 / C271,

Hammami, S. (2008). Étude de dégradation des colorants de textile par les procédés d'oxydation avancée. Application à la dépollution des rejets industriels. These de doctorat : Géomatériaux : Université Paris-Est et Tunis El Manar, 190 p.

Haouari, anissa, & Yahiaoui, ilhem. (2018). Traitement et purification des lixiviats d'ordures ménagères par le procédé d'oxydation avancée. Mémoire de Master : Environnement : Université Yahia Fares de Medea, 103 p.

Harmsen, J. (1983). Identification of organic compounds in leachate from a waste tip. *Water Research*, 17(6), 699-705.

Henry, Y. (1999). Démonstration de faisabilité de la nitrification et de la dénitrification d'un lixiviat de lieu d'enfouissement sanitaire avec de la tourbe granulaire. Mémoire : Génie Chimique : Université Montréal, 161 p.

Henze M., Harremöes P., la Cour Jansen J., Arvin E. (2002). Wastewater treatment: biological and chemical processes. 3. Edition, Springer-Verlag, Berlin. ISBN 3-540-42228-5.

Hizel, A., Kerara, Z., & Benamira, M. E. (2023). Etude théorique et expérimentale de la dégradation d'un polluant organique par un procédé d'oxydation avancée (Doctoral dissertation, Université de Jijel).

Hu, X., Wang, X., Ban, Y., & Ren, B. (2011). A comparative study of UV–Fenton, UV–H₂O₂ and Fenton reaction treatment of landfill leachate. *Environmental technology*, 32(9), 945-951.

Hussein, M. H., & Saeed, I. O. (2022). Isolation, Identification Bacteria and Bioremediation of Soil Contaminate Crude Oil from Specific Area (Baiji_Iraq). *Journal for Research in Applied Sciences and Biotechnology*, 1(4), 187–193.

Idlahcen, A., Souabi, S., Taleb, A., Zahidi, K., & Bouezmarni, M. (2014). Evaluation of pollution generated by landfill leachate public of the city of mohammedia and its impact on the groundwater quality/evaluation de la pollution générée par les lixiviats de la décharge publique de la ville de mohammedia et son impact sur la qualité des eaux souterraines. *Scientific Study & Research. Chemistry & Chemical Engineering, Biotechnology, Food Industry*, 15(1), 35.

- Idrissa, K., Victor, B., Rebecca, Z. T. D., & Adama, O. (2023).** Influence des rejets municipaux sur la qualité physico-chimique et biologique des écosystèmes aquatiques urbains: Cas de la rivière Massili (Burkina Faso, Afrique de l'Ouest). *International Journal of Innovation and Applied Studies*, 40(4), 1281-1291.
- Jia Zhang et al. (2023).** Cellulose-degrading bacteria improve conversion efficiency in the co-digestion of dairy and chicken manure by black soldier fly larvae. *Journal of Environmental Management*.
- Josse, R. G., Toklo, R. M., Dossou-Yovo, P., Fatombi, J. K., Senou, S. F., & Topanou, N. (2016).** Corrélation entre les résultats physico-chimiques et microbiologiques des lixiviats du lieu d'enfouissement sanitaire (LES) de Ouèssè/Ouidah et ceux des eaux souterraines et superficielles du milieu. *International Journal of Biological and Chemical Sciences*, 10(2), 875.
- Kalčíková, G., Zupančič, M., Levei, E. A., Miclean, M., Englande, A. J., & Žgajnar Gotvajn, A. (2015).** Application of multiple toxicity tests in monitoring of landfill leachate treatment efficiency. *Environmental monitoring and assessment*, 187, 1-14.
- Kamal, A., Makhatova, A., Yergali, B., Baidullayeva, A., Satayeva, A., Kim, J., Inglezakis, V. J., Pouloupoulos, S. G., & Arkhangelsky, E. (2022).** Biological treatment, advanced oxidation and membrane separation for landfill leachate treatment: A review. *Sustainability*, 14(21), 14427.
- Kang, K. H., Shin, H. S., & Park, H. (2002).** Characterization of humic substances present in landfill leachates with different landfill ages and its implications. *Water research*, 36(16), 4023-4032.
- Kefkaf, S., & Yahiaoui, K. (2020).** Valorisation des procédés d'oxydation avancées. Application du procédé photo-Fenton pour l'élimination des polluants émergents. *Mémoire de Master : Génie de l'Environnement*. Blida : Université Saad Dahleb, 41 p.
- Kehila, Y., Aina, M., Mezouari, F., Matejka, G., & Mamma, D. (2007).** Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les PED vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine. *Actes des JSIRAUF, Hanoi*, 6-9.
- Kehila, Y., Aina, M., Mezouari, F., Matejka, G., & Mamma, D. (2007).** Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les PED vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine. *Actes des JSIRAUF, Hanoi*, 6-9.

- Kehila, Y., Mezouari, F., & Matejka, G. (2009).** Impact de l'enfouissement des déchets solides urbains en Algérie : Expertise de deux centres d'enfouissement technique (CET) à Alger et Biskra. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 29-38.
- Kehila, Y., MEZOUARI, F., & MATEJKA, G. (2011).** Intérêt des matériaux geosynthétiques dans la conception des centres d'enfouissement technique (CET) en Algérie. *studies geotechnica et mechanica*, 33(3), 51-60.
- Kernani, R. (2010).** Traitement du lixiviat par procédé d'oxydation avancée (POA) avec TiO₂ comme catalyseur. Mémoire de Magister : Gestion et Protection de l'Environnement : Ecole nationale polytechnique, 110 p.
- Khalfallah, W., Mehdi, M., Lounis, Z., & Talbi, Z. (2019).** Traitement des lixiviats du Centre d'Enfouissement Technique de Hassi Bounif par l'utilisation de deux types d'adsorbants (Bentonite et Zéolithe LTA). *Algerian Journal of Environmental Science and Technology*, 5(4), 1185-1196.
- Khalfaoui, A. (2017).** Etude expérimentale de l'élimination de polluants organiques et inorganiques par adsorption sur des matériaux naturels. Thèse de doctorat : Génie des procédés : Université Mentouri de Constantine, 152 p.
- Khattabi, H., Aleyai, L., Lovy, C., & Mania, J. (2001).** Évaluation de l'impact des lixiviats d'une décharge d'ordures ménagères sur la qualité physico-chimique et bactériologique des eaux d'un ruisseau de Franche-Comté. *Environnement, Ingénierie & Développement*, 24, 3.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., & Christensen, T. H. (2002).** Present and long-term composition of MSW landfill leachate: A review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297-336.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., et Christensen, T. H. (2002).** Present and longterm composition of MSW landfill leachate: A Review. *Critical Review in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297-336.
- Koçak, S., Güney, C., Argun, M. T., Tarkin, B., Kirtman, E. Ö., Akgül, D., & Mertoglu, B. (2013).** Treatment of landfill leachate by advanced oxidation processes. *Marmara Fen Bilimleri Dergisi*, 25(2), 51-64.

- Koçak, S., Güney, C., Argun, M. T., Tarkin, B., Kirtman, E. Ö., Akgül, D., & Mertoglu, B. (2013).** Treatment of landfill leachate by advanced oxidation processes. *Marmara Fen Bilimleri Dergisi*, 25(2), 51-64.
- Korenblum, E., Sebastián, G. V., Paiva, M. M., Coutinho, C. M. L. M., Magalhães, F. C. M., Peyton, B. M., & Seldin, L. (2008).** Action of antimicrobial substances produced by different oil reservoir *Bacillus* strains against biofilm formation. *Applied microbiology and biotechnology*, 79, 97-103.
- Kouassi, A. E., Ahoussi, K. E., Koffi, Y. B., Kouame, I. K., Soro, N., & Biemi, J. (2014).** Caracterisation physico-chimique du lixiviat d'une décharge de l'Afrique de l'ouest : Cas de la décharge d'Akouedo (Abidjan-Côte d'Ivoire). *LARHYSS Journal*, 19, 63-74.
- Kow, S.-H., Fahmi, M. R., Abidin, C. Z. A., & Soon-An, O. (2016).** Advanced oxidation processes: Process mechanisms, affecting parameters and landfill leachate treatment. *Water Environment Research*, 88(11), 2047-2058.
- Krutwig, J. (2021).** Exercices d'analyse chimique quantitative. Walter de Gruyter GmbH & Co KG.
- Kulikowska, D., & Klimiuk, E. (2008).** The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(13), 5981-5985.
- Kuo, W. G. (1992).** Decolorizing dye wastewater with Fenton's reagent. *Water Research*, 26(7), 881-886.
- Kurniawan, T. A., Lo, W. H., & Chan, G. Y. (2006).** Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. *Journal of hazardous materials*, 137(1), 443-455.
- Kurniawan, T. A., Lo, W., & Chan, G. Y. (2006a).** Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate. *Journal of Hazardous Materials*, 129(1), 80-100.
- Kurniawan, T. A., Lo, W., & Chan, G. Y. S. (2006).** Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate. *Chemical Engineering Journal*, 125(1), 35-57.

- Labadi, N., & Saadoudi, M. (2019).** Contribution à l'étude de caractérisation des lixiviats du centre d'enfouissement technique d'El Oued (CET). Mémoire de Master : Biodiversité et environnement : Université d'Echahid Hamma Lakhdar. El-Oued, 90 p.
- Laceb, N., & Meziani, H. (2013).** Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et leurs traitements par adsorption sur Hydroxyapatite. Mémoire de Master : Chimie de l'Environnement. Tizi-Ouzou : Université Mouloud Mammeri, 74 p.
- Lachassagne, D. (2014).** Devenir de micropolluants présents dans les boues d'épuration, du traitement à l'épandage agricole : Application aux micropolluants métalliques (Cd, Cu) et organiques (médicaments) issus du traitement biologique conventionnel d'effluents urbains ou hospitaliers. Thèse de doctorat : Eau, Sol, Environnement : Université de Limoges, 269 p.
- Lamraoui, T. (2015).** Evaluation du mode de traitement des déchets au niveau du centre d'enfouissement technique d'Oued Falli. Mémoire de Master : Gestion des Déchets Solides : Université Mouloud Mammeri, 60 p.
- Laoufi, A., Boudjema, A., & Guettaia, S. (2023).** Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement. Journal International Sciences et Technique de l'Eau et de l'Environnement, 8(2), 48-57.
- Lebeau, T., Pantet, A. (2010).** Gestion des déchets : Guide pratique des choix méthodologiques. Presses polytechniques et universitaires romandes.
- Leblond, P. Fischer, G. Francou, F. X. Berger, F. Guérineau, M. Decaris, B. (1966).** The unstable region of *Streptomyces ambofaciens* includes 210 kb terminal inverted repeats flanking the extremities of the linear chromosomal DNA. *Molecular Microbiology*. 19 (2): 261–271.
- Leblond, P., Fischer, G., Francou, F.-X., Berger, F., Guérineau, M., & Decaris, B. (1996).** The unstable region of *Streptomyces ambofaciens* includes 210 kb terminal inverted repeats flanking the extremities of the linear chromosomal DNA. *Molecular microbiology*, 19(2), 261-271.
- Li, Z. M., Shea, P. J., & Comfort, S. D. (1997).** Fenton Oxidation of 2,4,6-Trinitrotoluene in Contaminated Soil Slurries. *Environmental Engineering Science*, 14(1), 55-66. Lin, S. H., & Lo, C. C. (1997). Fenton process for treatment of desizing wastewater. *Water research*, 31(8), 2050-2056.

- Lokbani, O., & Bensouna, M. (2017).** Les risques de la pollution du milieu naturel par les lixiviats des décharges contrôlées. Cas du centre d'enfouissement technique de Maghnia. Mémoire de Master : Technologies de Traitement des Eaux : Université Aboubakr Belkaïd, 88 p.
- Lornage, R. (2006).** Comparaison de trois filières de stockage d'ordures ménagères Etude du comportement des déchets en pilotes semi industriels et caractérisation des émissions liquides et gazeuses associées. Thèse de doctorat : Sciences de l'Environnement Industriel et Urbain : Université Claude Bernard.
- Louiza, H., & Zeroual, A. (2020).** Management and Valorization of Urban Solid Waste: Landfills of the Batna City Case. *International Journal of Design & Nature and Ecodynamics*, 15(5), 659-665.
- Lowy, F. D. (1998).** *Staphylococcus aureus* infections. *New England journal of medicine*, 339(8), 520-532.
- Mansouri-Reguig, N. (2020).** Impacts de l'implantation d'un centre d'enfouissement technique sur l'environnement immédiat : Exemple du CET d'El Haria. Thèse de doctorat : Chimie de l'environnement. Constantine : Université des frères Mentouri Constantine1, 138 p.
- Mansouri-Reguig, N. (2020).** Impacts de l'implantation d'un centre d'enfouissement technique sur l'environnement immédiat : Exemple du CET d'El Haria. Thèse de doctorat : Chimie de l'environnement. Constantine : Université des frères Mentouri Constantine1, 138 p.
- Maoui, A., Kherouf, M., & Derradji, F. (2011).** Évolution de la pollution des eaux de l'Oued El Mellah (Djelfa région steppique de l'Algérie). *Afrique Science : Revue Internationale Des Sciences et Technologie*, 7(3), 49-54.
- MARAIS, C. (2023).** Formation de concrétions calco-magnésiennes par polarisation cathodique associée à la biocalcification et à l'utilisation de matériaux recyclés pour la protection côtière.
- Martin, D., Muselet, D., Alnajjar, P., Pacaud, S., Le Roux, Y., Feidt, C., & Saaidi, P. L. (2022, May).** Mise en évidence d'une biodégradation efficace de la chlordécone en conditions méthanogènes. In 50e congrès du Groupe Français de recherche sur les Pesticides. Editions du GFP.

- Martin, J. M., Meybeck, M., Salvadori, F., & Thomas, A. J. (1976).** Pollution chimique des estuaires. Etat actuel des connaissances.
- Martin, P. A. (2006).** Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED : contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et sa validation expérimentale sur sites. Thèse de doctorat : Chimie et Microbiologie de l'Eau : Université de Limoges, 224 p.
- Martin, P. A. (2006).** Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED : contributions à l'élaboration d'un guide méthodologique et sa validation expérimentale sur sites. Thèse de doctorat : Chimie et Microbiologie de l'Eau : Université de Limoges, 224 p.
- Masson, M., Guigues, N., Arhror, M., Raveau, S., Brosse, C., & Forquet, N. (2019).** Caractérisation de la matière organique d'eaux résiduaires et d'eaux de surface par les sondes spectrophotométriques UV-Visible, 77 p.
- Matejczyk, M., Płaza, G. A., Nałęcz-Jawecki, G., Ulfing, K., & Markowska-Szczupak, A. (2011).** Estimation of the environmental risk posed by landfills using chemical, microbiological and ecotoxicological testing of leachates. *Chemosphere*, 82(7), 1017-1023.
- Mebarki, B. (2018).** Etude technicoéconomique de la conversion électrique du biogaz en Algérie. Cas du CET de Batna. Thèse de doctorat : Energétique : Université de Batna 2 Mostefa Benboulaïd, 148 p.
- Mebarki, B., Adouane, B., Khaldi, F., Dehimi, S., & Haddad, D. (2015).** Theoretical estimation of the production of biogas from the landfill of Batna city and its electrical conversion by a SOFC. *International Journal of Hydrogen Energy*, 40(39), 13799-13805.
- Meddour, M. R. (2010).** Centre d'enfouissement technique CET des déchets urbains. Université Saad Dahleb , Blida, Génie de procédés, Algérie.
- Meghlaoui, F. Z., & Bouhelassa, M. (2022).** Mise en œuvre de deux procédés AOP émergents, types fenton, chlore/Fe²⁺ et chlore/Fe³⁺ (Doctoral dissertation, Université Constantine 3 Salah Boubnider, Faculté de génie des procédés pharmaceutiques).

- Mehdi, M. M., Belabbed, B. E., Djabri, L., Hani, A., & Laour, R. (2007).** Caractéristiques de la décharge publique de la ville de Tiaret et son impact sur la qualité des eaux souterraines. 8, 93-99.
- Metahri, M. S. (2012).** Elimination simultanée de la pollution azotée et phosphatée des eaux usées traitées par des procédés mixtes : Cas de la STEP est de la ville de Tizi Ouzou. Thèse de doctorat : Génie des Procédés .Tizi Ouzou :Université Mouloud Mammeri, 148 p.
- Mille-Lindblom, C., Fischer, H., & J. Tranvik, L. (2006).** Antagonism between bacteria and fungi: Substrate competition and a possible tradeoff between fungal growth and tolerance towards bacteria. *Oikos*, 113(2), 233-242.
- Misztal, P. K., Hewitt, C. N., Wildt, J., Blande, J. D., Eller, A. S., Fares, S., ... & Goldstein, A. H. (2015).** Atmospheric benzenoid emissions from plants rival those from fossil fuels. *Scientific reports*, 5(1), 12064.
- Mohammedi, D. (2016).** Les risques de la pollution du milieu naturel par les lixiviats des décharges contrôlées. Cas du centre d'enfouissement technique de Tlemcen. Mémoire de Master : Technologie de Traitement des Eaux. Tlemcen : Université Aboubakr Belkaïd, 87 p.
- Mohammedi, D. (2016).** Les risques de la pollution du milieu naturel par les lixiviats des décharges contrôlées. Cas du centre d'enfouissement technique de Tlemcen. Mémoire de Master : Technologie de Traitement des Eaux. Tlemcen : Université Aboubakr Belkaïd, 87 p.
- MOLETTA.R., (2009).** Le Traitement des déchets. Ed TEC & DOC, Paris.685 P. NGO. C et REGENT.A., (2008). Déchets, effluents et pollution, impact sur l'environnement et sur la santé. Ed Dunod, 2ème Edition, Paris.176 P.
- Morin Crini, N., & Crini, G. (2020).** Eaux industrielles contaminées : Réglementation, paramètres chimiques et biologiques & procédés d'épuration innovants : Procédés d'oxydation avancée pour le traitement des eaux : Presses universitaires de FrancheComté, 417-445.
- Mostarih, M. M. M., Madani, F. E., & Ali, H. S. (2016).** Evaluation physico-chimique de la qualité de l'eau de la lagune de Nador-Nord du Maroc oriental—après l'ouverture de la nouvelle passe Physico-chemical assessment of the Nador lagoon's water quality—North of the Eastern Morocco—after the opening of the new inlet. *J. Mater. Environ. Sci*, 7(12), 4795-5809.

- Mougin, C., Chaplain, V., Gaillardon, P., Sigoillot, J.-C., Laugero, C., & Asther, M. (1996).** Le traitement biologique des sols pollués par des composés organiques. 28, 49-56.
- Moustafa, A. (2021).** Caractérisation chimique (minérale et organique) des lixiviats issus de la décharge des déchets à Tripoli-Liban. Thèse de doctorat : Chimie organique, minérale, industrielle : Université de Lille, 128 p.
- Moustafa, A. (2021).** Caractérisation chimique (minérale et organique) des lixiviats issus de la décharge des déchets à Tripoli-Liban (Doctoral dissertation, Université de Lille).
- Movasaghi, Z., Rehman, S., & ur Rehman, D. I. (2008).** Fourier transform infrared (FTIR) spectroscopy of biological tissues. *Applied Spectroscopy Reviews*, 43(2), 134-179.
- Münnich, K., Mahler, C. F., & Fricke, K. (2006).** Pilot project of mechanical-biological treatment of waste in Brazil. *Waste management*, 26(2), 150-157.
- Murat, V. (2000).** Étude comparative des méthodes d'évaluation de la vulnérabilité intrinsèque des aquifères à la pollution: application aux aquifères granulaires du piémont laurentien. Institut National de la Recherche Scientifique (Canada).
- Nair, A. T., Senthilnathan, J., & Nagendra, S. S. (2019).** Application of the phycoremediation process for tertiary treatment of landfill leachate and carbon dioxide mitigation. *Journal of Water Process Engineering*, 28, 322-330.
- Nataliia Tkachuk, & Liubov Zelena. (2021).** The Impact of Bacteria of the Genus *Bacillus* upon the Biodamage/Biodegradation of Some Metals and Extensively Used Petroleum-Based Plastics. *Corrosion and Materials Degradation*.
- Naumczyk, J., Prokurat, I., & Marcinowski, P. (2012).** Landfill Leachates Treatment by H₂O₂/UV, O₃/H₂O₂, Modified Fenton, and Modified Photo-Fenton Methods, 9 p.
- Ngaram, N. (2011).** Contribution à l'étude analytique des polluants (en particulier de type métaux lourds) dans les eaux du fleuve Chari lors de sa traversée de la ville de N'Djamena. Thèse de doctorat : Chimie : Université Claude Bernard-Lyon I; Université de N'Djaména, 164 p.
- Ngô, C., & Régent, A. (2008).** Déchets, effluents et pollution Impact sur l'environnement et la santé : Les déchets. Paris. Dunod (2^{ème} édition), 178 p.

- Nouri, M., & Haddioui, A. (2016).** Les techniques de dépollution des sols contaminés par les métaux lourds : Une revue (The remediation techniques of heavy metals contaminated soils: a review). *Maghrebien Journal of Pure and Applied Science*, 2(2), 2-58.
- Oturan, M. A., Oturan, N., & Aaron, J.-J. (2004).** Traitement des micropolluants organiques dans l'eau par des procédés d'oxydation avancée. *Actualité Chimique*, 57-64.
- Ould Ali, O. (2018).** Impact des décharges à ciel ouvert sur la qualité environnementale de l'Oued Cheliff (Algérie). Thèse de doctorat : chimie : Université de Perpignan Via Domitia -Université de Mostaganem, 188 p.
- Ozturk, I., Altinbas, M., Koyuncu, I., Arikan, O., & Gomec-Yangin, C. (2003).** Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates. *Waste management*, 23(5), 441-446.
- Parag Vaishampayan, M., Masataka Satomi, Akihiro Ohnishi, & Alejandro Rooney, Myron T La Duc, Kasthuri Venkat. (2009).** Description of *Rummeliibacillus stabekisii* gen. nov., sp. nov. and reclassification of *Bacillus pycnus* Nakamura et al. 2002 as *Rummeliibacillus pycnus* comb. nov. pubmed.
- Patel, & Gupta. (2020).** A phylogenomic and comparative genomic framework for resolving the polyphyly of the genus *Bacillus*. *systematic and evolutionary microbiology*.
- Peak, D. (2013).** Fourier Transform Infrared Spectroscopic Methods of Soil Analysis. In *Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences*. Elsevier, 80-85.
- Peng, Y. (2017).** Perspectives on technology for landfill leachate treatment. *Arabian Journal of Chemistry*, 10, S2567-S2574.
- Pointing, S. (2001).** Feasibility of bioremediation by white-rot fungi. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 57(1-2), 20-33.
- Poulicek, M. (1994).** Biodégradation des molécules organiques naturelles et artificielles en milieu marin. *Institut océanographique*, 101 p.
- Pulgarin, C., Invernizzi, M., Parra, S., Sarria, V., Polania, R., & Péringer, P. (1999).** Strategy for the coupling of photochemical and biological flow reactors useful in mineralization of biorecalcitrant industrial pollutants. *Catalysis Today*, 54(2), 341-352.

- Pulgarin, C., Invernizzi, M., Parra, S., Sarria, V., Polania, R., & Péringer, P. (1999).** Strategy for the coupling of photochemical and biological flow reactors useful in mineralization of biorecalcitrant industrial pollutants. *Catalysis Today*, 54(2), 341-352.
- René, M. (2009).** Le traitement des déchets : Les lixiviats. Paris : Lavoisier. 678 p.
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., et Moulin, P. (2008).** Landfill leachate treatment : Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150, 468-493.
- Renou, S., Poulain, S., Moulin, P., & Gagnaire, J. (2008).** Les filières classiques de traitement des lixiviats. *L'Eau, l'industrie, les nuisances*, 311, 66-73.
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N., & Brunet, R. (2009).** L'analyse de l'eau : Biodégradabilité des eaux usées. Paris : (9ème Edition) Dunod, 1529 p.
- Rogaume, T. (2006).** Gestion des déchets ; réglementation ; organisation ; mise en œuvre ; Ed. Ellipses. Paris. 220 P.
- Runkai Wang, & et al., (2020).** Biodegradation of Total Petroleum Hydrocarbons in Soil: Isolation and Characterization of Bacterial Strains from Oil Contaminated Soil. MDPI.
- Saati-Santamaría, et al., X. e. (2021).** bacdive. Récupéré sur bacdive: <https://bacdive.dsmz.de/strain/13175>
- Samain, E. (1987).** Microbiologie et biochimie de l'acétogénèse dans les écosystèmes méthanogènes (Doctoral dissertation, Lille 1).
- Sansinenea, E. (2012).** *Bacillus thuringiensis biotechnology* (Vol. 528). Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Sathasivam, M., Shanmugapriya, S., Yogeshwaran, V., & Priya, A. K. (2019).** Industrial waste water treatment using advanced oxidation process—A review. *Int. J. Eng. Adv. Technol*, 8(3), 485-488.
- Shaikh, T. N., & Agrawal, S. A. (2014).** Qualitative and quantitative characterization of textile material by Fourier transform infra-red. *IJRSET*, 3(1), 8502.
- Sillet, A. A., Royer, S., Coque, Y., Bourgois, J., & Thomas, O. (2001).** Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. *Environnement, Ingénierie & Développement*, N°22- 2ème Trimestre 2001, 11 p.

- Silva, A. C., Dezotti, M., & Sant'Anna, G. L. (2004).** Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. *Chemosphere*, 55(2), 207-214.
- Skoumal, M., Rodríguez, R. M., Cabot, P. L., Centellas, F., Garrido, J. A., Arias, C., & Brillas, E. (2009).** Electro-Fenton, UVA photoelectro-Fenton and solar photoelectroFenton degradation of the drug ibuprofen in acid aqueous medium using platinum and boron-doped diamond anodes. *Electrochimica Acta*, 54(7), 2077-2085.
- Smaoui, Y., & Bouzid, J. (2019).** Déchets du centre d'enfouissement technique de Sfax (Tunisie) : Nature, composition et traitement. *Déchets Sciences et Techniques*, 82, 25-34.
- Smith, R., & McDouga, K. (2017).** Pollution And Its Costs. The JSTOR.
- Sruthi, T., Gandhimathi, R., Ramesh, S. T., & Nidheesh, P. V. (2018).** Stabilized landfill leachate treatment using heterogeneous Fenton and electro-Fenton processes. *Chemosphere*, 210, 38-43.
- Stumwöhrer, K., Matsché, N., & Winkler, S. (2003).** Influence of changes of the wastewater composition on the applicability of UV-absorption measurements at combined sewer overflows. *Water Science and Technology*, 47(2), 73-78.
- Sutherland, D. L., & Ralph, P. J. (2019).** Microalgal bioremediation of emerging contaminants Opportunities and challenges. *Water Research*, 164, 114921 p.
- Tahiri, A., Destain, J., Thonart, P., & Druart, P. (2014).** Valorisation et propriétés des substances humiques des lixiviats de décharge (Valorization and properties of landfill leachates humic substances). *Journal of Materials and Environmental Science*, 5, 2495-2498.
- Tarkwa, J. B. (2019).** Elimination des polluants organiques des effluents industriels aqueux par plasma non-thermique de type glidarc et le procédé photo-Fenton : Optimisation des procédés et mécanisme d'oxydation des polluants. Thèse de doctorat : Sciences et techniques de l'environnement : Université Paris-Est et Université de Yaoundé I. 136 p.
- Teng, C., Zhou, K., Peng, C., & Chen, W. (2021).** Characterization and treatment of landfill leachate: A review. *Water research*, 203, 117525.
- Tephany, Y. (2022).** La réparation du préjudice écologique résultant d'une pollution marine par hydrocarbures. *Le Droit Maritime Français*, 1043-1049.

- Thomas, O., & Mazas, N. (1986).** La mesure de la demande chimique en oxygène dans les milieux faiblement pollués. *Analisis*, 14, 300-302.
- Thonart, P., Steyer, E., Drion, R., & Hiligsmann, S. (1998).** La gestion biologique d'une décharge. *Tribune de l'eau*, 590, 17 p.
- Tian, Y. Liu, H.J. Zheng, T.L. Kwon, K.K. Kim, S.J. Yan, C.L. (2008).** PAHs contamination and bacterial communities in mangrove surface sediments of the Jiulong River Estuary, China. *Marine Pollution Bulletin*. (57): 707–715.
- Tkachenko, Y., & Niedzielski, P. (2022).** FTIR as a Method for Qualitative Assessment of Solid Samples in Geochemical Research: A Review. *Molecules*, 27(24), 8846.
- Tkachuk, N., & Zelena, L. (2021).** The impact of bacteria of the genus *Bacillus* upon the biodamage/biodegradation of some metals and extensively used petroleum-based plastics. *Corrosion and Materials Degradation*, 2(4), 531-553.
- Toumi Nour Elhouda, D. F. A. (2021).** Niveau des Nutriments (Phosphate et Azote) dans les eaux de la surface De l'Oued Zenati à l'entrée et à la sortie de la ville.
- Trabelsi, H. (2014).** Etude de la dégradabilité et de la toxicité des colorants par ozonation et photocatalyse. Thèse de doctorat : Chimie : Université de Monastir Monastir, Tunisie, 143 p.
- Trabelsi, S. (2011).** Etudes de traitement des lixiviats des déchets urbains par les procédés d'oxydation avancée photochimiques et électrochimiques : Application aux lixiviats de la décharge tunisienne" Jebel Chakir". Thèse de doctorat : sciences et technologies de l'environnement : Université Paris-Est, 210 p.
- Trebouet, D., Schlumpf, J. P., Jaouen, P., & Quemeneur, F. (2001).** Stabilized landfill leachate treatment by combined physicochemical–nanofiltration processes. *Water Research*, 35(12), 2935-2942.
- Ushikoshi, K., Kobayashi, T., Uematsu, K., Toji, A., Kojima, D., & Matsumoto, K. (2002).** Leachate treatment by the reverse osmosis system. *Desalination*, 150(2), 121-129.
- Vadillo, I., Carrasco, F., Andreo, B., García De Torres, A., & Bosch, C. (1999).** Chemical composition of landfill leachate in a karst area with a Mediterranean climate (Marbella, southern Spain). *Environmental Geology*, 37(4), 326-332.

- Vedrenne, M., Vasquez-Medrano, R., Prato-Garcia, D., Frontana-Uribe, B. A., & Ibanez, J. G. (2012).** Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation-flocculation/photo Fenton treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 205-206, 208-215.
- Vedrenne, M., Vasquez-Medrano, R., Prato-Garcia, D., Frontana-Uribe, B. A., & Ibanez, J. G. (2012).** Characterization and detoxification of a mature landfill leachate using a combined coagulation-flocculation/photo Fenton treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 205-206, 208-215.
- Velichkova, F. A. (2014).** Vers un procédé Fenton hétérogène pour le traitement en continu d'eau polluée par des polluants pharmaceutiques. Thèse de doctorat : Génie des Procédés et d'Environnement : Université de Toulouse, 220 p.
- Vilar, V. J., Rocha, E. M., Mota, F. S., Fonseca, A., Saraiva, I., & Boaventura, R. A. (2011).** Treatment of a sanitary landfill leachate using combined solar photo-Fenton and biological immobilized biomass reactor at a pilot scale. *Water Research*, 45(8), 2647-2658.
- Vilar, V. J., Rocha, E. M., Mota, F. S., Fonseca, A., Saraiva, I., & Boaventura, R. A. (2011).** Treatment of a sanitary landfill leachate using combined solar photo-Fenton and biological immobilized biomass reactor at a pilot scale. *Water Research*, 45(8), 2647-2658.
- Wage, A. R. M., Zanguina, A., Yacouba, A. R. C., Ousmane, M. I. C., & Guero, Y. (2020).** Évaluation de la pollution générée par le lixiviat du centre d'enfouissement public de Koubia, Niamey-Niger. *Afrique SCIENCE*, 17(3), 176-184.
- Wang, F., Smith, D. W., & El-Din, M. G. (2003).** Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment—A review. *Journal of Environmental Engineering and Science*, 2(6), 413-427.
- Wattam, A. R., Abraham, D., Dalay, O., Disz, T. L., Driscoll, T., Gabbard, J. L., ... & Machi, D. (2014).** PATRIC, the bacterial bioinformatics database and analysis resource. *Nucleic acids research*, 42(D1), D581-D591.
- Wenning, M., & Scherer, S. (2013).** Identification of microorganisms by FTIR spectroscopy: Perspectives and limitations of the method. *Applied microbiology and biotechnology*, 97, 7111-7120

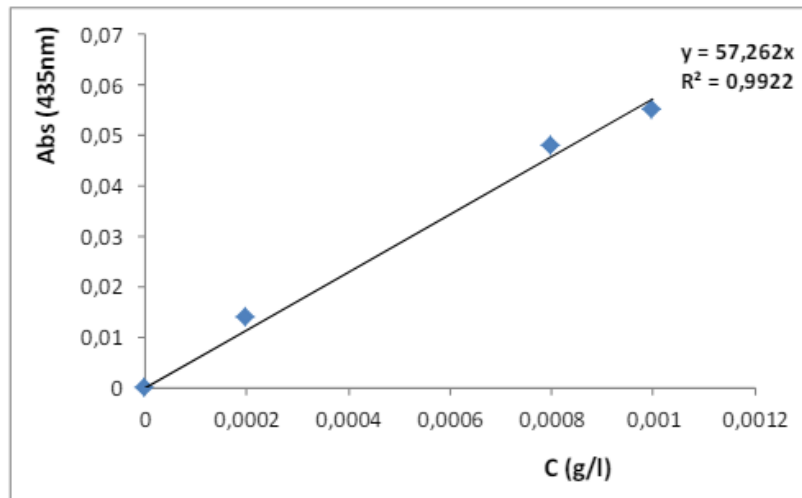
- Werckenthin, C., Cardoso, M., Martel, J. L., & Schwarz, S. (2001).** *Antimicrobial resistance in staphylococci from animals with particular reference to bovine Staphylococcus aureus, porcine Staphylococcus hyicus, and canine Staphylococcus intermedius.* Veterinary research, 32(3-4), 341-362.
- Whitman WB, editor. Systematic Bacteriology [Internet].** New York, NY: Springer New York; 2009. Available: <http://link.springer.com/10.1007/978-0-387-68489-5>.
- Wijekoon, P., Koliyabandara, P. A., Cooray, A. T., Lam, S. S., Athapattu, B. C. L., & Vithanage, M. (2022).** Progress and prospects in mitigation of landfill leachate pollution: Risk, pollution potential, treatment and challenges. Journal of Hazardous Materials, 421, 126627.
- Wiszniewski, J., Robert, D., Surmacz-Gorska, J., Miksch, K., & Weber, J. V. (2006).** Landfill leachate treatment methods: A review. Environmental Chemistry Letters, 4(1), 51-61.
- Wu, J., Zhang, H., He, P. J., & Shao, L. M. (2011).** Insight into the heavy metal binding potential of dissolved organic matter in MSW leachate using EEM quenching combined with PARAFAC analysis. Water research, 45(4), 1711-1719.
- Yadav, G., & Sen, R. (2017).** Microalgal green refinery concept for biosequestration of carbon-dioxide vis-à-vis wastewater remediation and bioenergy production: Recent technological advances in climate research. Journal of CO₂ Utilization, 17, 188-206.
- Yahia, Z. (2022).** Réduction de la charge polluante de la margine des huileries d'olives par procédé de photo d'oxydation avancée. Thèse de doctorat : Physico-chimie des matériaux : Université M'hamed Bougara Bumerdes, 124 p.
- Zaviska, F. (2011).** Modélisation du traitement de micropolluants organiques par oxydation électrochimique. Thèse de doctorat : Sciences de l'eau : Université du Québec, 367 p.
- Zaviska, F., Drogui, P., Mercier, G., & Blais, J.-F. (2009).** Procédés d'oxydation avancée dans le traitement des eaux et des effluents industriels : Application à la dégradation des polluants réfractaires. Revue des sciences de l'eau, 22(4), 535-564.
- Zazou, H. (2015).** Dégradation de pesticides dans l'eau par les procédés d'oxydation avancée (POA). Thèse de doctorat : Sciences et Techniques de l'Environnement : Université Paris-Est et Université Ibn Zohr d'Agadir, 174 p.

- Zedam, A. S., & Laraba, Z. (2020).** Etude comparative des caractéristiques de lixiviat : Source de pollution et de contamination, dans quatre décharges. Mémoire de Master : Chimie de l'Environnement : Université Mohamed Boudiaf Msila, 51 p.
- Zhang, D., Vahala, R., Wang, Y., & Smets, B. F. (2016).** Microbes in biological processes for municipal landfill leachate treatment: Community, function and interaction. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 113, 88-96.
- Zhao, X., Zhou, Y., Huang, S., Qiu, D., Schideman, L., Chai, X., & Zhao, Y. (2014).** Characterization of microalgae-bacteria consortium cultured in landfill leachate for carbon fixation and lipid production. *Bioresource Technology*, 156, 322-328.
- Zoma, V. (2022).** Transport routier et pollution de l'air dans la ville de Ouagadougou. *Revue Ivoirienne de Sociologie et de Sciences Sociales (RISS)*, 1(9), 37-51.
- Zouboulis, A. I., Jun, W., & Katsoyiannis, I. A. (2003).** Removal of humic acids by flotation. *Colloids and Surfaces A : Physicochemical and Engineering Aspects*, 231(1-3), 181-193.

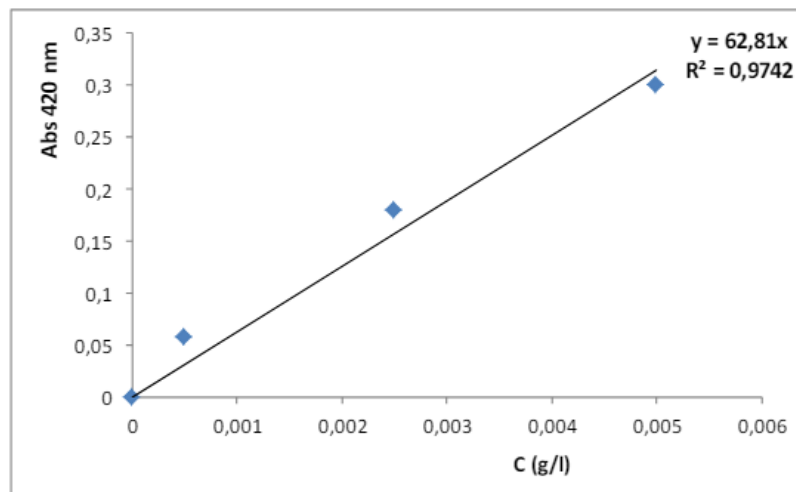
Annexes

Annexes

Annexe 1 : Courbe d'étalonnage du NO₂⁻ à 435 nm.



Annexe 2 : Courbe d'étalonnage du NO₃⁻ à 420 nm.



Annexe 3 : Composition des milieux de culture GN, pH=7.4 à 25°C.

Peptone	5g
Extrait de viande	1.5 g
Extrait de levure	1.5g
NaCl	5g
Agar	15g
Eau distillée	1L

Annexe 4 : Réglementation algérienne relative aux valeurs limites des Rejets d'effluent liquides industriel.

24 Rabie El Aouel 1427
23 avril 2006

JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE N° 26

5

Art. 11. — Les opérations de contrôle, telles que définies ci-dessus, donnent lieu à la rédaction d'un procès-verbal établi à cet effet.

Le procès-verbal comporte :

- les noms, prénoms et qualité des personnes ayant effectué le contrôle,
- la désignation du ou des générateurs du rejet d'effluents liquides industriels et de la nature de leur activité,
- la date, l'heure, l'emplacement et les circonstances de l'examen des lieux et des mesures faites sur place,
- les constatations relatives à l'aspect, la couleur, l'odeur du rejet, l'état apparent de la faune et de la flore à proximité du lieu de rejet et les résultats des mesures et des analyses opérées sur place,

— l'identification de chaque échantillon prélevé, accompagné de l'indication de l'emplacement, de l'heure et des circonstances de prélèvement,

— le nom du ou des laboratoires destinataires de l'échantillon prélevé.

Art. 12. — Les méthodes d'échantillonnage, de conservation et de manipulation des échantillons ainsi que les modalités d'analyses sont effectuées selon les normes algériennes en vigueur.

Art. 13. — Toutes dispositions contraires au présent décret et notamment les dispositions du décret exécutif n° 93-160 du 10 juillet 1993, susvisé, sont abrogées.

Art. 14. — Le présent décret sera publié au *Journal officiel* de la République algérienne démocratique et populaire.

Fait à Alger, le 20 Rabie El Aouel 1427 correspondant au 19 avril 2006.

Ahmed OUYAHIA.

ANNEXE I

VALEURS LIMITES DES PARAMETRES DE REJETS D'EFFLUENTS LIQUIDES INDUSTRIELS

N°	PARAMETRES	UNITE	VALEURS LIMITES	TOLERANCES AUX VALEURS LIMITES ANCIENNES INSTALLATIONS
1	Température	°C	30	30
2	PH	-	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
3	MES	mg/l	35	40
4	Azote Kjeldahl	"	30	40
5	Phosphore total	"	10	15
6	DCO	"	120	130
7	DBO5	"	35	40
8	Aluminium	"	3	5
9	Substances toxiques bioaccumulables	"	0,005	0,01
10	Cyanures	"	0,1	0,15
11	Fluor et composés	"	15	20
12	Indice de phénols	"	0,3	0,5
13	Hydrocarbures totaux	"	10	15
14	Huiles et graisses	"	20	30
15	Cadmium	"	0,2	0,25
16	Cuivre total	"	0,5	1
17	Mercure total	"	0,01	0,05
18	Plomb total	"	0,5	0,75
19	Chrome Total	"	0,5	0,75
20	Étain total	"	2	2,5
21	Manganèse	"	1	1,5
22	Nickel total	"	0,5	0,75
23	Zinc total	"	3	5
24	Fer	"	3	5
25	Composés organiques chlorés	"	5	7

PH : Potentiel d'hydrogène

DBO₅ : Demande biologique en oxygène pour une période de cinq (5) jours

DCO : Demande chimique en oxygène

MES : Matière en suspension

Annexes

Annexe 5 : Réglementation algérienne relative aux valeurs limites des eaux superficielles et souterraines.

Groupes de paramètres	Paramètres	Unité	Valeur maximale	
			Eaux superficielles	Eaux souterraines
Paramètres organoleptiques	Couleur	mg/l Echelle Pt	200	20
	Odeur (taux dilution à 25°)	—	20	3
Paramètres physico-chimiques en relation avec la structure naturelle des eaux	Chlorures	mg/l Ci	600	500
	Concentration en ions hydrogène (pH)	Unité pH	≥ 6,5 et ≤ 9	≥ 6,5 et ≤ 9
	Conductivité	μS/cm à 20°C	2800	2800
	Demande biochimique en oxygène (DBO 5)	mg/l O2	7	< 3
	Demande chimique en oxygène (DCO)	mg/l O2	30	—
	Matières en suspension	mg/l	25	25
	Sulfates	mg/l SO4	400	400
	Taux de saturation en oxygène dissous	% O2	30	> 70
	Température	°C	25	25
	Ammonium	mg/l	4	0,5

ANNEXE (suite)

Groupes de paramètres	Paramètres	Unité	Valeur maximale	
			Eaux superficielles	Eaux souterraines
Paramètres chimiques	Baryum	mg/l	1	0,7
	Bore	mg/l	1	1
	Fer dissous	mg/l	1	0,3
	Fluor	mg/l	2	1,5
	Manganèse	mg/l	1	0,05
	Nitrates	mg/l NO3	50	50
	Phosphore	mg/l	10	5
	Arsenic	µg/l	100	10
	Cadmium	µg/l	5	5
	Chrome	µg/l	100	50
	Cuivre	Mg/l	2	0,05
	Cyanures	µg/l	100	50
	Mercure	µg/l	10	6
	Plomb	µg/l	50	10
	Sélénium	µg/l	50	10
	Zinc	mg/l	5	5
	Hydrocarbures polycycliques aromatiques	µg/l	1	0,2
	Hydrocarbures dissous	µg/l	1000	10
	Phénols	µg/l	2	0,5
	Agents de surface	mg/l	0,5	0,2
Azote Kjeldhal	mg/l	3	1	
Pesticides	µg/l	1	0,5	
Paramètres microbiologiques	Escherichia coli	n/100ml	20.000	20
	Entérocoques	n/100ml	10.000	20
	Salmonelles	—	Absence dans 1000 ml	Absence dans 5000 ml

Annexes

Annexe 6: Fiche technique de *Staphylococcus epidermidis*.

[Bacteria](#) / [Bacillota](#) / [Bacilli](#) / [Bacillales](#) / [Staphylococcaceae](#) / [Staphylococcus](#)

Staphylococcus epidermidis ☆

Staphylococcus epidermidis is a species of firmicute in the family Staphylococcaceae (Staphylococcus group).

[Browse taxonomy](#)

NCBI Taxonomy ID	1282
Taxonomic rank	species
Current scientific name	Staphylococcus epidermidis (Winslow and Winslow 1908) Evans 1916 Type Material
Basionym	" <i>Albococcus epidermidis</i> " Winslow and Winslow 1908

Annexe 7: Fiche technique de *Cytobacillus firmus*.

[Bacteria](#) / [Bacillota](#) / [Bacilli](#) / [Bacillales](#) / [Bacillaceae](#) / [Cytobacillus](#)

Cytobacillus firmus ☆

Cytobacillus firmus is a species of firmicute in the family Bacillaceae.

[Browse taxonomy](#)

NCBI Taxonomy ID	1399
Taxonomic rank	species
Current scientific name	Cytobacillus firmus (Bredemann and Werner 1933) Patel and Gupta 2020 Type Material
Basionym	Bacillus firmus Bredemann and Werner 1933

Annexes

Annexe 8 : Fiche technique de *Rummeliibacillus stabekisii*

[Bacteria](#) / [Bacillota](#) / [Bacilli](#) / [Bacillales](#) / [Planococcaceae](#) / [Rummeliibacillus](#)

Rummeliibacillus stabekisii ☆

Rummeliibacillus stabekisii is a species of firmicute in the family Planococcaceae.

[Browse taxonomy](#)

NCBI Taxonomy ID	241244
Taxonomic rank	species
Current scientific name	Rummeliibacillus stabekisii Vaishampayan et al. 2009
	Type Material

Annexe 9 : Fiche technique de *Denitrificimonas caeni*

[Bacteria](#) / [Pseudomonadota](#) / [Gammaproteobacteria](#) / [Pseudomonadales](#) / [Pseudomonadaceae](#) / [Denitrificimonas](#)

Denitrificimonas caeni ☆

Denitrificimonas caeni is a species of g-proteobacteria in the family Pseudomonadaceae.

[Browse taxonomy](#)

NCBI Taxonomy ID	521720
Taxonomic rank	species
Current scientific name	Denitrificimonas caeni (Xiao et al. 2009) Saati-Santamaria et al. 2021
	Type Material
Basionym	Pseudomonas caeni Xiao et al. 2009

Annexes

Annexe 10 : Fiche technique *Bacillus licheniformis*.

[Bacteria](#) / [Bacillota](#) / [Bacilli](#) / [Bacillales](#) / [Bacillaceae](#) / [Bacillus](#)

Bacillus licheniformis

Bacillus licheniformis is a species of firmicute in the family Bacillaceae.

[Browse taxonomy](#)

NCBI Taxonomy ID	1402
Taxonomic rank	species
Current scientific name	Bacillus licheniformis (Weigmann 1898) Chester 1901 Type Material
Basionym	<i>Clostridium licheniforme</i> Weigmann 1898

Annexe 11 : Mesure des intensités lumineuses en (mW/cm²)

λ (nm)	254	310	365
15 min	2.8	27.4	34.4
30 min	2.8	26.2	39.2
45 min	2.8	28.4	43.2
60 min	3.4	29.6	43.6
120 min	3.2	28.6	44.2

Résumé

Résumé

Dans cette étude, l'objectif est d'évaluer la qualité de lixiviat généré par le CET de la ville de Batna, de vérifier les paramètres qui caractérisent le lixiviat et d'étudier les performances des différents procédés d'oxydation avancée en particulier le système persulfate (S_2O_8) combinés à un traitement biologique afin d'éliminer la matière organique récalcitrante contenue dans cette matrice, et de préserver les membranes à osmose inversée, utilisées son traitement.

Les valeurs moyennes obtenues sont comparées aux normes nationales et internationales de rejet. Les résultats des analyses physico-chimiques indiquent que ce lixiviat est de nature alcaline avec un pH de 8,26 et a une forte charge organique, accompagnée d'une faible teneur en oxygène. La pollution minérale est caractérisée par une conductivité élevée de 38,3 mS/cm, une teneur élevée en azote Kjeldahl de 1266,504 mg/L et en azote ammoniacal de 1098,384 mg/L. Les paramètres indicateurs de pollution mesurés présentent en moyenne : une DBO_5 de 1050 mg d' O_2 /L et une DCO de 69 700 d' O_2 /L. Le dénombrement des bactéries du lixiviat brut montre une valeur de $14,82.10^5$ UFC/mL d'où une contamination bactériologique bien marquée. Ces valeurs dépassent les normes admises en Algérie, soulignant la nécessité de traiter cet effluent avant son rejet dans l'environnement. Le traitement hybride des lixiviats a atteint des rendements d'élimination de 99% pour la DCO, des 100% pour la DBO_5 et 98% pour le CN. Suivi d'une élimination complète des souches bactériennes présentes et une diminution importante du pH du lixiviat traité.

Six souches bactériennes ont pu être isolées à partir du lixiviat et identifiées comme étant : *Staphylococcus sp. strain BMSOHbjKn 2024* (PP758812), *Cytobacillus sp. strain MSOnbj 2024* (PP758813), *Rummeliibacillus sp. strain AAAB 2024* (PP758814), *Denitrificimonas sp. strain BMSOnj 2024* (PP758815), *Staphylococcus sp. strain MSOnb 2024* (PP758816) et *Bacillus sp. (in : firmicutes) strain MSObn 2024* (PP758817).

Les résultats obtenus au cours de cette étude ont montré qu'une approche hybride combinant le système persulfate et un traitement biologique semble être une alternative très efficace pour arriver à un traitement satisfaisant visant à exploiter les avantages de cette méthode en matière d'élimination des polluants organiques.

Mots clés : Lixiviats, bioremédiation, CET, POA, système persulfate, traitement hybride.

Abstract

This study aims to evaluate the quality of leachate generated by the CET of Batna city, to verify the parameters that characterize the leachate, and to study the performance of different advanced oxidation processes, particularly the persulfate system (S_2O_8), combined with biological treatment in order to eliminate the recalcitrant organic matter contained in this matrix and to preserve the reverse osmosis membranes used in its treatment.

The average values obtained are compared to national and international discharge standards. The results of the physico-chemical analyses indicate that this leachate is alkaline in nature with a pH of 8.26 and has a high organic load, accompanied by a low oxygen content. The mineral pollution is characterized by a high conductivity of 38.3 mS/cm, a high Kjeldahl nitrogen content of 1266.504 mg/L, and ammoniacal nitrogen of 1098.384 mg/L. The pollution indicator parameters measured have an average of 1050 mg O_2 /L for the BOD_5 and 69,700 mg O_2 /L for COD. The enumeration of bacteria in the raw leachate shows a value of $14,82.10^5$ CFU/mL, indicating significant bacteriological contamination. These values exceed the standards accepted in Algeria, highlighting the need to treat this effluent before its discharge into the environment. The hybrid treatment of leachates achieved removal efficiencies of 99% for COD, 100% for BOD_5 , and 98% for CN. This was followed by the complete elimination of the present bacterial strains and a significant reduction in the pH of the treated leachate.

Six bacterial strains were isolated from the leachate and identified as: *Staphylococcus sp. strain BMSOHbjKn 2024 (PP758812)*, *Cytobacillus sp. strain MSOnbj 2024 (PP758813)*, *Rummeliibacillus sp. strain AAAB 2024 (PP758814)*, *Denitrificimonas sp. strain BMSOnj 2024 (PP758815)*, *Staphylococcus sp. strain MSOnb 2024 (PP758816)*, and *Bacillus sp. (in: Firmicutes) strain MSObn 2024 (PP758817)*.

The results obtained in this study showed that a hybrid approach combining the persulfate system and biological treatment seems to be a very effective alternative for achieving satisfactory treatment aimed at exploiting the advantages of this method in the elimination of organic pollutants.

Keywords: Leachates, bioremediation, CET, AOP, persulfate system, hybrid treatment.

ملخص

الغرض من هذه الدراسة هو تقييم جودة عصارة النفايات الناتجة عن مركز دفن النفايات في مدينة باتنة، والتحقق من أداء مختلف عمليات الأكسدة المتقدمة، على وجه الخصوص نظام بيرسلفات (S_2O_8) المدمج مع المعالجة البيولوجية لازالة المواد العضوية المعقدة الموجودة في هذه النفايات السائلة، والحفاظ على أغشية الاسموز العكسي المستخدمة لعلاج عصارة النفايات.

مقارنة القيم المتوسطة المتحصل عليها بمعايير التصريف الوطنية والدولية. تظهر نتائج التحاليل الفيزيائية الكيميائية أن هذه العصارة لها درجة حموضة قلووية تعادل 6.8 وحمولة عضوية مرتفعة مع محتوى منخفض من الاكسجين. يتميز التلوث المعدني بناقلية عالية تبلغ 38.3 مللي سيمنس/سم، ومحتوى عالٍ من نيتروجين Kjeldah يبلغ 1266.504 ملغ/لتر، ونيتروجين الامونيا يبلغ 1098.384 ملغ/لتر. متوسط القيم المقاسة لمؤشرات التلوث هي: 1050 ملغ/لتر O_2 لـ BOD5 و69700 ملغ/لتر O_2 لـ COD. أظهر تعداد البكتيريا في الراشح الخام قيمة 14.82×10^5 وحدة تكوين مستعمرات/مل، مما يشير إلى تلوث بكتيري كبير. هذه القيم تتجاوز المعايير المقبولة في الجزائر، مما يبرز الحاجة إلى معالجة هذا السائل قبل تصريفه في البيئة. وصلت كفاءة إزالة معالجة الراشح الهجينة إلى 99% بالنسبة للـCOD ، و100% بالنسبة للـBOD5 ، و98% بالنسبة للـCN ، وتبع ذلك إزالة كاملة للسلاسل البكتيرية الموجودة وانخفاض كبير في درجة حموضة العصارة المعالجة.

تم انتقاء ست سلالات بكتيرية من الراشح وتم تحديدها على النحو التالي : *Staphylococcus sp. strain BMSOHbjKn* ، *2024 (PP758812)* ، *Cytobacillus sp. strain MSOnbj 2024 (PP758813)* ، *Rummeliibacillus sp. strain AAAB 2024 (PP758814)* ، *Denitrificimonas sp. strain BMSOnj 2024 (PP758815)* ، *Staphylococcus sp. strain MSOnb 2024 (PP758816)* ، and *Bacillus sp. (in: Firmicutes) strain MSObn 2024 (PP758817)*.

أظهرت النتائج التي تم الحصول عليها في هذه الدراسة أن العلاج الهجين الذي يجمع بين نظام بيرسلفات والمعالجة البيولوجية يبدو كبديل فعال للغاية لتحقيق معالجة جد فعالة تهدف إلى استغلال مزاياهات الطريقة بغرض إزالة الملوثات العضوية.

الكلمات المفتاحية: عصارة النفايات، المعالجة البيولوجية، مركز التخلص من النفايات، عمليات الأكسدة المتقدمة، نظام بيرسلفات، المعالجة الهجينة.

Année universitaire : 2023-2024	Présenté par : HAMIouda Bouchra Djihene et KARAALI Nesrine
Titre : Etude de l'élimination des polluants organiques du lixiviat du Centre d'Enfouissement Technique de la wilaya de Batna par procédé hybride (biologique / POA).	
Mémoire pour l'obtention du diplôme de Master en Biotechnologie et Biothérapie	
<p>Dans cette étude, l'objectif est d'évaluer la qualité de lixiviat généré par le CET de la ville de Batna, de vérifier les paramètres qui caractérisent le lixiviat et d'étudier les performances des différents procédés d'oxydation avancée en particulier le système persulfate (S_2O_8) combinés à un traitement biologique afin d'éliminer la matière organique récalcitrante contenue dans cette matrice, et de préserver les membranes à osmose inversée, utilisées son traitement.</p> <p>Les valeurs moyennes obtenues sont comparées aux normes nationales et internationales de rejet. Les résultats des analyses physico-chimiques indiquent que ce lixiviat est de nature alcaline avec un pH de 8,26 et a une forte charge organique, accompagnée d'une faible teneur en oxygène. La pollution minérale est caractérisée par une conductivité élevée de 38,3 mS/cm, une teneur élevée en azote Kjeldahl de 1266,504 mg/L et en azote ammoniacal de 1098,384 mg/L. Les paramètres indicateurs de pollution mesurés présentent en moyenne : une DBO_5 de 1050 mg d'O_2/L et une DCO de 69 700 d'O_2/L. Le dénombrement des bactéries du lixiviat brut montre une valeur de $14,82 \cdot 10^5$ UFC/mL d'où une contamination bactériologique bien marquée. Ces valeurs dépassent les normes admises en Algérie, soulignant la nécessité de traiter cet effluent avant son rejet dans l'environnement. Le traitement hybride des lixiviats a atteint des rendements d'élimination de 99% pour la DCO, des 100% pour la DBO_5 et 98% pour le CN. Suivi d'une élimination complète des souches bactériennes présentes et une diminution importante du pH du lixiviat traité.</p> <p>Six souches bactériennes ont pu être isolées à partir du lixiviat et identifiées comme étant : <i>Staphylococcus sp. strain BMSOHbjKn 2024</i> (PP758812), <i>Cytobacillus sp. strain MSOnbj 2024</i> (PP758813), <i>Rummeliibacillus sp. strain AAAB 2024</i> (PP758814), <i>Denitrificimonas sp. strain BMSOnj 2024</i> (PP758815), <i>Staphylococcus sp. strain MSOnb 2024</i> (PP758816) et <i>Bacillus sp. (in : firmicutes) strain MSObn 2024</i> (PP758817).</p> <p>Les résultats obtenus au cours de cette étude ont montré qu'une approche hybride combinant le système persulfate et un traitement biologique semble être une alternative très efficace pour arriver à un traitement satisfaisant visant à exploiter les avantages de cette méthode en matière d'élimination des polluants organiques.</p>	
Mots clés : Lixiviats, bioremédiation, CET, POA, système persulfate, traitement hybride.	
Laboratoires de recherche : Centre de Recherche en Biotechnologie (C.R.Bt) Constantine	
Présidente : BELIL INES	(Professeur – UConstantine 1 Frères Mentouri)
Encadrant : BELAHMADI Mohamed Seddik Oussama	(MRB – C.R.Bt, Constantine)
Examinatrice : BENHAMDI Asma	(MCA - UConstantine 1 Frères Mentouri)