

Popular Democratic Republic of Algeria
Ministry Of High Education and Scientific Research
Abbes Laghrour University, Khenchela
Faculty of Natural and Life Sciences
Department Of Ecology and Environment



الجمهورية الجزائرية الديمقراطية الشعبية
وزارة التعليم العالي والبحث العلمي
جامعة عباس لغرور خنشلة
كلية علوم الطبيعة والحياة
قسم البيئة والمحيط

MEMOIRE DE FIN D'ETUDE

Présenté en vue de l'obtention du diplôme de Master Académique

Domaine : Sciences de la Nature et de la Vie

Filière : Ecologie et environnement

Spécialité : Ecologie fondamentale et appliquée

THÈME

***Caractérisation physico-chimique des lixiviats du centre
d'enfouissement technique type II de Baghai, avant et après
traitement par osmose inverse***

Présenté par:

- BOUTTABA Nour El Houda

-FARTAS Deloula

-RACHI Angham

Devant le jury :

Président : M^{me} OuannessM.

MCA. Université de Khenchela

Encadrant : M^{me} Bensouici K.

MAA. Université de Khenchela

Examineur : M^f Salhi Z.

MAA. Université de Khenchela

Année universitaire : 2022/2023

Remerciements

Tout d'abord louange à ALLAH seul le tout puissant qui a éclairé nos chemins et nous a guidé pour terminer cette étude dans de bonnes conditions. On exprime nos profonds remerciements à notre promoteur Mme. BENSOUICI KARIMA pour l'aide qu'elle nous a apporté, pour sa patience et ses encouragements à finir ce travail, son œil critique nous a été très précieux pour structurer notre mémoire. Nos vifs remerciements aux membres du jury : Mr Salhi Z. et Mme Ouaness M. d'avoir accepté d'évaluer notre travail. Enfin, à tous ceux qui de près ou de loin ont contribué à l'élaboration de ce travail... Je veux remercier M RAHIM (ingénieur au sein du Centre d'enfouissement technique BaghaiKhenchela).

MERCI

Dédicace

J'ai l'honneur de dédier ce modeste travail à

Ma mère « Leila »

Une maman merveilleuse que j'ai toujours rêvé d'être. Merci maman pour tes

Prières, pour ton affection, ta patience, ta compréhension,

Ta disponibilité, ton écoute permanent et ton soutien

Sans égal dans les moments les plus difficiles de ma vie.

Mon père, « Lamine »

Un papa qui m'a souvent motivé et qui m'a offert la liberté de

Choisir et m'a donné cette confiance sans cesse renouvelée

Je lui dédie avec fierté ce mémoire qui reflète le fruit de l'éducation et de

L'attention qu'il m'a tant réservé, je suis très reconnaissant et

J'aurai tant aimé partager la joie de ma réussite avec lui.

A ceux qui m'ont toujours encouragé et soutenu durant toutes mes années

D'étude.

A mes frères « Houssemeddine, Mohamed, Ayoub, et mon petit ange Anes »

Mes sœurs « Fedoua, Zineb, Douaa Meriem, Wissal et Alaa »

A ma très chère tante « Nadjet et ses petits-enfants Chahed, Ibrahim et Bouchra »

A mon binôme « Delloula et Angham et ses famille »

A ma meilleure amie « Nour Malek »

A tous ce qui m'ont aidée de près ou de loin dans la réalisation de ce travail

A tous mes amis (es) sans exception.

A la promotion de l'écologie et environnement 2023

Nourel

Dédicace

Je dedie ce travail :

A ma chère mère, MaacheHizia , source de tendresse et d'amour pour son soutien tout au long de ma vie.

A mon cher père, Rachi Bachir, qui m'a toujours soutenu et qui a fait tout son possible pour m'aider

À mes chères frères Farid,Aamor,Fares, Mamin, Houssam, à mes sœurs Bariza, Saida, Noura et Saliha pour le soutien et leurs encouragements durant les moments difficiles merci d'être toujours là pour moi à mes cotes quand j'en ai besoin, et leurs maris et leurs enfants

A mes adorable nièces: Ikram, Chaima, Lilia, Douaa qui j'aime beaucoup

A toute ma famille ;

A mes très chères amis :Zaineb ,Khadidja ,Roumaissa et Rania

A mes binôme Nour el houda, Daloula pour son encouragement et sa patience

A tous ceux qui, de loin ou de prés, ont contribué à la réalisation de ce travail.

Angham

Dédicace

*A l'aide d'Allah le tout puissant, qui m'a tracé le chemin de ma vie,
J'ai pu réaliser ce travail que je dédie :*

A Ma famille Et aux personnes les plus chères au monde

Mes chers parents :

A ma mère

*Autant de phrases aussi expressives soient-elles ne sauraient montrer le degré
d'amour et d'affection que j'éprouve pour toi.*

*Tu n'as cessé de me soutenir et de m'encourager durant toutes les années de mes
études, tu as toujours été présente à mes côtés pour me consoler quand il fallait.*

*En ce jour mémorable, pour moi ainsi que pour toi, reçoit ce travail en signe de
ma*

vive reconnaissance et ma profonde estime.

A mon père

Tu as su te montrer patient, compréhensif et encourageant.

Ta chaleur paternelle a été et sera toujours pour moi d'un grand réconfort.

A mon mari Noureddine

Vos prières m'ont toujours accompagné. Je vous fais un cadeau.

Reconnaissez, votre générosité sans fin, et merci de toujours m'encourager

Nulle dédicace ne pourrait exprimer mes sentiments et mon profond

Attachement.

A ma sœur Rayane et Samah

Et mon frère Anoir et Iyade .

à ma tante : Chahira

A toute ma famille.

A tous mes amis: Lila, rima, Aouliã, loubna, radhia, Houda, bouthayna,

Chaima angham.

Vous qui lisez ce mémoire ; grâce à vous je continuerais

Deloula



Résumés

Résumé :

Une évaluation du traitement des lixiviats de décharge sanitaire par osmose inverse et du potentiel de réutilisation du perméat ont été réalisés dans la décharge municipale de Baghai. Le lixiviat brut contenait une forte charge organique et inorganique avec des concentrations élevées de DBO, DCO, ammoniacque, et chlorure. L'installation de traitement fonctionnant selon le principe de l'osmose inverse a indiqué une efficacité d'élimination globale d'environ 90%, et un bon potentiel de réutilisation du perméat pour des usages non potables.

Mots clés : Lixiviat – Décharge – Baghai – Traitement – Osmose inverse

Abstract:

An assessment of the treatment of sanitary landfill leachate by reverse osmosis and the potential for re-use of permeate was carried out in the Baghai municipal landfill. The raw leachate contained a high organic and inorganic filler with high concentrations of BOD, COD, ammonia, and chloride. The treatment plant operating according to the reverse osmosis principle indicated an overall removal efficiency of approximately 90%, and a good potential for re-use of the permeate for non-potable uses.

Keywords : Leachate - Landfill - Baghai - Treatment - Reverse osmosis

المخلص :

تم إجراء تقييم لمعالجة سائل الترشيح للمكب الصحي بواسطة التناضح العكسي وإمكانية إعادة استخدام المرشحات في مكب بغاي البلدي. كانت الترشيح الخام يحتوي على مواد عضوية ولاعضوية عالية مع تركيزات عالية من DBO و DCO والأمونيا والكلوريد. أشار محطة المعالجة التي تعمل وفقاً لمبدأ التناضح العكسي إلى كفاءة إزالة عامة تبلغ حوالي 90% ، وإمكانية جيدة لإعادة استخدام المرشحات للأغراض غير الصالحة للشرب.

الكلمات المفتاحية: راشح - مكب نفايات - بغاي - معالجة - تناضح عكسي



**Table des
matières**

Table des matières

Résumés	
Liste des figures	
Liste des tableaux	
Liste des abréviations	
Introduction	1

Partie 1 : Synthèse bibliographique

Chapitre 1 : Les centres d'enfouissement technique

1	Définition	3
2	La classification des centres d'enfouissement techniques	3
2.1	Les centres d'enfouissement technique de Classe I	3
2.2	Les centres d'enfouissement technique de Classe II	4
2.3	Les centres d'enfouissement technique de Classe III	4
3	Le choix du site et sa conception	4
4	Impacts environnementaux des centres d'enfouissement technique	5
4.1	Les incidences sur le sol	5
4.2	Les incidences sur les eaux	5
4.3	La pollution par le biogaz	6
4.4	La pollution par lixiviat	6
4.5	La multiplication des prédateurs	6

Chapitre 2: Le lixiviat

1	Définition.....	10
2	La genèse des lixiviats.....	10
2.1	Phase d'ajustement initial	10
2.2	Phase de transition.....	11
2.3	Phase de formation de l'acide	11
2.4	Phase de formation du méthane.....	11
2.5	Phase de maturation finale.....	11
3	Composition et caractéristiques des lixiviats de décharge	12
4	Types de lixiviats.....	12
5	Impact des lixiviats de décharges sur l'environnement et la santé publique.....	13
5.1	Les lixiviats en tant que source potentielle d'agents pathogènes et implications pour la santé 14	
5.2	Incidence des métaux lourds dans les lixiviats des décharges et exposition de la santé humaine 14	
5.3	Contamination du sol par les lixiviats	15
5.4	Contamination des eaux souterraines et de surface	16
5.5	Formation du panache de lixiviats.....	17
5.6	Contamination de l'air par les lixiviats	17

Chapitre 3: Traitement des lixiviats

1	Les procédés de traitement de lixiviats	18
1.1	Traitements biologiques	18
1.1.1	Traitements aérobies.....	18
1.1.1.1	Procédés de biomasse en suspension.....	19
a.	Lagunage	19
b.	Procédés à boues activées.....	19
c.	Réacteur discontinu séquentiel	20
1.1.1.2	Systèmes de biomasse à croissance attachée	20
a.	Filtres à tambour.....	20
b.	Réacteur à biofilm à lit mobile	20
1.1.2	Traitements anaérobies.....	21
1.1.2.1	Filtre anaérobie.....	21
1.1.2.2	Filtre à lit hybride	22
1.2	Traitements physico-chimiques.....	22
1.2.1	Flottation	22
1.2.2	Coagulation-Floculation	23
1.2.3	Précipitation chimique.....	23
1.2.4	L'adsorption	24
1.2.5	Oxydation chimique	24
1.3	Procédés membranaires	25
1.3.1	Microfiltration (MF).....	25
1.3.2	Ultrafiltration (UF)	25
1.3.3	Nanofiltration (NF).....	26
1.3.4	Osmose inverse.....	26

Partie 2: Partie pratique

Matériel et méthodes

1	Etat des lieux de la décharge sanitaire de Baghai.....	28
1.1	Présentation et description de la zone d'étude.....	28
1.2	Origines et quantités de déchets réceptionnés par le CET.....	30
1.3	Processus de l'exploitation du CET	31
1.3.1	Réception des déchets.....	32
1.3.2	Tri des DMA réceptionnés	33
1.3.3	Mise en place des déchets autorisés dans les casiers.....	34
1.3.4	Compactage des déchets.....	35
1.3.5	Mise en place des matériaux pour la couverture des déchets	35
1.3.6	Etat des casiers du CET depuis son ouverture en 2011	35
1.3.7	Elimination des animaux et insectes nuisibles	37
1.3.7.1	THERMO NEBULISATEUR K-30 et K-10.....	37
1.3.7.2	NOFAR-2	37
1.3.7.3	DELTAMETHRIN TERMINATOR 25 PW-EC	37
1.3.8	Gestion des déchets hospitaliers	37
1.3.9	Gestion du lixiviat	38
1.3.10	Traitement du lixiviat	39
2	Echantillonnage	41

3	Analyses physico-chimiques	42
Résultats et discussion		
1	Echantillonnage	43
2	Analyses de quelques paramètres physico-chimiques.....	43
2.1	Mesure du pH.....	44
2.2	Mesure de la température	45
2.3	Mesure de la Conductimétrie (CE).....	46
2.4	Détermination de la charge en matière organique (DBO ₅ et DCO)	47
2.4.1	DBO ₅ (Demande Biochimique en Oxygène).....	47
2.4.2	DCO (Demande Chimique en Oxygène).....	48
2.5	Ammonium (NH ₄ ⁺).....	49
2.6	Chlorures	50
Conclusion et perspectives		51
Références bibliographiques		52

Liste des figures

Figure 1: Photographie représentant la décharge sanitaire de Baghai (Khenchela).....	28
Figure 2: Différentes communes de la wilaya de Khenchela couvertes par le CET de Baghai	28
Figure 3: Fiche technique des mini CET de Khenchela.....	29
Figure 4: Carte signalétique du CET Classe II de Baghai.....	30
Figure 5: Pourcentage de déchets acceptables pour chaque commune de la wilaya de Khenchela.....	31
Figure 6: Quantité de déchets ménagers et assimilés réceptionnés par le CET en 2022.	31
Figure 7: Processus de l'exploitation du CET	32
Figure 8: Pesage des déchets sur le pont bascule relié à un système informatisé.	33
Figure 9: Accusé de réception après le contrôle de quantité des déchets.....	33
Figure 10: Mise en balles des déchets recyclables après l'opération de tri.	34
Figure 11: Déchets déversés, pré-compactés dans des alvéoles.....	34
Figure 12: Déchets compactés dans des alvéoles	35
Figure 13: Opération de recouvrement de la tranchée n°01.....	36
Figure 14: Recouvrement réalisé sur 95% du casier n°01.	36
Figure 15: Opération d'incinération des DASRI au niveau du CET de Baghai.	38
Figure 16: Cendres récupérées de l'incinération des DASRI au niveau du CET de Baghai. ...	38
Figure 17: Drainage de lixiviat vers les bassins de décantation.....	39
Figure 18: Bassin d'homogénéisation du lixiviat et pompe vers le centre de traitement.....	40
Figure 19: Station de traitement du lixiviat par osmose inverse au niveau du CET de Baghai.	41
Figure 20:(a) : Lixiviats bruts (non traités) dans le système de collecte des lixiviats / (b) : perméats (traités) à la sortie de la station d'épuration.....	41
Figure 21: Echantillon de lixiviat brut et de perméat.....	43
Figure 22: Valeurs du potentiel d'hydrogène des échantillons avant et après traitement par osmose inverse	45
Figure 23: Valeurs de la température des échantillons avant et après traitement	45
Figure 24: Conductivité électrique enregistrée au niveau des échantillons analysés.....	46
Figure 25: Valeurs de la DBO5 au niveau des échantillons d'eau analysés	47
Figure 26: Teneurs de DCO enregistrées dans les échantillons étudiés.....	48
Figure 27: Concentrations de l'ammonium dans les échantillons analysés	49
Figure 28: Concentrations de chlorures dans les échantillons avant et après traitement	50

Liste des tableaux

Tableau 1: Caractéristiques des lixiviats en fonction de l'âge de la décharge	13
Tableau 2: Résultats des analyses physicochimiques des deux échantillons de lixiviats	44

Liste des abréviations

AF: Acide fulviques

AGV: Acides Gras Volatils

AH : Acide humique

CET: Centre d'enfouissement technique

COT: Carbone organique totale

COX: Composé organique xénobiotique

DASRI: Déchets d'Activités de Soins à Risque Infectieux

DBO5: Demande Biochimique en Oxygène pendant 5 jours

DCO: Demande Chimique en Oxygène

DIB: Déchets Industriels Banals DIS : Déchets Industriels Spéciaux

DMA: Déchets Ménagers et Assimilés

DMS: Déchets Ménagers Spéciaux

EPWG: Etablissement Public de Wilaya de Gestion des Centres d'Enfouissement

ICPE: Installations Classées pour la Protection de l'Environnement

ISO: Organisation internationale de normalisation

MF: Microfiltration

NF: Nanofiltration

NTK: Azote total Kjeldahl

OI: Osmose Inverse

ONM: Office Nationale de la Météorologie

PAM: Phosphate d'ammonium magnésien

PCI: Pouvoir calorifique inférieur

PED: Pays en voie de Développement

pH: Potentiel hydrique

PNUD: Programme des Nations Unies pour le développement

POA: Procédé d'oxydation avancé

SHF: Substances humiques et fulviques et substances de haut poids

UF: Ultrafiltration



Introduction

Les déchets solides municipaux (DSM) sont en constante augmentation, à la fois en termes absolus et par habitant. En 2018, la production de DMS s'est élevée à 13 millions de tonnes. Elle constitue la fraction la plus importante des déchets produits, toutes catégories confondues (inertes, industriels, etc.). Conscient des enjeux environnementaux du développement durable, l'état Algérien a adopté, depuis le début des années 2000, plusieurs stratégies visant la préservation de l'environnement, notamment en matière de gestion des déchets solides (Tolba et al., 2020).

La mise en décharge est un moyen courant de traiter les déchets solides municipaux (Xue et al., 2020). Parmi les aspects les plus préoccupants de la gestion des décharges sanitaires, figure la production d'un lixiviat très complexe, qui représente un problème de pollution très grave affectant les sols, les masses d'eau et la santé humaine.

Le lixiviat de décharge est une solution aqueuse de composants organiques et inorganiques produite par l'infiltration de l'eau de pluie dans les couches des dépôts de déchets exposés aux facteurs environnementaux et soumis à des processus de décomposition aérobie et anaérobie par le microbiome local (Deng et al., 2020). La composition des lixiviats est très variable et dépend principalement du type de déchets présents dans la décharge, de l'âge de la décharge, des conditions climatiques et des caractéristiques géochimiques du site de la décharge (Danley-Thomson et al., 2020). Ces eaux polluées sont caractérisées par une forte charge organique et ammoniacale, une alcalinité élevée, la présence de métaux lourds et de composés organiques xénobiotiques (Ruiz-Delgado et al., 2020). Par conséquent, ces percolât de décharge doit être collecté et traité avant leur rejet dans l'environnement ou leur transfert vers des stations d'épuration municipales en raison de leur sa toxicité (Xue et al., 2020 ; Quan et al., 2019).

Afin de pouvoir éliminer ces matières organiques réfractaires qui se trouvent dans les lixiviats de décharges, il est impératif de faire appel à des techniques d'assainissement complémentaires, telles que les technologies membranaires, l'échange d'ions, l'adsorption par charbon actif, la floculation-coagulation, l'oxydation chimique ou les procédés d'oxydation avancés (Reshadi et al., 2020 ; Mahtab et al., 2020). L'osmose inverse (OI) est en outre appliquée dans divers cas pour améliorer la qualité de l'effluent final et permettre la récupération de l'eau (Calabrò et al., 2019 ; Talalaj et al., 2019).

Dans la wilaya de Khenchela, les déchets municipaux solides sont mis en décharge dans un centre d'enfouissement technique classe II, situé au niveau de la commune de Baghai. Opérationnelle depuis 2011, ce centre reçoit des déchets urbains sous une forme mixte (domestiques, industriels et hospitaliers) sans traitement préalable. Cette décharge génère un lixiviat à forte charge polluante, drainé vers des bassins de décantation.

En 2022, le CET de Baghaia a bénéficié d'un projet de mise en service d'une station de traitement des eaux de lixiviation par osmose inverse. Ce système à membranes spécialisées permet de séparer les particules toxiques dans les lixiviats issus du déversement des ordures ménagères, ainsi que l'extraction de 65% d'eau pure (perméat) réutilisable en lavage et en irrigation des arbres non fruitiers et 35% de matière concentrée (concentrât).

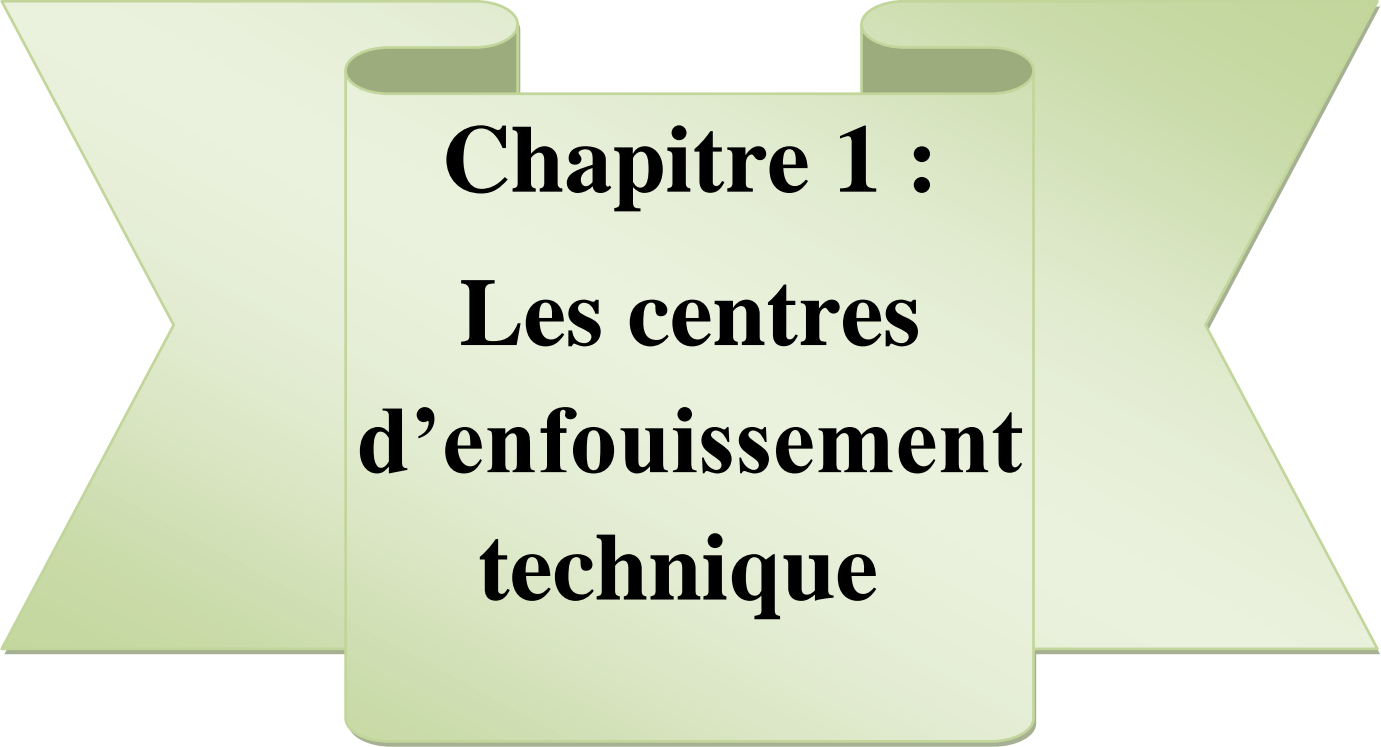
Le présent travail a pour objectif de tester l'efficacité de la station de traitement des lixiviats générés par la décharge de Baghai. Des analyses physico-chimiques sont effectuées sur lixiviat brut (avant traitement) et le perméat (après traitement). Une comparaison entre les deux échantillons d'eau est mise en évidence.

Ce mémoire est composé de trois parties :

La première partie est une synthèse bibliographique qui se compose de trois chapitres : Le premier est destiné à des généralités sur les décharges sanitaires. Le second chapitre met le point sur la problématique des lixiviats et leur impact sur l'environnement. Le troisième chapitre présente les différentes méthodes de traitement des lixiviats.

La deuxième partie est une partie expérimentale qui décrit d'abord la zone d'étude, puis présente et illustre les différents paramètres physico-chimiques (température, pH, conductivité électrique, DBO₅, DCO) analysés pour les deux échantillons d'eau analysés.

La troisième partie de ce mémoire est consacrée aux résultats obtenus des analyses physico-chimiques des paramètres analysés et à leur discussion.



Chapitre 1 :
Les centres
d'enfouissement
technique

1 Définition

Le terme de décharge sanitaire a été utilisé pour la première fois pour désigner la méthode d'élimination employée pour l'enfouissement des déchets de munitions et d'autres matériaux après la seconde guerre mondiale, et le concept d'enfouissement des déchets a été utilisé par plusieurs communautés du Midwest. La décharge sanitaire diffère nettement des décharges à ciel ouvert : les décharges à ciel ouvert sont de simples endroits où l'on dépose des déchets, alors que les décharges sanitaires sont des opérations techniques, conçues et exploitées conformément à des normes acceptables. Le terme "décharge sanitaire" englobe d'autres termes tels que "décharge sécurisée" et "centre d'enfouissement technique" (**Weiner et Ruth, 2003**).

Les Centres d'enfouissement technique sont définis comme un site d'élimination des déchets par dépôt des déchets sur ou dans la terre y compris:

- Les décharges internes (les décharges où un producteur de déchets procède lui-même à l'élimination des déchets sur le lieu de production) ;
- Un site permanent (pour une durée supérieure à un an) utilisé pour stocker temporairement les déchets, à l'exclusion : des installations où les déchets sont déchargés afin de permettre leur préparation à un transport ultérieur en vue d'une valorisation, d'un traitement ou d'une élimination en un endroit différent ;
- Du stockage des déchets avant valorisation ou traitement pour une durée inférieure à trois ans en règle générale ;
- Du stockage avant élimination pour une durée inférieure à une année.

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 (**ADDOU, 2009**).

2 La classification des centres d'enfouissement techniques

Les centres de stockage de déchets sont répartis en trois classes selon la nature des déchets admis et en fonction de leur perméabilité.

2.1 Les centres d'enfouissement technique de Classe I

Ces centres d'enfouissement technique de classe I sont habilités à recevoir les déchets industriels spéciaux en plus à certains déchets urbains et banals.

- Les déchets industriels spéciaux de catégories A qui sont : les résidus de l'incinération; les résidus de la sidérurgie : poussières, boues d'usinage; les résidus de forages; les déchets minéraux de traitement chimique : sels métalliques, sels minéraux, oxydes métallique.
- Les déchets de catégories B qui sont : les résidus de traitement d'effluents industriels et d'eaux industrielles, de déchets ou de sols pollués ; Les résidus de peinture : déchets de peinture solide, de résine de vernis ; Les résidus de recyclage d'accumulateurs et de batteries : par exemple les résidus d'amiante; les réfractaires et autres matériaux minéraux usés et souillés.

2.2 Les centres d'enfouissement technique de Classe II

Ces centres d'enfouissement technique de classe II sont habilités à recevoir les déchets ménagers et assimilés .Ce sont des installations soumises à la loi 2003 relative à la protection de l'environnement dans le cadre du développement durable et son décret d'application 2006 relatif aux établissements classés (**J.O.R.A., 2006**). Les déchets admissibles dans ces décharges sont: les ordures ménagères; les déchets ménagers encombrants; les déblais et gravats; les déchets commerciaux, artisanaux et industriels banals assimilables aux ordures ménagères; les déchets d'origine agricole ne présentant pas de danger pour la santé humaine et l'environnement ; les pneumatiques; les cendres et produits d'épuration refroidis résultant de l'incinération des ordures ménagères; les boues en provenance de l'assainissement urbain.

2.3 Les centres d'enfouissement technique de Classe III

Ce sont les installations de stockage recevant essentiellement des déchets inertes, d'origine domestique comme les déchets issus du bricolage familial qui peuvent également être stockés dans les décharges de classe II et les déblais et gravats qui peuvent également être stockés dans les décharges de classe II. Ils reçoivent aussi les déchets de chantiers et les déchets de carrière. Ces centres d'enfouissement technique doivent obligatoirement être pourvus d'installations de récupération des biogaz à travers le traitement de lixiviats (**ADDOU, 2009**).

3 Le choix du site et sa conception

Les conditions de choix de sites d'implantation sont régies par la réglementation relative aux études d'impact sur l'environnement et les dispositions de la loi relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets et de ses textes d'application²².

Ainsi, la construction d'un centre d'enfouissement technique nécessite une assez grande superficie de l'ordre de 40 ha en moyenne qui doit être clôturée et aménagée avec des pistes

internes. Les principales étapes d'aménagement des centres de stockage nécessitent les opérations et les installations suivantes:

- aménagement du site : création d'alvéoles, détournement des eaux de ruissellement, protection puis recouvrement des alvéoles,
- installation de drainage, collecte et traitement des lixiviats avant rejet : alvéoles en légères pentes, drains...
- système de captage de biogaz et transport pour valorisation ou destruction ;
- normes de rejet et système de suivi des rejets de lixiviats : traitement, coagulation, floculation, précipitation...
- programme de surveillance de la qualité des eaux souterraines.

4 Impacts environnementaux des centres d'enfouissement technique

Les Centres d'enfouissement technique présentent plusieurs impacts sur l'environnement qui peuvent provoquer des incidents s'ils sont mal gérés.

4.1 Les incidences sur le sol

L'implantation du site, et les différents travaux ou aménagements qui l'accompagnent (déboisement, excavation, remplissage d'anciennes carrières) peuvent provoquer : Une modification des biotopes présents (empiètement ou destruction d'habitats ou d'espèces protégées, effets de rupture des systèmes biologiques présents, impact sur les maillons de la chaîne alimentaire). Une modification paysagère, due à la modification du relief du sol (dôme, remplissage des anciennes carrières) et de son couvert végétal (suite aux travaux de réhabilitation). Une modification du relief du sol et/ou la suppression du couvert végétal, suite à l'augmentation du ruissellement des eaux pluviales, peut engendrer une érosion du sol des talus du C.E.T., des terrains environnants ou des berges d'un ruisseau (**Chihaoui, 2017**).

4.2 Les incidences sur les eaux

Suite à l'imperméabilisation de la surface, due au placement du système d'étanchéité et la modification sensible du relief, le bilan hydrique peut être modifié, pouvant provoquer :

- Un accroissement du ruissellement des eaux pluviales, et donc des rejets dans le réseau d'égouttage public, ou dans le réseau hydrographique, ce qui peut modifier le régime hydrique, et engendrer des inondations ;
- Une suppression de l'infiltration des eaux pluviales dans le sous-sol, et donc de l'alimentation des nappes phréatiques (**Chihaoui, 2017**).

4.3 La pollution par le biogaz

Le biogaz est un mélange, composé essentiellement de méthane et de dioxyde de carbone. D'autres produits minoritaires sont également présents ; tels que le sulfure d'hydrogène, les mercaptans (composé organique comportant un groupement thiol sulfhydryle) et des composés organiques volatils. Tous ces composés peuvent causer une pollution atmosphérique car la production de biogaz a une influence importante sur les émissions de gaz à effet de serre (CO₂ et CH₄), et peut modifier la qualité de l'air. Aussi une atteinte à la santé humaine car les fortes odeurs, putrides, irritantes ou irrespirables, générées par les fuites de biogaz (et aussi par leur combustion), avec des pics intolérables associés au vent, à la température, ou à certaines conditions saisonnières, affectent les yeux et voies respiratoires, le cœur, le foie, et le système nerveux central. Certaines sont également accompagnées de cancers, d'affaiblissement du système immunitaire, et des malformations congénitales (Chavan et al., 2019).

4.4 La pollution par lixiviat

Le lixiviat est défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets, en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques. La genèse du lixiviat est donc la conséquence de l'infiltration dans la masse de déchets d'eaux de pluie, d'eaux de ruissellement, mais elle est aussi due, en plus faible partie, à la présence d'humidité dans les déchets, au moment de leur enfouissement. La mauvaise gestion du lixiviat causée par ruptures, perforations accidentelles et attaques chimiques de la géomembrane de protection sous-jacente peut polluer le cours d'eau, la nappe phréatique ainsi que le sol ; de quoi relève la dangerosité en matière de pathologies cancérogènes, de malformations congénitales et de mutations génétiques, pour les personnes qui consomment cette eau contaminée (Wang, 2013).

4.5 La multiplication des prédateurs

La nourriture ainsi que la chaleur de fermentation du sol (35°C à 80°C) au niveau des CET participent à la prolifération d'espèces animales opportunistes, telles que les mouettes, goélands, corbeaux, corneilles, rapaces, rats, lapins, chiens errants, mouches, moustiques et autres insectes. Ils apportent déjections et fientes, pouvant provoquer des risques d'épidémies et d'épizooties dans les villages avoisinants ; ils détruisent les plantations environnantes à tout moment du cycle agricole (plantation, jeunes pousses, récolte). Les colonies d'oiseaux introduisent des risques épidémiologiques graves, pour la santé des enfants et des personnes

fragiles, et les rongeurs de décharge sont porteurs de maladies transmissibles à l'homme (Chihaoui, 2017).



Chapitre 2 :
Le lixiviat

1 Définition

Le lixiviat est le liquide qui se forme lorsque les eaux des précipitations filtrent à travers les déchets placés dans une décharge (**Greene et al., 2016**). Ces eaux récupèrent les composants dissous et en suspension des déchets biodégradables par le biais de plusieurs réactions physiques et chimiques. D'autres facteurs contribuent à la production de lixiviats, l'afflux d'eaux souterraines, le ruissellement des eaux de surface et la décomposition biologique (**Reinhart et Townsend, 1998**). La quantité de lixiviats dépend de la percolation de l'eau de pluie à travers les déchets, des processus biochimiques dans les cellules des déchets, de la teneur en eau inhérente aux déchets et de leur degré de compactage dans la décharge. La production est généralement plus importante lorsque les déchets sont moins compactés, car le compactage réduit le taux de filtration. Les lixiviats sont généralement récoltés dans des bassins de décantation (**Lema et al., 1988**).

2 La genèse des lixiviats

Un lixiviat est généré lorsque la teneur en humidité dépasse la valeur maximale de rétention qui est définie comme la valeur maximale de liquide que peut être retenue par un milieu poreux sans générer de percola (**El-Fadel et al., 2002**). Les processus de biodégradation des déchets dépendent de divers facteurs, notamment des caractéristiques des déchets, de la teneur en eau, de la température, du pH et de la présence d'inhibiteurs (**Rajkumar et Deepak, 2018**). De plus, le compactage des sites d'enfouissement joue un rôle dans la production de lixiviat. Plus le compactage est faible, plus la production de lixiviats est élevée. Le faible compactage des décharges contribue à une production élevée de lixiviats en raison de la réduction du taux de filtration (**Donneys-Victoria, 2018**). D'après **Nur Shuhadah et al., (2021)**, une décharge sanitaire passe par quatre étapes en ce qui concerne la performance du processus biologique interne.

2.1 Phase d'ajustement initial

Au cours de cette phase, les déchets sont initialement placés ou enterrés dans le site de décharge. L'accumulation d'eau ou d'humidité se produit au préalable. Les gaz dominants à cette phase sont l'O₂ (20 % en volume) et le N₂ (80 % en volume). Des changements sont initialement détectés dans les paramètres environnementaux afin de refléter le début des processus de stabilisation à tendance logique.

2.2 Phase de transition

Le lixiviat commence à se former dans cette phase où se produit une transition ou un passage de la stabilisation microbienne aérobie initiale à la stabilisation microbienne anaérobie. En principe, l'aérobic consomme de l'oxygène confiné et de l'eau d'infiltration rapidement avec la respiration du micro-organisme. Les produits finaux, y compris les acides volatils totaux (AVT et CO_2) sont les conséquences des milieux anaérobies. En raison de la présence de solutions d'AVT et de CO_2 , le pH du lixiviat diminue. Le faible pH mobilise les métaux lourds dans le lixiviat des déchets.

2.3 Phase de formation de l'acide

Pendant cette phase, la quantité d'AVT domine avec la poursuite de la fermentation et de l'hydrolyse du lixiviat et des constituants des déchets qui se traduisent par une DBO, une DCO et une concentration d'azote ammoniacal élevées. Les nutriments tels que le phosphore et l'azote sont libérés et utilisés pour la croissance de la biomasse en fonction du taux de conversion des substrats. Une petite quantité d'hydrogène peut également être détectée et elle affectera les produits qui seront formés.

2.4 Phase de formation du méthane

Lorsque la décharge commence à mûrir, la phase méthanogène se produit en développant les micro-organismes méthanogènes dans les déchets. Les nutriments continuent d'être consommés par les micro-organismes et il y a une diminution drastique de l'AVT qui est converti en méthane et en dioxyde de carbone. Les valeurs de DBO et de DCO sont les plus basses. Une valeur de pH élevée, entraîne une complexion, une précipitation et une transition vers la phase solide, et tend à diminuer les métaux lourds dans le lixiviat. La force organique des lixiviats diminue avec l'augmentation de la production de gaz.

2.5 Phase de maturation finale

La plupart des composés biodégradables ont été décomposés, d'où la stabilisation des déchets. Physiquement, l'environnement naturel est rétabli. Comme la DCO et la DBO diminuent en même temps que la TVA, les substances récalcitrantes telles que les substances humides dominent la fraction organique dans le lixiviat.

3 Composition et caractéristiques des lixiviats de décharge

La composition des lixiviats varie d'une région à l'autre en raison de la variabilité de la décomposition des déchets et d'autres facteurs tels que le taux de précipitations, la température ambiante, le taux d'élimination des déchets et la couverture journalière qui contribue aux solides en suspension dans les déchets (Luo et al., 2020). Selon Kjeldsen (2002), les polluants présents dans les lixiviats des décharges de DSM peuvent être répartis en quatre groupes :

- La matière organique dissoute, quantifiée par la demande chimique en oxygène (DCO) ou le carbone organique total (COT), les acides gras volatils (qui s'accumulent pendant la phase acide de la stabilisation des déchets, et les composés plus réfractaires tels que les composés de type fulviques et de type humique.
- Macro-composants inorganiques : calcium (Ca^{2+}), magnésium (Mg^{2+}), sodium (Na^+), potassium (K^+), ammonium (NH_4^+), fer (Fe^{2+}), manganèse (Mn^{2+}), chlorure (Cl^-), sulfate (SO_4^{2-}) et le carbonate d'hydrogène (HCO_3^-).
- Métaux lourds : cadmium (Cd^{2+}), chrome (Cr^{3+}), cuivre (Cu^{2+}), plomb (Pb^{2+}), nickel (Ni^{2+}) et zinc (Zn^{2+}).
- Composés organiques xénobiotiques (COX) provenant de produits chimiques ménagers ou industriels et présents en concentrations relativement faibles (généralement moins de 1 mg/l de composés individuels). Ces composés comprennent, entre autres, une variété d'hydrocarbures aromatiques, de phénols, d'aliphatiques chlorés, de pesticides et de plastifiants.

D'autres composés peuvent être trouvés dans les lixiviats des décharges : par exemple, le borate, le sulfure, l'arséniate, le séléniate, le baryum, le lithium, le mercure et le cobalt. Toutefois, en général, ces composés sont présents en très faibles concentrations et n'ont qu'une importance secondaire. La composition des lixiviats peut également être caractérisée par différents tests toxicologiques, qui fournissent des informations indirectes sur la teneur en polluants susceptibles d'être nocifs pour une classe d'organismes.

4 Types de lixiviats

En fonction de l'âge de la décharge, on distingue les lixiviats jeunes et les lixiviats anciens. Les jeunes lixiviats correspondent à une mise en décharge de moins de 5 ans et les vieux lixiviats correspondent à une mise en décharge de plus de 10 ans. Il peut également exister des lixiviats dits intermédiaires correspondant à un âge de mise en décharge compris

entre 5 et 10 ans. Les caractéristiques des lixiviats à différents âges de la décharge sont indiquées dans le tableau 1. Un autre facteur qui influe sur la composition des lixiviats est le type de déchets présents dans la décharge (dangereux et toxiques) (Gómez, 2019)

Tableau 1: Caractéristiques des lixiviats en fonction de l'âge de la décharge (Tejera, 2019)

Types de lixiviats	Jeunes	Intermédiaires	Vieux
Caractéristiques			
Age de la décharge (années)	0-10	10-20	>20
pH	< 6,5	6.5 à 7.5	> 7,5
DCO ((mgO ₂ /L)	>10,000	4000–10,000	<4000
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	>4000	1000–4000	<400
DBO ₅ /DCO (Biodégradabilité)	> 0,1 Bonne	0,1 - 0,5 Assez faible	< 0,1 Très faible
COT (mg/L)	>2500	1000-2500	<1000
N-NH ₃ (mg/L)	<400	-	>400
Métaux lourds (g.L ⁻¹)	Faible-moyen	Faible	Faible
Composition AGV	(80%)AGV	(5-30%), HA, FA	HA et FA (80%)

DBO₅ : demande biochimique en oxygène ; DCO : demande chimique en oxygène ; COT : carbone organique total ; AGV : acides gras volatils ; AH : acides humiques ; AF : acides fulviques.

5 Impact des lixiviats de décharges sur l'environnement et la santé publique

Il a été constaté que les lixiviats des décharges contaminent le sol, les eaux souterraines et les eaux de surface. On peut également dire qu'ils contaminent l'environnement atmosphérique car ils peuvent polluer l'air avec des odeurs désagréables. La pollution par les lixiviats de décharge peut entraîner la contamination des plantes, des animaux ou des produits alimentaires, ce qui affecte la santé des personnes qui les consomment (Tamunobereton-ari et al., 2012).

5.1 Les lixiviats en tant que source potentielle d'agents pathogènes et implications pour la santé

Des études ont montré que les lixiviats des décharges contiennent un grand nombre de micro-organismes pathogènes et opportunistes (**Michaela et al., 2018; Obire et al., 2002**). Cette pathogénicité peut être liée à l'élimination de matières fécales et d'autres déchets humains sur la décharge, qui est propice à la croissance de divers pathogènes microbiens. Parmi les agents pathogènes associés aux lixiviats des décharges, citons *E. coli*, *Enterobacter*, *Bacillus*, *Salmonella*, *Aspergillus niger*, *Aspergillus flavus*, *Rhizopus*, des espèces de levures, *Serratiamarcescens*, *Klebsiella aerogenes*, *Staphylococcus aureus*, des espèces d'Alcaligènes et des espèces de *Proteus*. Ces agents pathogènes peuvent être à l'origine de nombreuses épidémies telles que la typhoïde, le choléra, la diarrhée, les éruptions cutanées, etc., par le biais d'une contamination de l'eau, des plantes ou des sources alimentaires (**Obire et al., 2002**).

Une étude menée par **Njoku et al., (2019)** montre que l'emplacement des décharges à proximité des bâtiments résidentiels et d'autres zones sensibles telles que les marchés, les rivières et les ruisseaux doit être considéré comme dangereux et comme une menace pour la santé publique qui doit être traitée de manière appropriée. Les produits de consommation tels que les fruits, les légumes, les condiments et autres produits alimentaires vendus à proximité sont exposés à divers agents pathogènes provenant de la décharge, ce qui constitue un risque grave pour la santé des personnes vivant à proximité de la décharge en raison d'une éventuelle contamination croisée des produits alimentaires et des fruits (**Obiekezie, 2019**). Les vendeurs, les acheteurs et toutes les personnes qui consomment ces articles sans les laver ou les cuire correctement courent un risque élevé de contamination, en particulier les personnes âgées, les jeunes enfants et les personnes immunodéficientes qui sont plus vulnérables.

5.2 Incidence des métaux lourds dans les lixiviats des décharges et exposition de la santé humaine

L'élimination sans discernement de certains déchets dangereux tels que les déchets électroniques, les piles, les déchets de construction et de démolition a entraîné une augmentation de la présence de métaux lourds dans les décharges, car bon nombre de ces déchets sont éliminés dans les décharges sans traitement ou gestion adéquats, voire sans traitement ou gestion. Lorsque des lixiviats sont produits à partir de ces décharges, ils finissent par contenir des traces de métaux lourds présents dans la décharge. Les lixiviats peuvent contenir différents métaux en fonction des types de déchets générés et de l'âge de la

décharge. Sur les quatre-vingt-douze éléments naturels, environ 30 métaux et métalloïdes sont potentiellement toxiques pour l'homme : Be, B, Li, Al, Ti, V, Cr, Mn, Co, Ni, Cu, As, Se, Sr, Mo, Pd, Ag, Cd, Sn, Sb, Te, Cs, Ba, W, Pt, Au, Hg, Pb et Bi (**Simone et al., 2012**).

Le plomb (Pb), le cadmium (Cd), le mercure (Hg) et l'arsenic (As) sont connus pour n'avoir aucun effet bénéfique sur l'homme et même à faible concentration d'ingestion, ils sont nocifs pour la santé humaine (**Duruibe et al., 2007**). Les métaux lourds peuvent pénétrer dans l'organisme humain par la consommation de plantes ou d'eau contaminées par des métaux lourds. Par exemple, le cadmium répandu dans l'environnement peut rester dans les sols et les sédiments pendant des décennies, les plantes absorbent progressivement les métaux accumulés le long de la chaîne alimentaire et atteignent finalement l'homme qui se nourrit de ces plantes. **Bernard (2008)** a constaté que le cadmium se trouvait principalement dans les fruits et légumes en raison de son taux élevé de transfert du sol à la plante, comme le citent **Showkat et al. (2019)**. La plantation de légumes et de légumineuses autour des décharges devrait être découragée afin d'éviter le transport de métaux toxiques dans le système humain (**Augustine et al., 2015**). L'absorption par les plantes de métaux présents dans le sol à des concentrations élevées présente un risque important pour la santé de l'homme s'ils sont consommés (**Jordao et al., 2006**). D'autres effets des lixiviats peuvent également se produire par l'ingestion d'autres organismes tels que les poissons et les plantes aquatiques qui vivent dans un environnement contaminé par les lixiviats. La présence de métaux lourds toxiques dans un sol contaminé par des lixiviats indique qu'il y a une contamination appréciable du sol et que si des mesures ne sont pas prises, les polluants finiront par migrer à travers les strates du sol et pourront contaminer les eaux souterraines après un certain temps, ce qui peut créer de graves problèmes car ces métaux ne peuvent pas être dégradés (**Hong et al., 2002**). Les métaux lourds, dont la toxicité pour la santé humaine a été prouvée, sont considérés comme une menace majeure, associée à plusieurs risques et maladies pour la santé, tels que la réduction de la croissance et du développement, les lésions du système nerveux, les lésions organiques et l'augmentation des taux de cancer lorsqu'ils sont consommés (**Khan et al., 2008**).

5.3 Contamination du sol par les lixiviats

La migration ou l'écoulement des lixiviats dans le sol a contribué à faire de ce dernier un puits de contamination. La contamination par des métaux lourds tels que le plomb, le cuivre, le zinc, le fer, le manganèse, le chrome et le cadmium peut entraîner de graves

problèmes car ces métaux lourds ne peuvent pas être biodégradés (**Hong et al., 2002**). Les métaux lourds affectent indirectement les activités enzymatiques du sol en déplaçant la communauté microbienne qui synthétise les enzymes. Les métaux lourds affectent les micro-organismes du sol en modifiant leur diversité microbienne, la taille de la population et l'activité globale des communautés microbiennes du sol (**Singh et Kalamdhad, 2011**).

Lin et al. (2009) ont révélé que les lixiviats des décharges sont capables de dégrader la qualité et la sécurité des sols, de contaminer le système alimentaire et de poser des risques sanitaires à long terme. Les migrations de lixiviats contaminés par des métaux lourds vers les terres agricoles peuvent affecter la qualité et la productivité des sols des cultures, car ils sont capables de détériorer le sol et de le rendre impropre à l'agriculture (**Olowookere et al., 2018**). Une forte concentration de Pb dans les sols peut diminuer la productivité du sol et même à une très faible concentration, il peut inhiber certains processus vitaux des plantes comme la photosynthèse, la mitose et l'absorption d'eau avec des symptômes toxiques de feuilles vertes foncées (**Singh et Kalamdhad, 2011**). Les autres effets de la contamination du sol par les lixiviats peuvent être les suivants ;

- Modification de la composition du sol
- Modification du paysage et gêne visuelle
- Effet sur les plantes et les cultures ; croissance et développement anormaux dus aux composés toxiques
- Affectation de l'économie locale ; généralement peu attrayante pour les touristes ou les investisseurs.

5.4 Contamination des eaux souterraines et de surface

Plusieurs rapports ont fait état de la contamination des eaux souterraines par les lixiviats provenant des décharges de déchets solides (**Agu et al., 2014 ; Akinbile et Yusoff, 2011**). La pollution des eaux souterraines par les lixiviats des décharges peut provenir de différents types de polluants, notamment des métaux lourds, des espèces azotées, des hydrocarbures chlorés, des phénols, des cyanures et des bactéries, entre autres (**Yusuf, 2007**). Les déchets électroniques jetés dans les décharges contribuent à la pollution des eaux souterraines ; ils libèrent des toxines qui s'infiltrent dans les eaux souterraines. Les déchets électroniques sont des sources de métaux lourds, dont la présence dans les masses d'eau peut affecter les animaux terrestres et marins. Cela affecte à son tour la santé de l'homme, en

particulier celle des personnes qui boivent l'eau de la source. Les eaux de surface ou souterraines contaminées par des métaux lourds peuvent avoir des effets dévastateurs sur l'équilibre écologique de l'environnement aquatique, et la diversité des organismes aquatiques est limitée en fonction de l'étendue de la contamination.

L'accumulation de métaux lourds par un organisme aquatique peut être transférée par les classes supérieures de la chaîne alimentaire. Les carnivores, qui se trouvent au sommet de la chaîne alimentaire, y compris l'homme, tirent la majeure partie de leur charge en métaux lourds de l'écosystème aquatique par le biais de leur nourriture.

Les facteurs qui influencent le potentiel de pollution des lixiviats sont : la concentration et le flux des lixiviats, la qualité de base, le volume et la sensibilité des masses d'eau réceptrices. L'évaluation de la qualité des eaux souterraines et l'élaboration de stratégies visant à protéger les aquifères de la contamination sont nécessaires pour planifier et concevoir correctement les ressources en eau (Agu et al., 2014).

5.5 Formation du panache de lixiviats

Le mouvement des lixiviats de la décharge vers la zone des eaux souterraines est rendu possible par la gravité. Les lixiviats se déplacent vers le fond et les côtés de la décharge, traversant le sol sous-jacent jusqu'à ce qu'ils atteignent la zone des eaux souterraines ou l'aquifère. Le mouvement des lixiviats vers la surface de la décharge entraîne leur mélange avec l'eau souterraine contenue dans le sol, qui se déplace le long de la trajectoire d'écoulement des eaux souterraines sous la forme d'un panache d'eau souterraine contaminée. Les contaminants des lixiviats pénètrent d'abord dans la zone non saturée et sont ensuite transportés jusqu'à la nappe phréatique dans la zone saturée (Ayoola et al., 2021).

5.6 Contamination de l'air par les lixiviats

L'air sert de mode de transmission pour la dispersion des bactéries, des champignons, des virus et peut causer une variété de maladies chez les humains et les animaux. En raison de la concentration de micro-organismes et de différents types d'éléments toxiques générés par les décharges, les lixiviats dégagent des odeurs nauséabondes sur le site et dans les environs, polluant ainsi l'air. Les rejets atmosphériques provenant des sites peuvent avoir des effets néfastes importants sur la santé humaine. (Obiekezie et al. (2019) ont isolé 15 organismes dans l'environnement atmosphérique d'une décharge, ce qui indique un risque potentiel pour la santé des personnes qui vivent ou vendent dans les environs du site. Les personnes vivant à proximité des décharges, les travailleurs du secteur des déchets et les éboueurs sont susceptibles d'être exposés en permanence à divers contaminants présents dans les décharges.

L'inhalation prolongée des contaminants peut provoquer l'anosmie. L'anosmie est un état de santé humaine dans lequel les personnes perdent leur sens de l'odorat en raison d'une exposition constante à des odeurs nauséabondes produites par différents composés tels que les composés sulfuriques et le sulfure d'hydrogène diffusés dans l'atmosphère par les décharges **(Tamunobereton-ari et al., 2012)**. L'odeur nauséabonde qui se dégage de ces décharges est généralement désagréable et insalubre à respirer. Elle peut entraîner d'autres problèmes de santé comme l'asthme, des douleurs abdominales, des éternuements, des irritations cutanées, etc.



**Chapitre 3 :
Traitement des
lixiviats**

1 Les procédés de traitement de lixiviats

Les lixiviats produits par les décharges de déchets municipaux nécessitent un traitement efficace avant d'être rejetés dans le milieu naturel. Les différents traitements des lixiviats comportent l'élimination de la matière organique et de l'azote ammoniacal, ainsi que d'autres composants toxiques, afin de respecter les normes de rejet des lixiviats dans les plans d'eau récepteurs. Les combinaisons de méthodes classiques et modernes pour la suppression des polluants dans les lixiviats des décharges sont de plus en plus explorées, car un seul type de traitement n'est pas suffisant pour remédier à ce problème très complexe d'effluents variables. Les technologies de traitement des lixiviats peuvent être biologiques, physico-chimiques ou encore membranaires (**Wiszniowski et al., 2006 ; Renou et al., 2008**).

1.1 Traitements biologiques

En raison de sa fiabilité, de sa simplicité et de sa grande rentabilité, le traitement biologique (croissance en suspension/attachée) est couramment utilisé pour l'élimination de la majeure partie des lixiviats contenant des concentrations élevées de DBO. La biodégradation est effectuée par des micro-organismes qui peuvent dégrader les composés organiques en dioxyde de carbone et en boues dans des conditions aérobies et en biogaz (un mélange comprenant principalement du CO₂ et du CH₄) dans des conditions anaérobies (**Lema et al., 1988**). Les processus biologiques se sont révélés très efficaces pour éliminer les matières organiques et azotées des lixiviats immatures lorsque le rapport DBO/DCO a une valeur élevée (>0,5). Avec le temps, la présence importante de composés réfractaires (principalement des acides humiques et fulviques) tend à limiter l'efficacité du procédé (**Renou et al., 2008**).

1.1.1 Traitements aérobies

Un traitement aérobie doit permettre une réduction partielle des polluants organiques biodégradables et doit également permettre la nitrification de l'azote ammoniacal. Les procédés biologiques aérobies basés sur la biomasse en suspension, tels que les lagunes aérées, les procédés conventionnels à boues activées et les réacteurs discontinus séquentiels (SBR), ont été largement étudiés et adoptés (**Kennedy et Lentz, 2000 ; Bae et al., 1999 ; Lin et Chang, 2000**). Les systèmes à croissance fixée ont récemment suscité un grand intérêt : le réacteur à biofilm à lit mobile (MBBR) et les biofiltres. La combinaison de la technologie de séparation par membrane et des bioréacteurs aérobies, plus communément appelés bioréacteurs à membrane, a également conduit à un nouvel intérêt pour le traitement des lixiviats.

1.1.1.1 Procédés de biomasse en suspension

Les systèmes de biomasse en suspension sont caractérisés par le déplacement libre des cellules microbiennes dans la masse liquide (**Li et Zhao, 2001**)

a. Lagunage

Les bassins de lagunage aérés sont généralement considérés comme une méthode efficace et peu coûteuse d'élimination des agents pathogènes et des matières organiques et inorganiques. Leurs faibles coûts d'exploitation et de maintenance en ont fait un choix populaire pour le traitement des eaux usées, en particulier dans les pays en développement, car il n'est pas nécessaire d'avoir des compétences spécialisées pour faire fonctionner le système (**Maynard et al., 1999**). **Maehlum (1995)** a utilisé des lagunes anaérobies-aérobies sur site et des zones humides construites pour le traitement biologique des lixiviats de décharge. L'élimination globale de l'azote, du phosphore et du fer obtenue dans ce système était supérieure à 70 % pour les lixiviats dilués. **Orupold et al., (2000)** ont étudié la faisabilité du lagunage pour traiter les composés phénoliques ainsi que les matières organiques. Une réduction de 55 à 64 % de la DCO et de 80 à 88 % du phénol a été obtenue. Cependant, comme des exigences plus strictes sont imposées, le lagunage peut ne pas être une option de traitement complètement satisfaisante pour les lixiviats en dépit de ses coûts inférieurs (**Zaloum et Abbott, 1997**). En particulier, les auteurs ont affirmé que la dépendance de la température du lagunage est une limitation importante car elle affecte principalement l'activité microbienne.

b. Procédés à boues activées

Ces procédés sont souvent utilisés pour le traitement des eaux usées domestiques ou pour le Co-traitement des lixiviats et des eaux usées. Néanmoins, au cours des dernières décennies, cette technique s'est avérée inefficace pour le traitement des lixiviats de décharges (**Lin et al., 2000**). Même si les méthodes se sont montrées performantes pour l'élimination du carbone organique, des nutriments et de la teneur en ammoniac, de nombreux inconvénients tendent à focaliser l'attention sur d'autres technologies :

- Une décantation inadéquate des boues et la nécessité de périodes d'aération plus prolongées (**Loukidou et Zouboulis, 2001**).
- une demande d'énergie importante et une production trop élevée de boues (**Hoilijoki et al., 2000**).
- une inhibition microbienne causée par une grande concentration d'azote ammoniacal (**Lema et al., 1988**).

c. Réacteur discontinu séquentiel

Ce système est idéalement adapté aux processus de nitrification-dénitrification car il assure un mode de fonctionnement compatible avec l'oxydation du carbone organique et la nitrification simultanée (**Diamadopoulos et al., 1997**). Les caractéristiques du processus, ont donné lieu à une large application pour le traitement des lixiviats de décharge (**Lin et Chang, 2000**). De nombreux auteurs ont enregistré des éliminations de DCO allant jusqu'à 75 % et de 99 % de $\text{NH}_4\text{-N}$ lors du traitement aérobie de lixiviats domestiques dans un réacteur discontinu séquentiel avec un temps de séjour de 20 à 40 jours. La plus grande flexibilité de ce est particulièrement importante pour le traitement des lixiviats de décharge, dont la qualité et la quantité sont très variables (**Kennedy et Lentz, 2000**).

1.1.1.2 Systèmes de biomasse à croissance attachée

Face aux inconvénients que présentent les systèmes aérobies conventionnels à cause de gonflement des boues ou de séparabilité inadéquate (**Dollerer et Wilderer, 1996**) quelques procédés aérobies innovants, appelés systèmes de biomasse à croissance fixée, ont été récemment développés. Ces systèmes utilisant un biofilm possèdent l'avantage de ne pas perdre de biomasse active. En outre, la nitrification est moins affectée par les basses températures (**Knox, 1985**) que dans les systèmes à croissance en suspension, et par l'inhibition due à une teneur élevée en azote.

a. Filtres à tambour

Cette méthode a été étudiée pour réduire biologiquement l'azote présent dans les lixiviats de décharges urbaines. Les biofiltres représentent une alternative intéressante pour la nitrification en raison du faible coût des matériaux filtrants. Ils ont montré des performances typiques. En effet, une nitrification supérieure à 90 % du lixiviat a été obtenue dans des filtres aérobies en briques pilées en laboratoire et sur site avec des taux de charge entre 100 et 130 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}\text{ jour}^{-1}$ à 25 °C et 50 $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}\text{ jour}^{-1}$ même à des températures aussi basses que 5-10 °C, respectivement (**Jokela et al., 2002**).

b. Réacteur à biofilm à lit mobile

Dénoté également réacteur à biofilm à support en suspension ou réacteur à lit fluidisé, ce procédé est basé sur l'utilisation de supports polymères poreux en suspension, maintient en mouvement continu dans le bassin d'aération, tandis que la biomasse active se développe sous la forme d'un biofilm à la surface de ces supports. Les principaux avantages de cette méthode par rapport aux procédés conventionnels de croissance en suspension semblent être: des concentrations de biomasse plus élevées, pas de longues périodes de

décantation des boues, une sensibilité plus faible aux composés toxiques (**Loukidou et Zouboulis, 2001**) et une élimination à la fois organique et élevée de l'ammoniac en un seul procédé. En plus, l'utilisation de charbon actif granulaire (CAG) comme matériau poreux offre une surface appropriée pour adsorber la matière organique et des conditions optimales pour une meilleure biodégradation (**Horan et al., 1997**). Près de 70 % des matières organiques réfractaires ont été éliminées en combinant le traitement biologique et le processus d'adsorption (**Imai, 1998**).

1.1.2 Traitements anaérobies

Le traitement des lixiviats par digestion anaérobie est le procédé le plus ancien utilisé dans le traitement des eaux usées, (il est utilisé depuis la fin du 19^{ème} siècle) (**Schônborn, 1986**). La digestion anaérobie permet de finaliser le processus débuté dans la décharge, ce qui le rend plus efficace pour traiter les effluents organiques à haute charge, comme les flux de lixiviats issus des jeunes décharges (**Pokhrel et Viraraghavan, 2004**). Le processus consiste en une décomposition biologique de matières organiques et inorganiques en l'absence d'oxygène moléculaire. Le résultat de la conversion est la production d'une variété de produits finaux, dont le méthanol (CH_4) et le dioxyde de carbone (CO_2) (**Henry et al., 1987**). Par opposition aux méthodes aérobies, la digestion anaérobie préserve l'énergie et génère très peu de solides, mais se caractérise par de faibles taux de réaction. En outre, il est envisageable d'utiliser le CH_4 ainsi produit pour réchauffer le digesteur, qui fonctionne habituellement à 35°C, et, dans des conditions favorables, à des fins externes (**Berrueta et Castrillon, 1992**).

Différents réacteurs peuvent être utilisés, tels que les filtres anaérobies (**Henry et al., 1987**), les réacteurs anaérobies séquentiels discontinus ou les couvertures de boues anaérobies à flux ascendant (**Im et al., 2001**).

Selon **Edeline (1987)**, les principaux inconvénients du système lors du traitement des lixiviats de décharge sont:

- Les métaux lourds peuvent gêner la digestion
- La toxicité de l'ammoniac
- Sensibilité aux changements de pH et de température
- Haut niveau d'ammoniac restant dans les effluents

1.1.2.1 Filtre anaérobie

C'est un dispositif à haut débit qui réunit les avantages des autres dispositifs anaérobies et qui en réduit les désavantages. Dans un filtre anaérobie à flux ascendant la biomasse est

retenue sous forme de bio films sur des supports tels que des anneaux en plastique (**Orupold, 2000**). **Henry et al., (1987)** ont démontré qu'un filtre anaérobie était capable de réduire la DCO de 90 %, à des taux de charge variant de 1,26 à 1,45 kg m⁻³ d-1 de DCO, et ce pour différents âges de la décharge. La production totale de biogaz a varié entre 400 et 500 L.gaz/kg DCO détruite et la teneur en méthane entre 75 et 85%.

1.1.2.2 Filtre à lit hybride

Ce filtre se compose d'un tapis de boues à flux ascendant au fond et d'un filtre anaérobie au sommet. Ce dispositif agit comme un séparateur gaz-solide et améliore la rétention des solides sans provoquer de canalisation ou de court-circuit (**Nedwell et Reynolds, 1996**). L'amélioration des performances d'un tel procédé résulte de la maximisation de la concentration de biomasse dans le réacteur. **Nedwell et Reynolds (1996)** ont rapporté des efficacités d'élimination de la DCO à l'état stable de 81-97% dans le cadre d'une digestion méthanogène, en fonction du taux de charge organique. **Imai et al., (1993)** ont constaté que le procédé biologique de lit fluidisé au charbon actif était beaucoup plus efficace pour traiter les lixiviats de décharges anciennes que les procédés conventionnels tels que les boues activées et l'adsorption et les procédés à film fixe.

1.2 Traitements physico-chimiques

Les méthodes physico-chimiques sont employées avec les méthodes biologiques dans le but d'améliorer la performance du traitement ou de le rendre possible lorsque le processus d'oxydation biologique est perturbé par la présence de matériaux bio-réfractaires. Les processus physiques et chimiques comprennent la réduction des solides en suspension, des particules colloïdales, des matières flottantes, de la couleur et des composés toxiques par flottation, coagulation/floculation, adsorption, oxydation chimique et décapage à l'air(**Renou et al., 2008**).

1.2.1 Flottation

La flottation a été amplement pratiquée depuis plusieurs années. Elle s'est focalisée sur la réduction des colloïdes, des ions, des macromolécules, des micro-organismes et des fibres (**Rubio et al., 2002**). Néanmoins, à ce jour, très peu d'études ont été menées sur l'application de la flottation pour le traitement des lixiviats de décharge. Une étude récente de **Zouboulis et al., (2003)** a été menée sur les applications de la flottation en colonne, en tant qu'étape de post-traitement pour l'élimination des acides humiques résiduels (composés non

biodégradables) des lixiviats de décharges simulés. Dans des conditions optimisées, une élimination de près de 60 % des acides humiques a été obtenue.

1.2.2 Coagulation-Floculation

La coagulation et la floculation sont des méthodes qui conviennent au traitement des lixiviats de décharges anciennes et stabilisées (Silva et al., 2004). Elles sont souvent appliquées comme prétraitement (Tatsi et al., 2003 ; Zamora et al., 2000) avant une étape biologique ou d'osmose inverse. Les coagulants fréquemment utilisés sont : le sulfate d'aluminium, le sulfate ferreux, le chlorure ferrique et le chloro-sulfate ferrique (Amokrane et al., 1997). Pour la réduction des acides humiques, Zouboulis et al., 2004 a étudié un bio floculant, en comparaison avec les coagulants inorganiques traditionnels. Cette méthode s'est montré une alternative efficace puisque le dosage de 20 mg L⁻¹ de bio floculant était suffisant pour garantir une réduction de plus de 85 % de l'acide humique.

La synthèse des travaux récents révèle clairement que les sels de fer sont plus efficaces que les sels d'aluminium, entraînant des réductions suffisantes de la demande chimique en oxygène (DCO) (jusqu'à 50 %), tandis que les valeurs correspondantes en cas d'ajout d'aluminium ou de chaux sont modérées (entre 10 et 40 %). Néanmoins, la combinaison de coagulants (Loizidou et al., 1992) ou l'ajout de floculant avec des coagulants peut améliorer la vitesse de décantation des floes et donc la performance du procédé (réduction de la DCO jusqu'à 50 %). Toutefois, ce traitement présente certains inconvénients : un volume de boue important est produit et une augmentation de la concentration d'aluminium ou de fer dans la phase liquide peut être observée (Silva et al., 2004).

1.2.3 Précipitation chimique

La précipitation chimique est une méthode qui a montré une grande efficacité dans le traitement des lixiviats de décharge, malgré sa simplicité et le faible coût des équipements utilisés. Elle a pour but l'élimination des composés organiques biologiquement récalcitrants, l'azote ammoniacal et les métaux lourds du lixiviat (Ozturk et al., 2003 ; Çeçen et al., 2000). Lors d'une précipitation chimique, les ions dissous dans la solution sont modifiés en composés insolubles par des réactions chimiques. De la même façon, les métaux existant dans la solution précipitent sous forme d'hydroxydes. La struvite (phosphate de magnésium et d'ammonium (PMA)) ou la chaux sont largement utilisées comme précipitant en fonction de la nature de la cible (NH₃-N ou métaux lourds). Cependant, la précipitation chimique présente quelques inconvénients: une concentration importante de précipitant, la sensibilité du

processus au pH, la production de boues et le besoin d'une élimination complémentaire des boues (Kurniawan et al., 2006).

1.2.4 L'adsorption

Le processus d'adsorption est utilisé comme une étape du processus chimique-physique-biologique intégré pour le traitement des lixiviats de décharge (Garcia et al., 1996), ou en combinaison avec un processus biologique[28]. L'adsorbant le plus souvent utilisé est le charbon actif granulaire ou en poudre (PAC). L'adsorption sur charbon actif permet d'éliminer 50 à 70 % de la DCO et de l'azote ammoniacal. Par conséquent, l'adsorption sur charbon actif a pour but :

- (i) d'assurer le niveau de polissage final en éliminant les métaux lourds toxiques ou les substances organiques, c'est-à-dire les AOX, le PCB
- (ii) de soutenir les micro-organismes.

D'autres matériaux, testés comme adsorbants, ont donné des performances de traitement proches de celles obtenues avec le charbon actif. Il s'agit de la zéolite, de la vermiculite, de l'illite, de la kéolinite, de l'alumine activée et des cendres résiduelles des incinérateurs de déchets municipaux (Amokrane et al., 1997).

1.2.5 Oxydation chimique

L'oxydation chimique est essentielle pour le traitement des eaux usées chargées de substances organiques solubles, non biodégradables et/ou toxiques (Marco et al., 1997). Pour le traitement des lixiviats de décharge, les oxydants les plus fréquemment employés sont le chlore, l'ozone, le permanganate de potassium et le chlorhydrate de calcium. Ces oxydants ont abouti à une réduction de la DCO de l'ordre de 20 à 50 % (Amokrane et al., 1997).

La majorité des techniques sont basées sur la réaction directe de l'oxydant (O_3 -sélectif) avec les polluants ou par l'intermédiaire des radicaux hydroxyles (OH) générés. Les procédés d'oxydation avancés (POA) ont été proposés ces dernières années comme une alternative efficace pour la minéralisation des matières organiques récalcitrantes dans les lixiviats de décharge. L'objectif principal des procédés d'oxydation avancés est d'améliorer l'efficacité de l'oxydation chimique en augmentant la production de radicaux hydroxyles (Huang et al., 1993). La plupart d'entre eux, à l'exception de la simple ozonation (O_3), utilisent une combinaison d'oxydants puissants, par exemple O_3 et H_2O_2 , d'irradiation, par exemple ultraviolets (UV), ultra-sons (US) ou faisceau d'électrons (EB) et de catalyseurs, par exemple des ions de métaux de transition ou des photocatalyseurs (Wang et al., 2003).

1.3 Procédés membranaires

La microfiltration, l'ultrafiltration, la nanofiltration et l'osmose inverse sont les principaux nouveaux procédés membranaires appliqués au traitement des lixiviats de décharge.

1.3.1 Microfiltration (MF)

La microfiltration est un procédé membranaire à flux croisé et à basse pression qui consiste à séparer les particules colloïdales et en suspension d'une taille variant entre 0,05 et 10 microns (c.-à-d. les matières grasses). La MF a été appliquée comme prétraitement pour un autre procédé membranaire (UF, NF ou RO) ou en combinaison avec des traitements chimiques. Mais elle ne peut pas être utilisée seule. Seul **Piatkiewicz et al., (2001)**, dans une étude polonaise, a rapporté l'utilisation de la MF comme étape de pré filtration. Aucun taux de rétention significatif (réduction de la DCO entre 25 et 35 %) n'a été atteint.

1.3.2 Ultrafiltration (UF)

L'UF est efficace pour éliminer les macromolécules et les particules, mais elle dépend fortement du type de matériau constituant la membrane. L'UF peut être utilisée comme un outil pour fractionner matière organique et ainsi évaluer la masse moléculaire prépondérante des polluants organiques dans un lixiviat donné. En outre, les tests avec les perméats membranaires peuvent fournir des informations sur la récalcitrance et la toxicité des fractions perméables. À l'exception de **Tabet et al., (2002)**, l'UF a été éliminée en tant que moyen principal de traitement des lixiviats de décharges en raison de l'absence d'un système de contrôle de la qualité. Ces auteurs ont utilisé des membranes proches de la nanofiltration, le lixiviat avait une faible teneur en matière organique et les normes locales relatives à l'eau étaient respectées.

Plus récemment, l'UF a été appliquée au post-traitement biologique des lixiviats de décharge (**Bohdziewicz, 2001**). Plusieurs procédés hybrides tels que boues activées-ultrafiltration-oxydation chimique et boues activées-ultrafiltration-osmose inverse ont été testés. Les mêmes auteurs ont démontré que 50 % de la matière organique pouvait être séparée par la seule étape de l'UF. Enfin, les membranes d'UF ont été utilisées avec succès dans des installations de bioréacteurs à membrane à grande échelle (**Van Dijk et Roncken, 1997**). Ce procédé a permis d'atteindre des niveaux de traitement élevés pour les lixiviats de décharge.

1.3.3 Nanofiltration (NF)

En raison de ses propriétés uniques entre les membranes d'ultrafiltration (UF) et d'osmose inverse (RO), la NF a trouvé sa place dans l'élimination des composés organiques récalcitrants et des métaux lourds contenus dans les lixiviats de décharge (**Ozturk et al., 2003**). Ce procédé permet d'éliminer les particules d'un poids moléculaire supérieur à 300 Da ainsi que les substances inorganiques grâce aux interactions électrostatiques entre les ions et les membranes. La nanofiltration utilise généralement des membranes en polymère moléculaire dont le seuil de coupure se situe entre 200 et 2000 Da (**Pronost et Matejka, 2000**). Elle a été utilisée en combinaison avec des méthodes physiques et les résultats obtenus se sont avérés satisfaisants. En effet, le taux d'élimination de la DCO obtenu est de l'ordre de 70-80% (**Wiszniewski et al., 2006**). Cependant, le succès de la technologie membranaire nécessite un bon contrôle du colmatage. En effet, lors du traitement des lixiviats, les composés présents dans la matrice tels que les matières organiques et inorganiques dissoutes et les particules en suspension peuvent colmater la membrane.

1.3.4 Osmose inverse

L'osmose inverse est l'une des méthodes les plus utilisées depuis plusieurs années. Il s'agit d'un processus sous pression par lequel une membrane semi-perméable rejette les constituants dissous présents dans l'eau d'alimentation. Le lixiviat traité, appelé perméat, contient une très faible concentration de solides dissous (**Geise et al., 2010**). L'osmose inverse (OI) est aujourd'hui la plus utilisée dans de nombreux pays d'Europe occidentale (France, Allemagne, Italie, etc.), d'Amérique du Nord (États-Unis, Canada) et d'Asie (Chine, Corée) (**Renou et al., 2008**). Elle a été considérée comme l'un des moyens les plus efficaces et les plus économiques pour traiter le lixiviat et les eaux usées en réduisant son volume de 70 à 85% (**Peters, 1998 ; Chianese et al., 1999**). Le traitement des lixiviats de décharge par OI a commencé dans les années 1980 avec des modules tubulaires, des spirales et des modules à tubes en forme de disque (**Renou et al., 2008**). Aujourd'hui, l'enroulement en spirale est la configuration la plus développée (**Geise et al., 2010**) mais les membranes à enroulement en spirale présentent plusieurs inconvénients en raison de leur mécanisme de séparation et de leur conception. La réduction du volume des lixiviats de décharge peut atteindre 95 % lorsque l'on combine des membranes d'OI et de nanofiltration (NF) dans des conditions spécifiques (**Peters, 1998**).

En revanche, le flux de concentré doit être traité. Plusieurs possibilités sont proposées. Il peut être : renvoyé à la décharge par réinjection contrôlée (**Talalaj et Biedka, 2015 ;**

Calabro et al., 2010), combiné à une cristallisation contrôlée pour un traitement ultérieur [9], évaporé et séché suivi du dépôt des résidus secs dans une décharge spéciale, transféré vers une usine d'incinération spécialisée, solidifié/stabilisé et éliminé des déchets secs sur la décharge elle-même (**Peters, 1998**), ou coagulé (**Hunce et al., 2012**). Le perméat des lixiviats de décharge ne comprend en principe que de très faibles concentrations de contaminants inorganiques et organiques et peut être rejetée dans l'environnement (**Peters, 1998**) ou être réutilisée.



**Partie
pratique**

1 Etat des lieux de la décharge sanitaire de Baghai

1.1 Présentation et description de la zone d'étude

Le centre d'enfouissement technique (CET) de la commune de Baghai (Khenchela) est le premier équipement du genre dans cette wilaya (**Fig.1**). Il est entré en service en décembre 2010 en même temps que la fermeture de cinq décharges sauvages à Baghaï, El-Hamma, N'sigha et El-Mehmel. Il est situé à 8 km du chef-lieu de wilaya. Ce CET offre à ces clients les six communes : Khenchela, El Hamma, Mahmel, Baghai, Mtoussa et N'sigha un service de traitement des déchets dans les normes environnementales et en plein respect avec la loi 01-19 du 12-12-2001 relative à la gestion au contrôle et à l'élimination des déchets (**Fig.2**). Cette décharge contrôlée est réglementée par le décret exécutif n°07-144 du 19 mai 2007 fixant la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement, Elle est soumise à l'autorisation du wali sous la rubrique (ICPE : 2719-c) de la nomenclature. L'année 2015 est marquée par l'ouverture des mini CET : kais, Ain Touila, Ouled Rechache, Babar, Chechare, Tamza, Bouhmama, Yabous (**Fig.3**).



Figure 1: Photographie représentant da décharge sanitaire de Baghai (Khenchela).

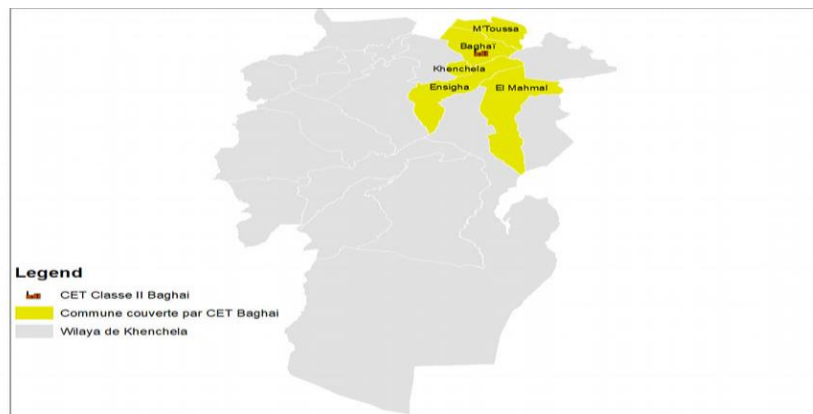


Figure 2: Différentes communes de la wilaya de khenchela couvertes par le CET de Baghai

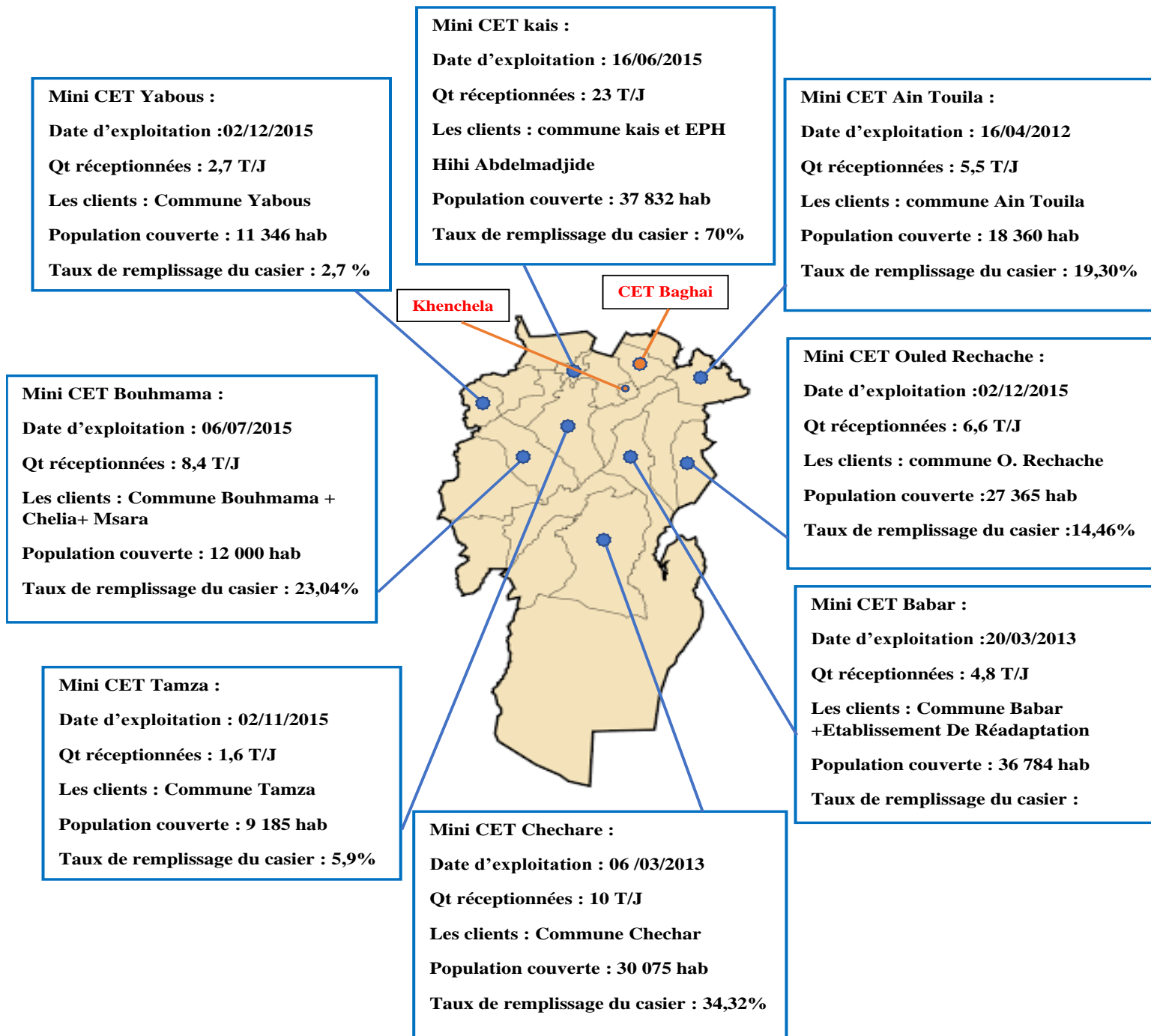


Figure 3: Fiche technique des mini CET de Khenchela (Bourmada et Saci, 2020)

Le CET de Baghai occupe une superficie de 20 hectares dont environ 9 hectares sont actuellement utilisés (**Fig.4**). L'établissement est équipé d'un bloc administratif, d'un bâtiment d'accueil, d'un parking, d'atelier d'entretien, d'un garage mécanique, d'une déchetterie hospitalière et une autre déchetterie ménagère, d'un pont bascule, d'un hangar de tri, de deux casiers, de trois bassins de traitement des lixiviats, des équipements d'exploitation (engins) et une station d'incinération des déchets d'activité de soin à risque infectieux (DASRI). Cette installation utilise des équipements et des techniques modernes de traitement des déchets ménagers, à travers plusieurs étapes dont le pesage, le compactage et l'enfouissement.



Figure 4: Carte signalétique du CET Classe II de Baghai

1.2 Origines et quantités de déchets réceptionnés par le CET

Selon les données recueillis auprès de l'établissement Public de Wilaya de Gestion des Centres d'Enfouissement-Khenchela (EPWG CET) de Baghai, Appelé « NADHIF Khenchela » le CET de Baghai permet de traiter entre 120 et 140 tonnes d'ordures ménagères. Il réceptionne chaque jour plus de 130 tonnes des déchets ménagers et assimilées des six communes : Khenchela, El Hamma, El Mahmel, Baghai, M'toussa et N'sigha, pour une population de 222870 habitants (**Fig.5**).

Durant l'année 2022, c'est la commune de Khenchela qui a enregistré la plus grande quantité d'ordures par rapport aux autres communes, suivi par la commune de El Mahmel puis la commune de Baghai (**Fig.6**). Ces déchets proviennent des ménages, des cités universitaires, des casernes, des usines et des établissements hospitaliers.

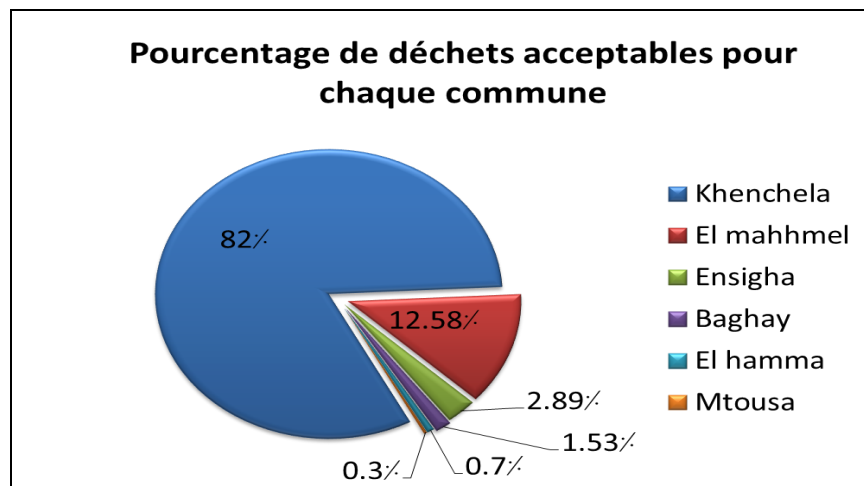


Figure 5: Pourcentage de déchets acceptables pour chaque commune de la wilaya de Khenchela.

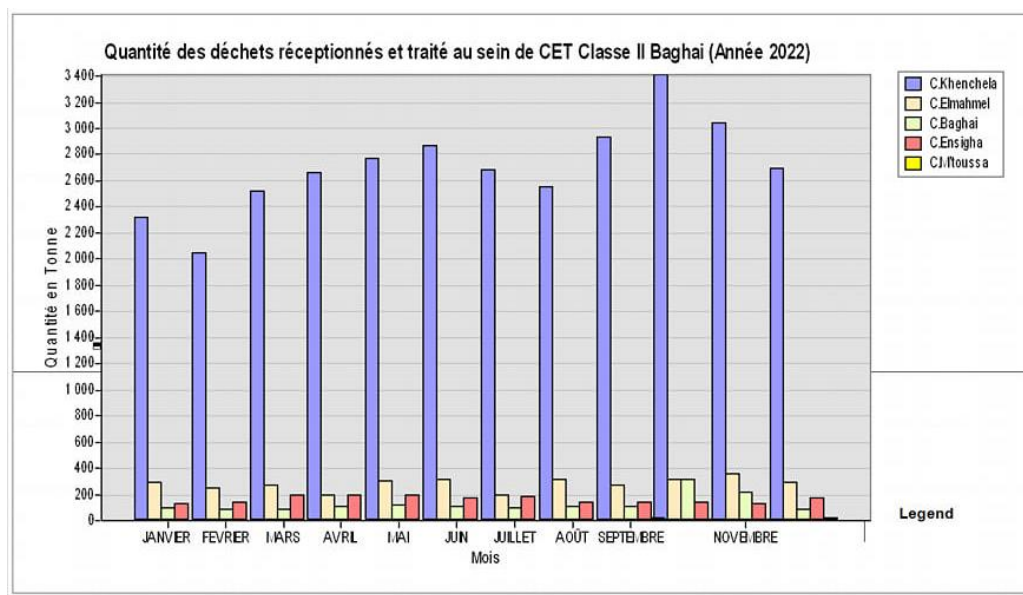


Figure 6: Quantité de déchets ménagers et assimilés réceptionnés par le CET en 2022.

1.3 Processus de l'exploitation du CET

Le processus d'exploitation du centre d'enfouissement technique de Baghai des déchets ménagers et assimilés est illustré dans la figure ci-dessous.

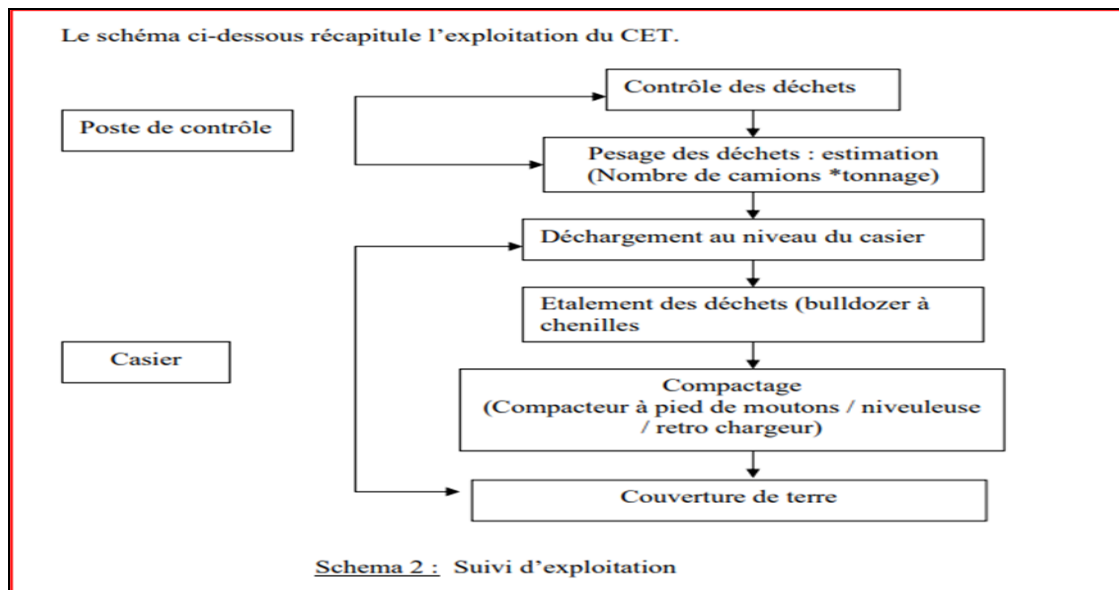


Figure 7: Processus de l'exploitation du CET (Martin, 2006).

1.3.1 Réception des déchets

Pour être admis dans l'installation de stockage les déchets doivent satisfaire un contrôle de qualité et un autre de quantité.

* Le contrôle de la qualité vise vérifier les déchets autorisés. La qualité des déchets est suivie par un agent au niveau du casier d'enfouissement, à partir d'une liste qui détermine les déchets conventionnés ; le décret exécutif n°06-104 détermine les types des déchets et leur caractérisation. Il s'agit des DMA, les déchets de service de nettoyage, les déchets des écoles, les déchets des bâtiments publics, les déchets des services d'administration et les déchets encombrants. Cependant, les déchets interdits pour l'enfouissement sont les déchets de soins, les déchets inertes (gravats), les cadavres d'animaux, les carcasses des véhicules, les déchets contaminés, les déchets industriels dangereux et les déchets liquides.

* Le contrôle de la quantité consiste en la connaissance de l'origine et du poids des ordures ménagères réceptionnée par le centre d'enfouissement. Cette opération est effectuée par un agent responsable du contrôle. A l'aide d'un pont bascule relié à un système informatisé (**Fig.8**). Cet agent détermine tout d'abord le poids des camions chargés d'ordures au niveau de l'entrée de la décharge, puis le poids des camions vides à la sortie pour obtenir le poids net des déchets reçus. Enfin, il effectue l'enregistrement et la délivrance d'un accusé de réception écrit pour chaque livraison admise sur le site (**Fig. 9**).



Figure 8: Pesage des déchets sur le pont bascule relié à un système informatisé.

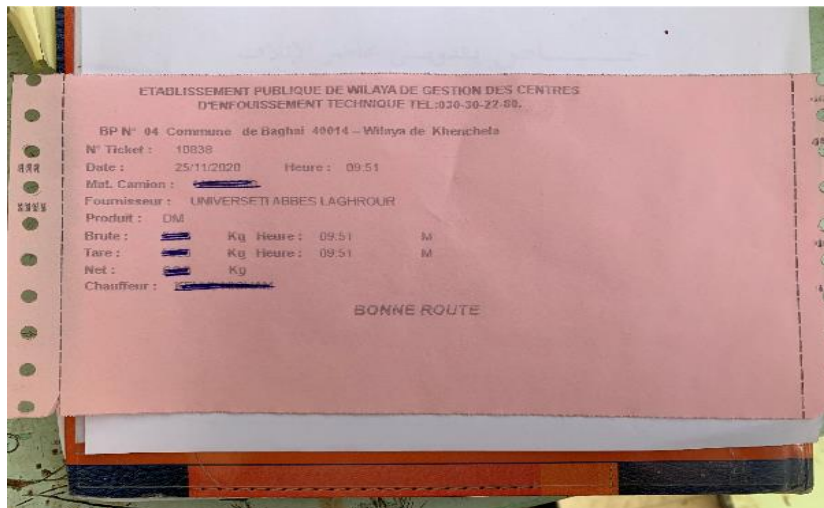


Figure 9: Accusé de réception après le contrôle de quantité des déchets.

1.3.2 Tri des DMA réceptionnés

Une fois les déchets pesés au niveau du poste de contrôle, ils sont transportés vers un hangar pour une opération de tri. Les déchets recyclables comme les cartons, les métaux, ainsi que les matières plastiques sont triés, compressés et mis en balles pour être distribués aux installations de recyclage (**Fig. 10**).



Figure 10: Mis en balles des déchets recyclables après l'opération de tri.

1.3.3 Mise en place des déchets autorisés dans les casiers

Une fois les déchets pesés sur le pont bascule au niveau du poste de contrôle, il sont transportés vers des casiers, puis déversés sur une aire de tri compacté. Après un tri d'environ 10 minutes par les agents de tri, les déchets sont poussés à l'aide du chargeur sur chenille jusqu'au secteur de mise en place. Ils sont étalés en couches fines et pré-compactés par plusieurs passages successifs du véhicule (**Fig.11**). Les déchets déversés sont assemblés dans des alvéoles de 20x20 mètres à l'aide des bulldozers. L'exploitation de casier s'effectue en deux phases selon six alvéoles disposés en deux étages.



Figure 11: Déchets déversés, pré-compactés dans des alvéoles(EPWG).

1.3.4 Compactage des déchets

Le compactage est une opération très importante dans l'exploitation, il fait partie du contrôle de la densité des déchets. Son but est d'économiser le volume des déchets stockés et de favoriser leur fermentation. Il permet également de minimiser les odeurs, les risques d'incendie et la prolifération d'organismes nuisibles.

1.3.5 Mise en place des matériaux pour la couverture des déchets

Après l'opération du compactage, et à l'aide d'un chargeur pneumatique, la surface supérieure de l'alvéole est recouverte avec une couche de 20 cm de tuf (**Fig. 12**). Ce matériau approprié et disponible permet d'éviter l'envol des déchets, la dispersion des poussières, les mauvaises odeurs, la prolifération des animaux errants.



Figure 12: Déchets compactés dans des alvéoles(EPWG).

1.3.6 Etat des casiers du CET depuis son ouverture en 2011

Un casier est une fosse étanche contenant les alvéoles destinées à recevoir les déchets ménagers. Le premier étage (5m de hauteur) a été rempli en mois de juin 2011. Ce premier étage occupe un volume de 60000 m³; avec une quantité de 10 000 tonnes de déchets. Il est rempli et recouvert avec une couche de tuf d'une épaisseur de 20 cm.

A partir du mois de janvier 2012 jusqu'au mois de décembre 2012, la cinquième alvéole du deuxième étage a été exploitée avec une quantité des déchets de 31 991,17 tonnes.

En 2013 la 5^{ème} alvéole du premier casier a été remplie, suivie de l'exploitation en surface du casier avec 35 672.38 tonnes de déchets réceptionnés.

La 6^{ème} alvéole du casier est n'a pas été exploité pendant la mauvaise saison, à cause des difficultés de passage des véhicules dans le casier.

En 2014, le remplissage de la 6ème alvéole a été achevé pour continuer l'exploitation en surface avec 36 888.4 tonnes de déchets.

En 2015, l'exploitation en surface a été poursuivie avec une hauteur 2.5 mètres et avec une quantité de 40 449.16 tonnes d'ordures.

En 2023, sur la tranchée de comblement n°01 - Baghai - le procédé de recouvrement des poussières (**Fig.13**) a été réalisé sur 95% de la surface totale de la tranchée estimée à plus de 2 hectares avec plus de 370 000 tonnes de déchets ménagers reçus pour six municipalités voisines, depuis la première tranchée de récupération qui est entrée en service depuis 2011(**Fig.14**). Les opérations de recouvrement s'inscrivent dans le cadre d'un dispositif visant à éviter la propagation des sacs ainsi que des odeurs, à prévenir le départ de feu, à créer des conditions idéales pour la décomposition des matières organiques et à poursuivre la réception et le traitement quotidien des ordures ménagères au niveau de la tranchée.



Figure 13: Opération de recouvrement de la tranchée n°01.



Figure 14: Recouvrement réalisé sur 95% du casier n°01.

1.3.7 Elimination des animaux et insectes nuisibles

Dans le cadre de la préservation de la santé public, la commission d'hygiène et de sécurité de l'EPWG-CET de Khenchela a établi un programme qui s'effectue quotidiennement en employant différents pesticides. En 2015 l'EPWG-CET a acquis des techniques et des matériaux homologués par l'organisation mondiale de la santé (OMS), utilisé pour lutter contre certains animaux et insectes qui peuvent nuire à la santé de l'homme.

1.3.7.1 THERMO NEBULISATEUR K-30 et K-10

Ils sont utilisés pour la lutte contre les moustiques et autres insectes nuisibles. Ils représentent la solution parfaite pour traiter des larges surfaces et espaces de déchets ménagers avec une quantité minimum de solution à base de pesticides tout en ayant le moins de travail possible et en étant le moins nocif pour l'environnement (moins de retombées résiduelles, aucune pénétration dans le sol).

1.3.7.2 NOFAR-2

C'est un rodenticide anticoagulant qui sert à éliminer tous types de rongeurs (rats, souris...).

1.3.7.3 DELTAMETHRIN TERMINATOR 25 PW-EC

C'est une nouvelle formulation d'insecticides pour la lutte contre la leishmaniose et le paludisme. Elle est utilisée pour lutter contre les insectes volants et rampants néfastes pour la santé publique (teigne, charançons, fourmis, cafards, etc..). DELTAMETHRIN est moyennement toxique et ne présente aucun effet secondaire sur l'homme et les animaux lorsqu'il est utilisé selon les recommandations.

1.3.8 Gestion des déchets hospitaliers

Les différents déchets d'activité de soin à risque infectieux collectés auprès des installations sanitaires de la wilaya de Khenchela sont réceptionnés dans le centre de traitement des déchets hospitaliers qui se trouve au niveau du CET de Baghai. Ces DASRI sont brûlés dans un incinérateur dans une température de 350° C (**Fig. 15**). Une fois l'incinération terminée, les déchets sont laissés jusqu'à refroidissement puis transportés avec les DMA pour leur enfouissement dans le CET (**Fig. 16**).



Figure 15: Opération d'incinération des DASRI au niveau du CET de Baghai.



Figure 16: Cendres récupérés de l'incinération des DASRI au niveau du CET de Baghai.

1.3.9 Gestion du lixiviat

Le casier est équipé d'un système de drainage des percolas gravitaire constitué de :

- Caniveaux drainant munis de tuyaux en PEHD enrobés d'un éperon drainant en gravier. Ces caniveaux sont implantés au fond du casier de manière à assurer un drainage uniforme sur l'ensemble du fond du casier.
- Tapis en gravier sur la surface du fond du casier d'une épaisseur de 30cm.
- Un géo-drain sur les talus du casier pour drainer le lixiviat

Le réseau de drains permet de récupérer les lixiviats produits par la décharge. Ce réseau de drainage des lixiviats débouche sur la station de lagunage en contrebas du CET. Trois bassins reçoivent des lixiviats chargés (**Fig.17**). Ces bassins étanchés et constitués d'une géomembrane résistent aux attaques des substances présentes dans les lixiviats. La mise en place des lixiviats dans les bassins permet de diminuer la charge de pollution (traitement par décantation).



Figure 17: Drainage de lixiviat vers les bassins de décantation.

1.3.10 Traitement du lixiviat

En 2022, et dans le cadre du programme sectoriel du Ministère de l'Environnement, le CET classe II de Baghai a bénéficié d'un projet de mise en service d'une station de traitement des lixiviats issus des DMA. Ces eaux de percolation sont pompées depuis le bassin d'homogénéisation vers la station de traitement (**Fig.18**). Cette station se charge des opérations de traitement des eaux polluées par osmose inverse pour séparer les particules toxiques dans les lixiviats issus du déversement des ordures ménagères, ainsi que l'extraction de 65% d'eau pure réutilisable en lavage et en irrigation des arbres non fruitiers et 35% de matière concentrée (**Fig.19**). Cette station demeure un grand plus pour l'organisation, car elle contribuera efficacement au cycle de traitement des ordures ménagères et à la préservation de l'environnement.

Comme prétraitement des lixiviats, un filtre à sable est prévu pour l'abattement de matières en suspension. Le fonctionnement des filtres à sable est entièrement automatique. Le rétrolavage des filtres à sable est opéré avec l'eau de la cuve d'homogénéisation. Après le rétrolavage, un lavage direct est réalisé afin d'envoyer le premier flux vers la lagune des

lixiviats. Lorsqu'un filtre à sable est en mode lavage, l'autre peut être en mode de fonctionnement normale. Des filtres à cartouches sont installés après les filtres à sable afin de réduire les particules en suspension dans le but de protéger les membranes. Dans le cas où les filtres sont bouchés un arrêt automatique contrôlé par la pression se produit. Pour un fonctionnement automatique il est nécessaire de contrôler occasionnellement l'état des filtres à cartouche (EPWG).

L'osmose inverse est une méthode de filtration tangentielle utilisant des membranes denses laissant passer le solvant (l'eau dans la majeure partie des cas) en arrêtant les sels ou les composés dissout dans ce dernier. Cette technique présente un seuil de coupure en poids moléculaire très bas. Elle retient tous les sels dissous, les molécules inorganiques et les molécules organiques dont la taille est comprise entre 0,01 et 1 nm. La technique consiste à filtrer l'eau par son passage à travers une membrane semi perméable, d'un milieu concentré vers un milieu dilué par l'action d'une pression (exercée côté solution concentrée) supérieure à la pression osmotique du système. Les pressions appliquées sont élevées (de 10 à 80 bars selon les applications) (Choo et Lee, 1996).



Figure 18: Bassin d'homogénéisation du lixiviat et pompe vers le centre de traitement.



Figure 19: Station de traitement du lixiviat par osmose inverse au niveau du CET de Baghai.

2 Echantillonnage

Afin d'évaluer l'efficacité de la station d'épuration par osmose inverse et le potentiel de réutilisation des lixiviats traités, des échantillons de lixiviats bruts (non traités) et de perméat (traités) ont été prélevés respectivement dans le système de collecte des lixiviats et à la sortie de la station d'épuration (**Fig.20**), sur une base journalière pendant une période d'un mois.

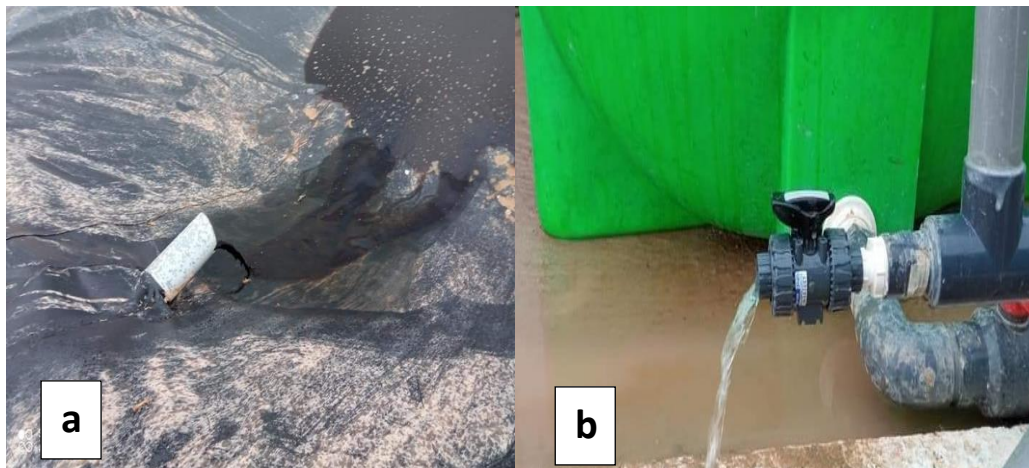



Figure 20: (a) : Lixiviats bruts (non traités) dans le système de collecte des lixiviats
(b) : perméats (traités) à la sortie de la station d'épuration.

3 Analyses physico-chimiques

Certains paramètres physico chimiques : température, pH, conductivité électrique, demande chimique en oxygène (DCO), demande biologique en oxygène (DBO), ammonium, ont été analysés par les services du CET de Baghai classe II.



**Résultats
et discussion**

1 Echantillonnage

La couleur et l'odeur des échantillons prélevés à partir du CET de Baghai constituent le premier indicateur de pollution. L'échantillon de lixiviat brut (non traité) présentait un aspect trouble avec une couleur brun foncé et une odeur nauséabonde indiquant l'influence des déchets sur la qualité des eaux. L'odeur est très probablement due à la présence d'acides organiques provenant de la décomposition de la matière organique hautement concentrée dans les déchets. La couleur foncée est associée à la présence de matières en suspension ainsi que la forte concentration des substances organiques des ions de sulfure qui ont un pouvoir colorant élevé (**Hamidi et al., 2007**). Le perméat (lixiviat traité) présentait un aspect d'eau claire sans impuretés visibles. L'aspect visuel des deux échantillons d'eau provenant de la décharge sanitaire de Baghai avant et après leur traitement par osmose inverse à la station de la dite décharge est illustré par la **figure 21**.



Figure 21: Echantillon de lixiviat brut et de perméat

2 Analyses de quelques paramètres physico-chimiques

Les résultats des analyses physico-chimiques des lixiviats étudiés sont délivrés par les services du CET. Ils sont présentés dans le **tableau 2**. L'évaluation des performances du traitement par osmose inverse des lixiviats de déchets ménagers frais a été basée sur le calcul des abattements (rendements épuratoires) de certains paramètres tels que le pH, la température, la DCO, la DBO5, la conductivité électrique et l'ammonium. Ces paramètres sont des indicateurs de l'efficacité du traitement.

Tableau 2: Résultats des analyses physicochimiques deux échantillons de lixiviats

Paramètres	Avant traitement	Après traitement	Unités	Méthodes	Normes (OMS)
pH	9,55	5,05	–	NA 751	6,5-8,5
Température	12,60	14,50	°C	NA 751	<30°C
CE	85000	929,5	µS/cm	Conductimètre	-
DCO	10000	00	mg/l	ISO 6060	<90 mg/l
DBO5	4800	9	mg/l	ISO 5815	<30 mg/l
Chlorures	3200	5,20	mg/l	LCK 2009	-
Ammonium	303	0,6	mg/l	LCK Hach	<0.5 mg/l

2.1 Mesure du pH

Le pH est un paramètre très important qui représente le degré d'ionisation du milieu étudié. Il nous donne une indication sur le niveau de pollution de l'eau. La variation du pH dépend de plusieurs facteurs tels que le mode d'exploitation de la décharge, les conditions climatiques et essentiellement la nature des déchets et l'âge de la décharge (**Dessachy, 1994**).

Le pH varie en fonction de l'âge des décharges (**Kulikowska et Klimiuk, 2008**). En général, le pH d'un lixiviat stabilisé est plus élevé que celui d'un lixiviat jeune (**Poznyak et al., 2003**). Le pH d'un jeune lixiviat est inférieur à 6,5, tandis que celui d'un ancien lixiviat de décharge est supérieur à 7,5 (**Abbas et al., 2005**). Les lixiviats stabilisés présentent un pH relativement constant avec peu de variations et il peut se situer entre 7,5 et 9.

Le pH des échantillons de lixiviat brut collectés au mois de mars dans la décharge de Baghai, était basique avec une moyenne de 9.55 (**Fig.22**), Cette valeur pourrait être liée à la faible concentration de composés organiques volatiles. En effet, lors de la fermentation acide, première phase de la décomposition anaérobie des déchets, les percolats jeunes sont riches en composés organiques volatiles. Au cours de cette phase, les valeurs de pH enregistrées sont généralement inférieures à 4 (**Tchobanoglous et al., 1993**). Au fur et à mesure du vieillissement de la décharge, le lixiviat s'appauvrit en composés organiques volatiles. Ceci va alors entraîner une montée du pH à 7 ou plus (**Kjeldsen et Christophersen, 2001**). Le pH après le traitement devient acide avoisinant à la concentration de 5.05.

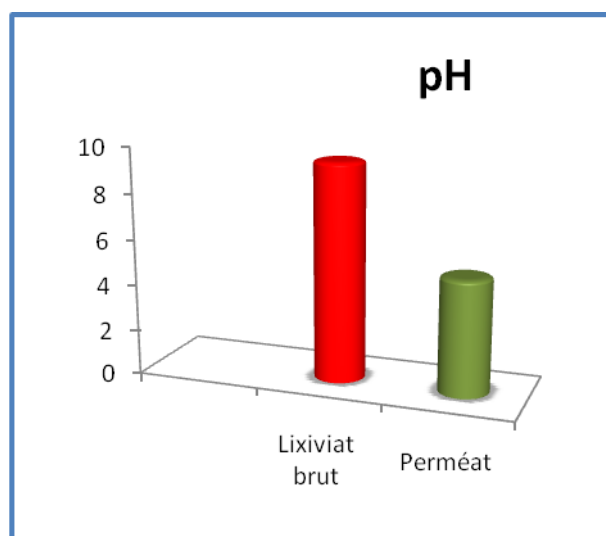


Figure 22: Valeurs du potentiel d'hydrogène des échantillons avant et après traitement par osmose inverse

2.2 Mesure de la température

L'échantillon de lixiviat brut présente une température de 12.60 °C, le prélèvement étant fait en surface, à la température ambiante du milieu environnant. Cette valeur de température est inférieure à la valeur maximale de rejet en milieu naturel « 30°C ». Elle est tout à fait caractéristique du mois au cours duquel les échantillons ont été prélevés. Les températures enregistrées sont favorables au maintien des groupes de micro-organismes mésophiles, qui se développent à une température comprise entre 20 et 40°C (El Bada et al., 2010), notamment dans les lixiviats bruts. La température du perméat a légèrement augmenté avoisinant les 14,5 °C (Fig. 23).

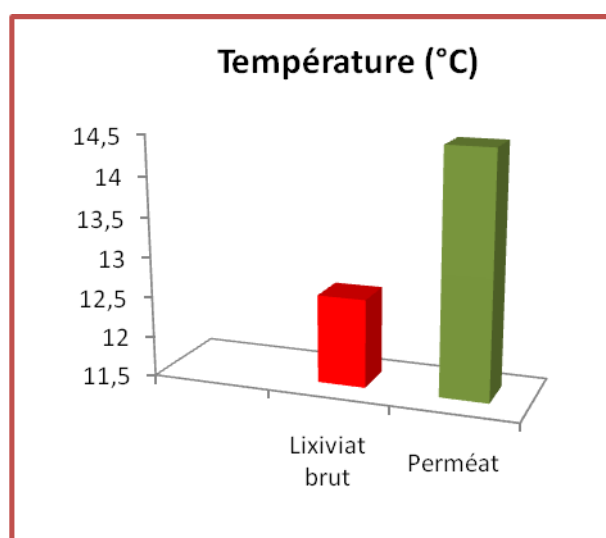


Figure 23: Valeurs de la température des échantillons avant et après traitement

2.3 Mesure de la Conductimétrie (CE)

La conductivité électrique est une expression numérique de la capacité d'une solution à conduire le courant électrique. La conductivité électrique standard s'exprime généralement en millisiemens ou microsiemens par centimètre à 20 °C. La plupart des matières dissoutes dans l'eau se trouvent sous forme d'ions chargés électriquement. La mesure de la conductivité permet d'apprécier la quantité de sels dissous dans l'eau, elle augmente avec la concentration des ions en solutions et la température (Dib, 2009). La conductivité électrique dépend des charges de matière organique endogène et exogène, génératrice de sels après décomposition et minéralisation et également avec le phénomène d'évaporation qui concentre ces sels dans l'eau, elle varie aussi suivant le substrat géologique traversé (Belghiti, 2013).

Durant cette investigation, la moyenne de la conductivité électrique enregistrée au niveau du lixiviat avant traitement est de l'ordre de 85000 μ S/cm (Fig.24), cette valeur dépasse la norme algérienne qui est fixée par 2800 μ S/cm et qui considère le lixiviat du CET Baghai comme très minéralisée. Cependant, on constate que la teneur en sels dissous a considérablement diminué après le traitement du lixiviat par osmose inverse avec une valeur de 929.5 μ S/cm ce qui correspond à 98% de réduction.

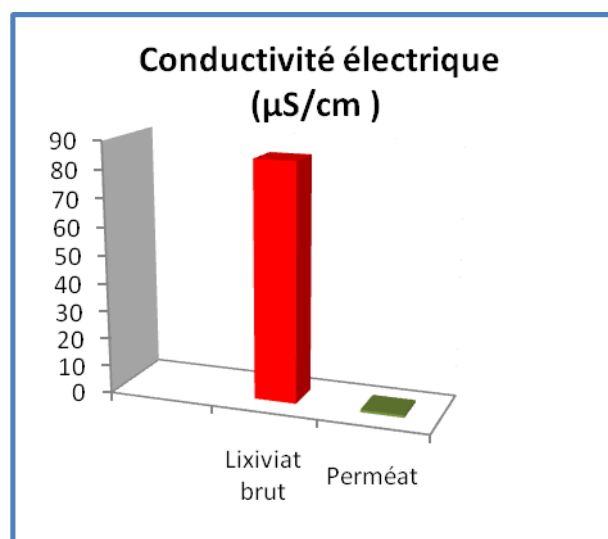


Figure 24: Conductivité électrique enregistrée au niveau des échantillons analysés

2.4 Détermination de la charge en matière organique (DBO₅ et DCO)

La demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO) sont deux méthodes qui permettent d'évaluer la quantité en matière organique présente dans l'eau. Ces méthodes se basent sur la différence entre la teneur en oxygène dissous initiale et la teneur en oxygène dissous finale après l'oxydation de la matière organique présente dans l'échantillon.

2.4.1 DBO₅ (Demande Biochimique en Oxygène)

C'est la quantité d'oxygène utilisée par les microorganismes pour minéraliser en 5 jours la matière organique présente dans 1 litre d'eau polluée. C'est un indicateur de la pollution organique des eaux (Rodier et al., 2009). La valeur élevée de DBO₅ montre qu'il y a une corrélation entre l'augmentation de la température et la diminution de la DBO₅ (Khatabiet al., 2002). En effet, on note un réchauffement des eaux des lixiviats permettant ainsi une intensification de l'activité des bactéries. Celles-ci seront à la base de la dégradation de la matière organique présente dans le percolât.

Dans cette étude, la valeur obtenue de la DBO₅ est de l'ordre de 4800 mg/L (Fig.25). Cette valeur est largement supérieure aux normes nationales, qui sont de 35 mg O₂/L dans les eaux de rejet. Les perméats produits après traitements par osmose inverse sont nettement inférieurs à la norme à savoir 9 mg/L et les rendements de traitement de DBO₅ dépassent 99%.

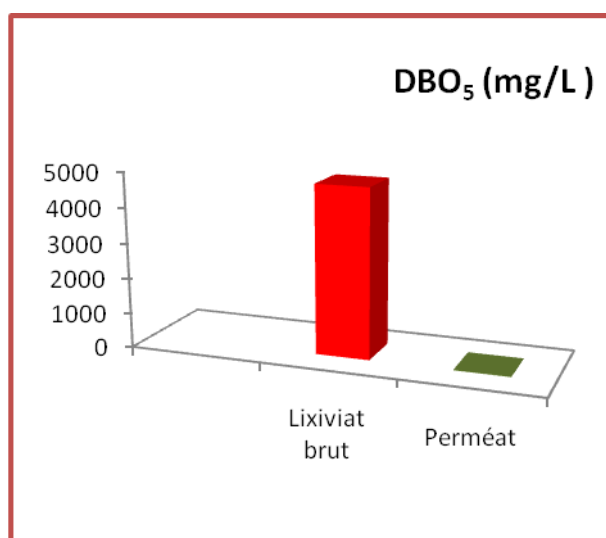


Figure 25: Valeurs de la DBO₅ au niveau des échantillons d'eau analysés

2.4.2 DCO (Demande Chimique en Oxygène)

Elle correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour la dégradation de la matière organique biodégradable ou non par voie chimique, effectué à l'aide d'un oxydant puissant. Elle peut être réalisée plus rapidement que la DBO (oxydation forcée) et donne une image de la matière organique présente. Le résultat s'exprime en mg/l d'O₂. (**Makhoukhet al., 2011**).

Les analyses de notre échantillon brut montrent une charge organique très élevée exprimée par des teneurs en DCO de l'ordre de 10000 mg/l **Tableau 2**, Cette valeur dépasse largement les normes nationales fixées à 120mg/l. Elle est comparable à celles rapportées sur la décharge de Tiaret en Algérie (**Mokhtariaet al., 2007**). Ce résultat pourrait être lié à l'âge, la nature et la quantité des déchets ainsi que les différents facteurs climatiques tels que la pluviométrie, l'humidité de l'air et la température qui agissent sur la vitesse de décomposition des déchets (**Wrefordet al., 2000**). D'après **Kjeldsenet et al. (2002)**, il s'avère que les déchets enterrés dans les régions arides se décomposent moins lentement par rapport aux déchets enfouis dans un sol qui reçoit beaucoup de précipitations. Comme le montre (**Fig.26**), l'osmose inverse présente des rendements d'abattement de l'ordre de 100 %.

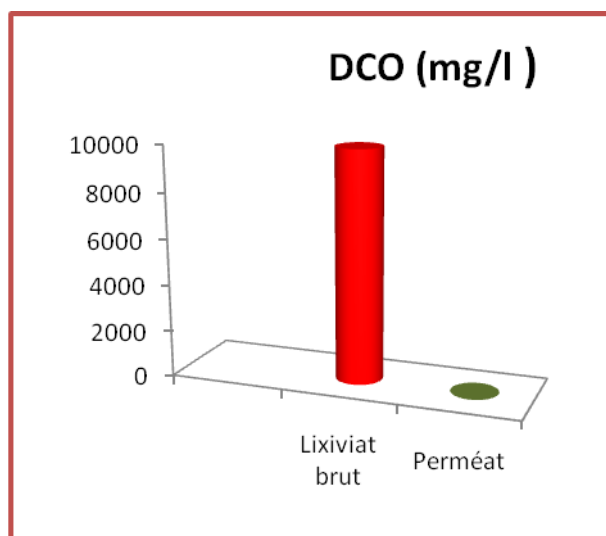


Figure 26: Teneurs de DCO enregistrées dans les échantillons étudiés

2.5 Ammonium (NH_4^+)

L'ammonium (NH_4^+) est la forme ionisée de l'azote ammoniacale. Il est relativement fréquent dans les eaux et traduit habituellement un processus de dégradation incomplète de la matière organique (décomposition des déchets végétaux et animaux). Les lixiviats de décharge contiennent de nombreux polluants, dont l'azote ammoniacal ($\text{NH}_3\text{-N}$), qui est particulièrement préoccupant en raison de sa forte concentration dans les lixiviats. Une forte concentration d'azote ammoniacal dans la décharge contribue à créer des conditions toxiques dans les lixiviats. Par conséquent, elle entrave le processus de nitrification des micro-organismes et le traitement biologique unique, ce qui entraîne une faible élimination de l'ammoniac (**Campos et al., 2013**). Au fur et à mesure que les lixiviats de décharge vieillissent, la concentration d'ammoniac augmente, tandis que la fraction biodégradable diminue en raison du processus de stabilisation (**Abood et al., 2013**). Une concentration élevée d'ammoniac entraîne non seulement des problèmes de santé et d'environnement, mais affecte également l'efficacité du traitement des lixiviats. Par conséquent, avant le processus de traitement en aval, un prétraitement visant à éliminer l'ammoniac est nécessaire pour éviter la contamination des eaux souterraines et de surface environnantes.

Dans cette investigation (**Fig.27**), les valeurs d'ammonium enregistrées avoisinent 303 mg/L, ce qui indique une forte pollution par des rejets d'origine humaine ou industrielle (industries chimiques, engrais azotés, industries textiles...). Après le traitement, le perméat présente des teneurs en ammonium très faibles de l'ordre de 0.9 mg/L. L'osmose inverse présente des rendements d'abattement de l'ordre de 99.99 %.

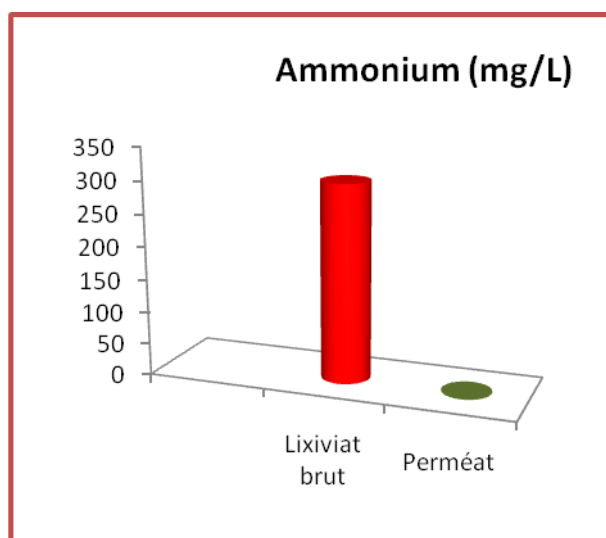


Figure 27: Concentrations de l'ammonium dans les échantillons analysés

2.6 Chlorures

Les lixiviats bruts issus de décharge de Baghai sont fortement chargé en chlorures (3200 mg/L) (**Fig.28**). En effet, les déchets renferment des teneurs importants en chlorures et la dégradation de ces déchets produit des percolât très chargé en cet élément chimique (**Ozanne, 1990**). L'ion chlorure est un élément très mobile qui migre facilement vers les nappes sous-jacentes, il n'est pas affecté par les phénomènes d'adsorption ou d'échanges d'ions, il n'intervient pas dans les équilibres acido-basiques ou d'oxydoréduction et il n'est pas retenu par les complexes argilo humiques du sol. C'est pourquoi, il est fréquemment utilisé comme traceur conservatif qui permet de mettre en évidence l'impact des lixiviats sur la qualité physico- chimique des nappes phréatiques (**Appelo et Potsma, 1993; Khattabi et al., 2002**). Le traitement par osmose inverse du lixiviats brut présente des rendements d'abattement de l'ordre de 99 %.

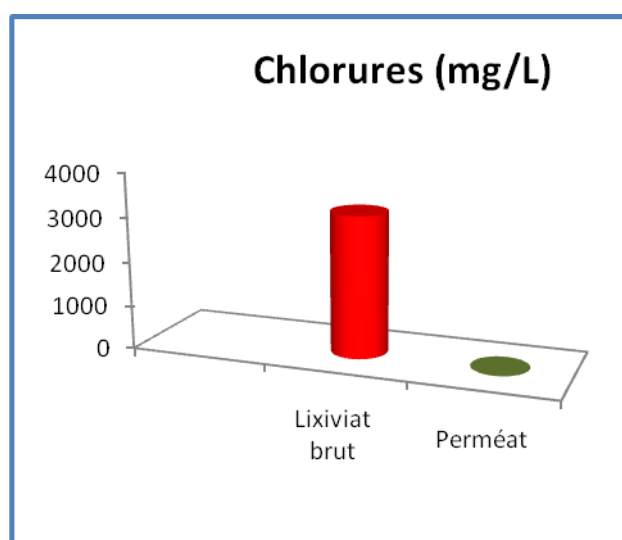


Figure 28: Concentrations de chlorures dans les échantillons avant et après traitement

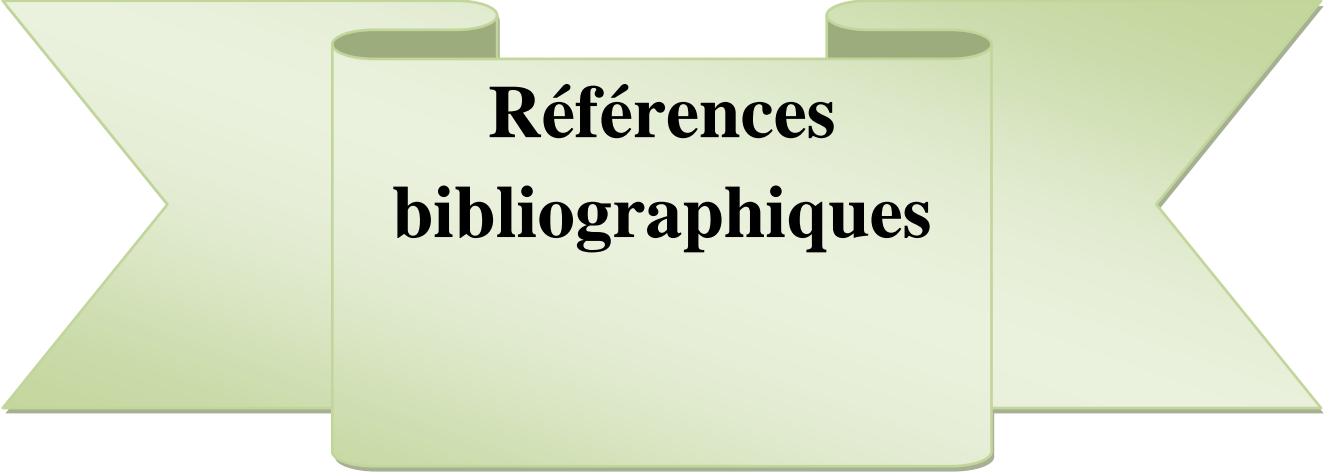


**Conclusion et
perspectives**

Le traitement des lixiviats de décharge a fait l'objet d'une attention croissante au cours de ces dernières années. Récemment, plusieurs installations de traitement des lixiviats par osmose inverse ont été installées en Algérie.

Cette étude a été menée pour évaluer l'efficacité du traitement des effluents par la station d'osmose inverse située au niveau du centre d'enfouissement technique classe II de Baghai. Les résultats de l'étude ont mis en évidence la pertinence et l'efficacité du traitement de filtration par ce procédé innovant en Algérie pour l'épuration du lixiviat et l'élimination des contaminants organiques et inorganiques. Cette méthode de traitement semble être une solution technique et économique intéressante.

En effet, la réduction des polluants a été importante. La DBO et la DCO ont été réduites de plus de 99 % et 100 %, respectivement. Le rendement de l'ammonium et des chlorures ont été supérieurs à 98 %. Un abattement considérable de la charge minérale par la réduction de la conductivité de 98 % a été enregistré. Cependant, il a été constaté, que le pH du lixiviat traité dans cette station était acide, ce qui nécessite un traitement complémentaire. En générale, le perméat s'est avéré conforme aux normes internationales des eaux de rejet selon l'organisation mondiale de la santé (OMS). On peut conclure donc sans l'ombre d'un doute, que ce perméat présente un très bon potentiel de réutilisation et peut être utilisé pour des usages non potables tels que le nettoyage des véhicules transportant les déchets vers la décharge ou l'irrigation des arbres non fruitiers. Il est souhaitable dans des travaux avenir, d'évaluer la qualité microbiologique de ces lixiviats, afin d'éviter entre autres, les microorganismes pathogènes qui peuvent être dangereux pour la santé humaine et animale.



**Références
bibliographiques**

- Ayoola Nike Daniel, Ike Kenneth Ekeleme ,Chinemerem Martin Onuigbo , Victor Okezielkpeazu and Smart ObumnemeObiekezie, (2021) . Review on effect of dumpsite leachate to the environmental and public healthimplication, GSC Advanced Research and Reviews; 07(02), 051–060.
- Augustine KA, Morounfolu A, Peter O, Abodunrin. (2015). Radiological safety assessment and determination of heavy metals in soil samples from some waste dumpsites in Lagos and Ogun state, south-western, Nigeria. Journal of Radiation Research and Applied Sciences; 8(1): 148-153.
- Agu KC, Orji MU, Onuorah SC, Egurefa SO, Anaukwu CG, Okafor UC, Awah NS, Okafor OI, Mbachu AE, Anyaegbunam BC. (2014). Influence of Solid Waste Dumps Leachate on Bacteriological and Heavy Metals Contamination of Ground Water in Awka. American Journal of Life Science Researches; 2(4): 450-457.
- Abood A R, Bao J, Abudi Z N, Zheng D and Gao C (2013). Pretreatment of nonbiodegradable landfill leachate by air stripping coupled with agitation as ammonia stripping and coagulation-flocculation processes Clean Tech. and Env. Policy 15 pp 1069 1076.
- Akinbile CO, Yusoff MS. (2011). Environmental impact of leachate pollution on groundwater supplies in Akure, Nigeria. International journal of environmental science and Development; 2: 1.
- 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
- ADDOU A, (2009). Développement durable. Traitement des déchets, valorisation, élimination, Edit. Ellipses Edition Marketing S.A
- Anastasios I. Zouboulis, Wu Jun, Ioannis A. Katsoyiannis., (2003). Removal of humic acids by flotation, Colloids Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects 231 181–193.DOI:10.1016/j.colsurfa.2003.09.004
- Amokrane, A., C. Comel and J. Veron, (1997). Landfill leachates pretreatment by coagulationflocculation. Water Res., 31: 2775-2782. DOI: 10. 1016/S0043-1354(97)00147-4.
- APPELO C. A. J., POTSMAN D. (1993). Geochemistry groundwater and pollution.A. A. Balkema, Rotherdam, 540p.
- Bae B., Jung E., Kim Y., Shin H., (1999). Treatment of landfill leachate using activated sludge process and electron-beam radiation, Water Res. 33; 2669–2673.

- Belghiti M.L., Chahlaoui A., Bengoumi D., EL Moustaine R., (2013), Etude de la -chimique et bactériologique des eaux souterraines de la nappeplio-quaternaire dans la région de Meknès (Maroc), Larhyss Journal, ISSN 1112-3680, n°14, pp.21-36.
- Bernard A. (2008). Cadmium & its adverse effects on human health.Indian. International Journal of Medical Science and Diagnosis Research; 128(4): 557– 64.
- Berrueta J., Castrillon L., (1992). Anaerobic treatment of leachates in UASB reactors, J. Chem. Technol. Biotechnol. 54: 33–37.
- Bohdziewicz J., Bodzek M., Gorska J., (2001). Application of pressure-driven membrane techniques to biological treatment of landfill leachate, Process Biochem. 36: 641–646. DOI: [10.1016/S0032-9592\(00\)00259-4](https://doi.org/10.1016/S0032-9592(00)00259-4)
- Bourmada A. et Saci R. (2020). Caractérisation des lixiviats d’ordures ménagères du centre d’enfouissement technique de Baghai–Khenchela. Mémoire de Master en écologie et environnement. Univ. Abbes Laghrour, Khenchela.
- Calabro, P.S.; Scaffoni, S.; Orsi, S.; Gentili, E.; Meoni, C. (2010). The landfill reinjection of concentrated leachate: Findings from a monitoring study at an Italian site. J. Hazard. Mater. 181: 962–968. DOI: [10.1016/j.jhazmat.2010.05.107](https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.05.107)
- Campos J C., Moura D., Costa A P., Yokoyama L., Araujo F V., Cammarota M C. and Cardillo L.(2013).Evaluation of pH, alkalinity and temperature during air stripping process for ammonia removal from landfill leachate.J. of Env. Sc. and Health 48 pp 1105-1113
- Çeçen F., Gürsoy G., (2000). Characterization of landfill leachates and studies on heavy metal removal, J. Environ. Monit. 2(5): 436–442. DOI: [10.1039/B004729P](https://doi.org/10.1039/B004729P)
- Chavan Digambar, P. Lakshmi kanthan, Papiya Mondal, Sunil Kumar, Rakesh Kumar. (2019).”Determination of ignition temperature of municipal solid waste for understanding surface and sub-surface landfill fire”. Waste Management, 97, 123–130
- Chianese, A.; Ranauro, R.; Verdone, N. Treatment of landfill leachate by reverse osmosis. (1999). Water Res. 33 : 647–652.
- Chihaoui Ghizlene, (2017). Les centres d’enfouissement technique pour la protection de l’environnement en Algérie. Revue de droit public algérien et comparé N 06/2017
- Choo K.H., Lee C.H. (1996). Membrane fouling mechanism in the membrane-coupled anaerobic bioreactor, Water Res. 30: 1771–1780.

- Diamadopoulou E., Samaras P., Dabou X., Sakellaropoulos G.P., (1997). Combined treatment of *landfill* leachate and domestic sewage in a sequencing batch reactor, *Water Sci. Technol.* 36(2-3), 61–68. doi:10.1016/s0273-1223(97)00370-3
- Dib I., (2009). L'impact de l'activité agricole et urbaine sur la qualité des eaux souterraines de la plaine de gadaïne- Ain Yaghout, Mémoire de magister en hydraulique, construction hydrotechnique et environnement, Université Hajlakhdar, Batna, 127 pages
- Dollerer J., Wilderer P.A., (1996). Biological treatment of leachates from hazardous waste landfills using SBBR technology, *Water Sci. Technol.* 34: 437–453.
- Donneys-Victoria, N. Marriaga-Cabrales, R. J. Camargo-Amado, F. Machuca-Martínez, J. M. Peralta-Hernández, and C. A. Martínez-Huitle, (2018). Treatment of Landfill Leachate by a Combined Process: Iron Electrodisolution, Iron Oxidation by H₂O₂ and Chemical Flocculation. *Sustain. Environ. Res.* 28 (1).12–19.
- Dorota Kulikowska; Ewa Klimiuk (2008). *The effect of landfill age on municipal leachate composition.* , 99(13), 5981–5985. doi:10.1016/j.biortech.2007.10.015
- Duruibe JO, Ogwuegbu MOC, Egwurugwu JN. (2007). Heavy metal pollution and human biotoxic effects. *International Journal of Physical Sciences*; 2(5): 112-118.
- Edeline F. (1987). L'épuration des lixiviats de décharge. *Tribune de l'eau* 566(6), 57-65.
- El Bada E., O. Assobhei, A. Kebbabi, R. Mhamdi, & M. Mountadar. (2010). *Caractérisation et prétraitement du lixiviat de la décharge de la ville d'Azemmour.* Déchets, Sciences et Techniques - Revue francophone d'écologie industrielle. 58, 30, 31.
- El-Fadel, M., Bou-Zeid, E., Chahine, W., and 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.
- Garcia, H., J.L. Rico and P.A. Garcia, (1996). Comparison of anaerobic treatment of leachates from an urban-solid-waste landfill at ambient temperature and at 35°C. *Bioresour. Technol.*, 58: 273-277. DOI: 10.1016/S0960-8524(96)00 114-9
- Geise, G.M.; Lee, H.; Miller, D.J.; Freeman, B.D.; Mcgrath, J.E.; Paul, D.R. (2010). Water purification by membranes: The role of polymer science. *J. Polym. Sci. Part B Polym. Phys.* 48: 1685–1718. <https://doi.org/10.1002/polb.22037>.
- Greene M., Ph.D., P.E. OBG Anne Reichert, P.E. WM., (2016). Landfill Leachate Overview, 18th Annual New England Pretreatment Coordinators Workshop.

- Hamidi Abdul Aziz; Salina Alias; Mohd.NordinAdlan; Faridah; A.H. Asaari; Mohd.ShahrirZahari (2007). *Colour removal from landfill leachate by coagulation and flocculation processes.* , 98(1), 218–220. doi:10.1016/j.biortech.2005.11.013
- Henry, J.G., D. Prasad and H. Young, (1987). Removal of organics from leachates by anaerobic filter. *Water Res.*, 21: 1395-1399. DOI: 10.1016 /0043-1354(87)90015-7.
- Hoilijoki Taina Kettunen, Riitta H., Rintala Jukka A., (2000). Nitrification of anaerobically pretreated municipal landfill leachate at low temperature. , 34(5), 0–446. doi:10.1016/s0043-1354(99)00278-
- Hong KJ, Tokunaga S, Kajiuchi T. (2002). Evaluation of remediation process with plant-derived biosurfactant for recovery of heavy metals from contaminated soils. *Chemosphere*; 49: 379–387.
- Horan N. J., Gohar H., Hill B., (1997). Application of a granular activated carbon-biological fluidised bed for the treatment of landfill leachates containing high concentrations of ammonia. *Water Science and Technology*; 36(2-3):369–375. doi: 10.2166/wst.1997.0560.
- Huang, C. P., C. Dong and Z. Tang, (1993). Advanced chemical oxidation: Its present role and potential future in hazardous waste treatment. *Waste Manage.* 13: 361-377. DOI: 10.1016/ 0956- 053X(93)90070-D.
- Hunce, S.Y.; Akgul, D.; Demir, G.; Mertoglu, B. (2012). Solidification/stabilization of landfill leachate concentrate using different aggregate materials. *Waste Manag.* 32: 1394–1400.DOI:10.1016/j.wasman.2012.03.010
- Im J-H, Woo H-J, Choi M-W, Han KB, Kim Ch-W., (2001). Simultaneous organic and nitrogen removal from municipal landfill leachate using an anaerobic-aerobic system. *Water Res* 35(10): 2403–2410. DOI: 10.1016/s0043-1354(00)00519-4.
- Imai A., Onuma K., Inamori Y., Sudo R., (1998). Effects of pre-ozonation in refractory leachate treatment by the biological actived carbon fluidized bed process, *Environ. Technol.* 19 213–221.
- Imai, A., N. Iwami, K. Matsushige, Y. Inamori and R. Sudo, (1993). Removal of refractory organics and nitrogen from landfill leachate by the microorganism-attached activated carbon fluidized bed process. *Water Res.*, 27: 143-145. DOI: 10.1016/0043-1354(93)90204-U.

- J.O.R.A., JOURNAL OFFICIEL DE LA REPUBLIQUE ALGERIENNE (2006). Décret n°06-198 du 31 mai 2006 définissant la réglementation applicable aux établissements classés pour la protection de l'environnement,. n°37 du 4 juin 2006.
- Jokela J.P.Y., Kettunen R.H., Sormunen K.M., Rintala J.A., (2002). Biological nitrogen removal from municipal landfill leachate: low-cost nitrification in biofilters and laboratory scale in-situ denitrification, *Water Res.* 36: 4079–4087. doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00129-X
- Jordao CP, Nascentes CC, Cecon PR, Fontes RLF, Pereira JL. (2006). Heavy metal availability in soil amended with composted urban solid wastes. *Environmental Monitoring and Assessment*; 112: 309- 326.
- Kennedy, K.J., and Lentz, E.M. (2000). Treatment of landfill leachate using sequencing batch and continuous flow upflow anaerobic sludge blanket (UASB) reactors. *Water Research*, 34, 3640-3656. doi:10.1016/s0043-1354(00)00114-7.
- Khan S, Cao Q, Zheng YM, Huang YZ, Zhu YG.(2008). Health risks of heavy metals in contaminated soils and food crop irrigated with waste water in Beijing, China.*Environmental Pollution*; 152: 686- 692.
- Khattabi H. (2002). Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France). Thèse, Université de Franche-Comté, France.
- KHATTABI H., ALEYA J., MANIA J. (2002). Changes in the quality of landfill leachates from recent and aged municipal solid waste. *Wastmanagment et research*. ISSN 0734-242x.
- Kjeldsen P., Barlaz M.A., Rooker A.P., Baum A., Ledin A., Christensen T.A. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate, *Crit. Rev., Environ. Sci. Technol.*, Vol. 32, n°4, 297-336.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., and Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Environmental Monitoring and Assessment* 32 (4), 297–336.
- Kjeldsen, P., Christophersen, M., (2001).Composition of leachate from old landfills in Denmark.*Waste Manage. Res.* 19, 249–256.
- Knox K., (1985). Leachate treatment with nitrification of ammonia, *Water Res.*19: 895–904.

- Kurniawan T.A., Lo W.H., Chan G.Y.S, (2006). Physico-chemical treatments for removal of recalcitrant contaminants from landfill leachate, *J. Hazard.Mater.* 28: 80-100. doi: 10.1016/j.jhazmat.2005.08.010.
- Lema J. M., Mendez R., Blazquez, (1988), Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. *Water Air Soil Pollut.* 40 (3–4), 223–250. DOI: 10.1007/BF00163730
- Lema, J.M., R. Mendez and R. Blazquez, (1988). Characteristics of landfill leachates and alternatives for their treatment: A review. *Water air soil pollut.*, 40: 223-250. DOI: 10.1007/BF00163730.
- Li X.Z. et Zhao Q.L., (2001). Efficiency of biological treatment affected by high strength of ammonium-nitrogen in leachate and chemical precipitation of ammonium-nitrogen as pretreatment , 44(1), 0–43. doi:10.1016/s0045-6535(00)00382-9
- Lin AY, Huang ST, Wahlgvist ML. (2009). Waste management to improve food safety and security for health advancement. *Asia Pica Journal of Clinical Nutrition*; 18: 538–545.
- Lin C.Y., Chang F.Y., Chang C.H., (2000). Co-digestion of leachate with septage using a UASB reactor, *Bioresour. Technol.* 73: 175–178.
- Lin S.H., Chang C.C., (2000). Treatment of landfill leachate by combined electroFenton oxidation and sequencing batch reactor method, *Water Res.* 34: 4243–4249.
- Loizidou, M., N. Vithoukas and E. Kapetanios, (1992). Physical chemical treatment of landfill leachate from landfill. *J. Environ. Sci. Health*, 27: 1059-1073. <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsidt=5464233>.
- Loukidou, M.X., Zouboulis A.I., (2001). Comparison of two biological treatment process using attached-growth biomass for sanitary landfill leachate treatment. *Environ. Pollut.*, 111: 273-281. DOI: 10.1016/S0269-7491(00)00069-5.
- Luo, H.; Zhao, L.; Zhang, Z., (2020). The impacts of social interaction-based factors on household waste-related behaviors. *Waste Manag*, 118, 270–280.
- Maehlum T., (1995). Treatment of landfill leachate in on-site lagoons and constructed wetlands, *Water Sci. Technol.* 32; 129–135.
- Makhoukh M., Sbaa M., berrahou A., Van Clouster M. (2011). Contribution à l'étude physico-chimique des eaux superficielles de l'Oued Moulouya (Maroc oriental), *Larhyss journal*, ISSN 1112-3680, n° 09, 149169.

- Marco, A., S. Esplugas and G. Saum, (1997). How and why combine chemical and biological processes for wastewater treatment. *Water Sci. Technol.*, 35: 321-327. DOI: 10.1016/S0273- 1223(97) 00041-3.
- Marta Gómez, Francisco Coronaa b., María Dolores Hidalgo, b., (2019). Variations in the properties of leachate according to landfill age, *Desalination and Water Treatment*, 159: 24–31. doi: 10.5004/dwt.2019.24106.
- 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 à sa validation expérimentale sur sites, Thèse N°46 – 2006, P 154.
- Maynard H.E.; Ouki S.K.; Williams S.C., (1999). Tertiary lagoons: a review of removal mechanisms and performance. , 33(1), 0–13. doi:10.1016/s0043-1354(98)00198-5.
- Michaela EI, Odohb AO, Chukwura EI, Bend MG. (2018).Heavy Metal and microbial load properties of Dumpsite Leachate: Case Study of Onitsha Dumpsite, South-East, Nigeria. *J Toxicol Anal*; 1: 1- 6.
- Mokhtaria M.M., Eddine B.B., Larbi D., Azzedine H., Rabah L. (2007). Caractéristiques de la décharge publique de la ville de Tiaret et son impact sur la qualité des eaux souterraines, *Courrier du savoir*, n°8 : 93-99.
- Nedwell D.B. and Reynolds P.J., (1996). Treatment of landfill leachate by methanogenic and sulphatereducing digestion. *Water Res.*, 30: 21-28. DOI: 10.1016/0043-1354(95)00128-8.
- Njoku PO, Edokpayi JN, Odiyo JO. (2019). Health and Environmental Risks of Residents Living Close to a Landfill: A Case Study of Thohoyandou Landfill, Limpopo Province, South Africa. *International Journal of environmental research and public health*; (16): 21-25.
- NurShuhadahJapperi, ZharifZainulazfarMohdAsri, Wan Zairani Wan Bakar, 'AqilahDollah, MohdFazrilIrfan Ahmad Fuad, SitiNurliyanaChe Mohamed Hussein, (2021). Review on landfill gas formation from leachate biodegradation, *Malaysian Journal of Chemical Engineering & Technology* 4 (1), 39–49.
- Obiekezie SO., Ekeleme IK., Adamu MO., Gnimintakpa MJ., Onalo C., Sabo AA. (2019). Assessment of Microbiological Quality of Air Environment Around Waste Dumpsites Within Keffi Metropolis in Northern Nigeria. *American Journal of Biological and Environmental Statistics. Special Issue: Microbes, Man and Environmental Sustainability*; 5(4): 78-84.

- Obire O, Nwaubeta O, Adué SBN.(2002). Microbial community of waste dumpsite. Department of Biological science, River State University and technology, PMB 5080, Port Harcourt, Nigeria. *Journal of Applied Science and Environmental Management*; 6(3): 78-83.
- Olowookere BT, Oyibo O, Oyerinde GT., (2018). Heavy metals concentration in dumpsites at Gwagwalada, Abuja: Implications on Sustainable Environmental Management. *Greener Journal of Soil Science and Plant Nutrition* Vol. 5 (1), pp. 001-004.
- Orupold, K., Tenno T. and Henrysson T., (2000). Biological lagooning of phenols-containing oil shale ash heaps leachate. *Water Res.*, 34: 4389- 4396. DOI: 10.1016/S0043-1354(00)00210-4.
- OZANE F. (1990). Les lixiviats de décharge, le point des connaissances en 1990. *Techniques sciences et méthodes -l'Eau* 298-312.
- Ozturk I., Altinbas M., Koyuncu I., Arikan O., Gomec-Yangin C., (2003). Advanced physico-chemical treatment experiences on young municipal landfill leachates, *Waste Manage.* 23: 441–446. DOI : 10.1016/S0956-053X(03)00061-8
- Peters, T.A. (1998). Purification of landfill leachate with reverse osmosis and nanofiltration. *Desalination*, 119: 289–293.
- Piatkiewicz, W., E. Biemacka and T. Suchecka, (2001). A polish study: treating landfill leachate with membranes. *Filtrat Separat.*, 38: 22-26. DOI: 10.1016/S0015-1882(01)80377-3.
- Pokhrel D., Viraraghavan T., (2004). Leachate generation and treatment- a review, *Fresenius Environ. Bull.* 13: 223–232.
- Poznyak, T. G., Bautista, L., Chairez, I. R., Cordova, I., & Rios, E. (2003). Decomposition of toxic pollutants in landfill leachate by ozone after coagulation treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 152, 1108-1114.
- Pronost R., Matejka G., (2000) Les lixiviats de décharges d'ordures ménagères. *Production, caractérisation, traitement, Environnement & Technique.* 196 : 25-29.
- Rajkumar Joshi et Deepak Pant, (2018). Landfill biodegradation process and leachate. In book: *Waste Bioremediation* (pp.233-247). DOI:[10.1007/978-981-10-7413-4_12](https://doi.org/10.1007/978-981-10-7413-4_12).
- Reinhart, D.R. and T.G. Townsend, (1998). *Landfill Bioreactor Design and Operation*. 1st Edn., Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, pp: 189. ISBN 1- 56670-259-3.

- Renou S.; Givaudan J.G.; Poulain S.; Dirassouyan F.; Moulin P., (2008). Landfill leachate treatment: Review and opportunity. , 150(3), 468–493. doi:10.1016/j.jhazmat.2007.09.077.
- Renou, S., Poulain, S., Givaudan, J.G., Moulin, P., (2008). Treatment process adapted to stabilized leachates: lime precipitation–prefiltration–reverse osmosis, Journal of Membrane Science, vol. 313, no.1, pp. 9–22.DOI : 10.1016/j.memsci.2007.11.023
- Rodier, J., Legube, B., Merlet, N. (2009).L'Analyse de l'eau 9e édition. Dunod, Paris.
- Rubio J., Souza M.L., Smith R.W.,(2002). Overview of flotation as a wastewater treatment technique, Miner. Eng. 15: 139–155.doi.org/10.1016/S0892-6875(01)00216-3
- Schonbörn, W. (1986). Historical Developments and ecological Fundamentals, Chapter 1. In: Biotechnology Vol. 8. H. J. Rehm and G. Reed Eds. VCH Publishers, Weinheim.
- Showkat AB, Tehseen H, Sabhiya M.,(2019). Heavy metal toxicity and their harmful effects on living organisms – a review. Journal of Medical Science and Diagnosis Research J Med Res; (3): 106-122.
- Silva, A.C., M. Dezotti and Sant'Anna G.L. Jr, (2004). Treatment and detoxification of a sanitary landfill leachate. Chemosphere, 55: 207-214. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2003.10.013.
- Simone Morais & Fernando Garcia E Costa & Maria De Lourdes Pereira,(2012). "Heavy Metals and Human Health," Chapters, in: Jacques Oosthuizen (ed.), Environmental Health - Emerging Issues and Practice, IntechOpen.
- Singh J, Kalamdhad AS. (2011). Effects of Heavy Metals on Soil, Plants, Human Health and Aquatic Life. International Journal of Research in Chemistry and Environment; 1: 15-21.
- Tabet K., Moulin P., Vilomet J.D., Amberto A., Charbit F., (2002). Purification of landfill leachate with membrane processes: preliminary studies for an industrial plant, Sep. Sci. Technol. 37: 1041–1063. DOI:10.1081/SS-120002240
- Talalaj, I.A.; Biedka, P. (2015). Impact of concentrated leachate recirculation on effectiveness of leachate treatment by reverse osmosis. Ecol. Eng. 85: 185–192.DOI : 10.1016/j.ecoleng.2015.10.002
- Tamunobereton-ari I, Omubo-Pepple VB, Briggs-Kamara MA. (2012). The Impact of Municipal Solid Waste Landfill on the Environment and Public Health in Port Harcourt and Its' Environs, Rivers State, Nigeria. Trends in Advanced Science and Engineering; 3(1): 49-57.

- Tatsi A.A., Zouboulis I., Matis K.A., Samaras P., (2003). Coagulation–flocculation pretreatment of sanitary landfill leachates, *Chemospher* 53: 737–744.[doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00513-7](https://doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00513-7)
- Tchobanoglous, G., Theisen, H. and Vigil, S.A. (1993) *Integrated Solid Waste Management: Engineering Principle and Management Issue*. McGraw Hill Inc., New York.
- Van Dijk L., Roncken G.C.G., (1997). Membrane bioreactors for wastewater treatment: the state of the art and new developments, *Water Sci. Technol.* 35: 35–41.<https://doi.org/10.2166/wst.1997.0353>
- Wang, F., D.W. Smith and M.G. El-Din, (2003). Application of advanced oxidation methods for landfill leachate treatment-a review. *J. Environ. Eng. Sci.*, 2: 413-427. DOI: 10.1139/s03-058.
- Wang, Y., 2013. *Leachate management in the aftercare period of municipal waste landfills*. PhD, Aalto University.<http://lib.tkk.fi/Diss/2013/isbn9789526051413/isbn9789526051413>
- Weiner, Ruth F. (2003). *Environmental Engineering || Solid Waste Disposal*. (), 263–271. doi:10.1016/B978-075067294-8/50013-0
Wiszniewski J., Robert D., Surmacz-Gorska J., Miksch K.; Weber J. V. (2006). Landfill leachate treatment methods: A review. , 4(1), 51–61. doi:10.1007/s10311-005-0016-z
- Wreford, K., Atwater, J.M., Lavkulich, L.M. (2000). The effects of moisture inputs on landfill gas production and composition and leachate characteristics at the Vancouver Landfill Site at Burns Bog. *Waste Manage. Res.*18. 386-392.
- Yusuf KA. (2007). Evaluation of ground water quality characteristics in Lagos city. *Journal of Applied Science*; 7(13): 1780-1784.
- Zaloum R., Abbott M., (1997). Anaerobic pretreatment improves single sequencing batch reactor treatment of landfill leachates, *Water Sci. Technol.* 35: 207–214.[doi.org/10.1016/S0273-1223\(96\)00898-0](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(96)00898-0)
- Zamora R., Moreno A., Orta de Velasquez M., Ramirez I., (2000). Treatment of landfill leachates by comparing advanced oxidation and coagulation–flocculation processes coupled with activated carbon adsorption, *Water Sci. Technol.* 41 231–235. <http://cat.inist.fr/?aModele=afficheN&cpsid=1174375>.

- Zouboulis A., Chai X., Katsoyiannis I., (2004).The application of bioflocculant for the removal of humic acids from stabilized landfill leachates, J. Environ. Manage. 70 (2004) 35–41. DOI: [10.1016/j.jenvman.2003.10.003](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.10.003)