

République Algérienne Démocratique et Populaire
Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique
ECOLE NATIONALE POLYTECHNIQUE
Département du Génie de l'Environnement



Mémoire du projet de fin d'études pour l'obtention du diplôme d'ingénieur d'état en Génie de l'Environnement

Thème :

Traitement des lixiviats de la décharge de Ouled Fayet par la combinaison des deux procédés coagulation et oxydation Fenton

Président du jury :

Pr. HARIK, prof. ENP

Examineurs :

Dr. GHRIB, M.C. ENP

Mr. NAKIB, C.C ENP

Promoteurs :

Pr. R. KERBACHI, prof. ENP

M^{elle}. F. BOUMECHHOUR, C.C U. Boumerdès

Etudié par : Lamine CHIKBOUNI

Promotion Juin 2009

Dédicaces

Je dédie ce travail :

A ma famille : Ma mère, mon père, Nazim, Mouna et Yanis.

*A la jeunesse de ma famille : Sarah, Ilyas, Didir, Sofiane,
Zohra, Amine, Walid, Besma, Melissa, Lydia, Salah, Salim,
Smail, Farah.*

*A ma grande famille : Sabrina, Ryad, Akila, Amel², Feriel²
Dadou, Nadjim, Ziza, Ryad, Mohamed, Mounir, Anissa,
Yasmina, Nassima, Wided.*

Aux chioukha et timgharin de ma famille

*A ma famille d'Alger : Yaya & compagnie, tonton Hami d &
compagnie et tonton noredline & compagnie*

A mes amis, tous, sans exception, où qu'ils sont.

*A la JSMB, nchallah la coupe de la CAF, et l'équipe nationale,
nchallah la coupe du monde.*

Remerciements

Ce travail a été effectué au niveau du laboratoire des sciences et technique de l'environnement (LSTE) du département de génie de l'environnement de l'école nationale polytechnique (ENP) sous le haut patronage de son excellence le Pr. R. KERBACHI.

Je tiens à remercier mes promoteurs M^{elle} F. BOUMECHEHOUR et Pr. R. KERBACHI, pour leurs aides précieuses, les conseils éclairés et les encouragements afin d'être ingénieur d'état en génie de l'environnement.

Ma reconnaissance va à l'égard du Pr. Harik, professeur à l'école nationale polytechnique d'avoir accepté de présider le jury de ce mémoire.

Je remercie les membres du jury Dr. Ghrib et Mr. Nakib de m'avoir fait l'honneur d'accepter d'examiner mon travail.

Je tiens également à remercier M^{elle} Assira CHEIKH pour son aide inestimable, et M^{elle} Oumessade ALI pour son eau distillée, et toute l'équipe des laboratoires et du département (Mr. Lounici, Mme Abdi, Latifa, Dalila, Lila, Nawel, Radia, Redha, M'hamed, Nabil...), ainsi que Mahfoud qui, en plus de sa disponibilité permanente autant qu'ingénieur de labo, a tout le temps contribué au moral des étudiants avec ses fameuses « dendinates », sans oublier Hamida, la meneuse d'ambiance du département.

Nos sincères remerciements vont aussi à M^{me} BOUCHFER, ainsi que Nabila, Sabrina et Anis de L'O.N.A de BARAKI, tout le personnel du Centre d'Enfouissement Technique de Ouled Fayet en particulier M^{elle} Fatiha CHEDEBA, Radia du département du génie chimique et le chauffeur éboueur de NET-COM qui nous a assuré le transport.

Hommage aussi aux anciens étudiants du département, à commencer par Raouf, un vrai connaisseur dans le domaine des lixivats; Hocine, l'homme au grand cœur, Seif, l'éternel jeune garçon, Hamza l'artiste, Yacine Lemniâi et Karim el marrouqui.

Un grand merci aux autres étudiants qui ont collaboré à l'élaboration de ce travail à savoir Souhila qui a travaillé sur les lixivats, mon copain de chambre Karim et ses amis (Walid, Nassim et Adel), mes amis et ex-collègues de Rouiba (Mounir, Hamza et Salim), et Dao Souleymane et Amadou Soumana Moussa pour m'avoir aidé à concrétiser ce document avec leur imprimante.

Je tiens également à remercier tous mes amis et camarades de promotion sans exception : Echatra, Echabba (zaama), el mahboula, el ouaàra, el megegegegelqa, el hadja, el moumna, el mferfcha, l'acteur, leprech, bettache, francois le picheur, el hadj lekhdar, echikh, ahouliti, laârouch, el ferd, p'tit prince el houma, et sahraoui taleg roho, pour leur sincère amitié et leur précieux soutien.

Sommaire

Liste des abréviations :

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction Générale	1
I/ Les Déchets.....	3
I.1. Définition du Déchet.....	3
I.2. Classification des Déchets Solides	3
I.2.1. Les Déchets Inertes	3
I.2.2. Les Déchets Dangereux	3
I.2.3. Les Déchets Ménagers et Assimilés.....	3
I.3. Traitement et Gestion des Déchets Ménagers	4
I.3.1. Caractéristiques des Déchets Ménagers	4
I.3.2. Indicateurs de l'Etat de Dégradation des Déchets Ménagers	6
I.3.2.1. Les Indicateurs Physiques	6
I.3.2.1.A. La Granulométrie.....	6
I.3.2.1.B. La Composition du Déchet	7
I.3.2.1.C. Le Tassement des Déchets	7
I.3.2.2. Les Indicateurs Chimiques.....	7
I.3.2.2.A. La Teneur en Matière Organique et Teneur en Carbone Organique	7
I.3.2.2.B. L'Analyse Elémentaire	7
I.3.2.2.C. La teneur en Cellulose	7
I.3.2.2.D. Le Rapport C/N	8
I.3.2.2.E. Indice Lipidique.....	8
I.3.3. Types de Décharges.....	8
I.3.3.1. La Décharge Contrôlée Traditionnelle	8
I.3.3.2. La Décharge Contrôlée Compactée.....	9
I.3.3.3. La Décharge d'Ordures Préalablement Broyées	9
I.3.3.4. Décharges Contrôlées de Déchets Mis en Balles	9
I.3.3.5. Centre de Stockage de Déchets (CSD) Ultimes	10
I.3.3.6. Bioréacteur.....	10
I.3.4. Elimination et Valorisation des Déchets....	11
I.3.4.1. L'Incineration	11
I.3.4.2. Le Compostage.....	11
I.3.4.3. La Méthanisation	11
II/ Le Lixiviât.....	12
II.1. Le phénomène de Lixiviation.....	12
II.2. Le Lixiviât des Décharges	12

II.3. Les Etapes de Formation des Lixiviats	12
II.3.1. Les Processus Mécaniques	13
II.3.2. Les processus Chimiques	13
II.3.3. Les Processus Biologiques	13
II.3.3.1. Phase Aérobie	13
II.3.3.2. Phase d'Acidogenèse	13
II.3.3.3. Phase Anaérobie	13
II.3.3.4. Phase Méthanogénique	14
II.3.3.5. Phase de Dégradation Humique [48].....	14
II.4. Les Types de Lixiviats des Décharges et leur Composition	15
II.4.1. Le Lixiviat Jeune.....	15
II.4.2. Le Lixiviat Intermédiaire	15
II.4.3. Le Lixiviat Stabilisé.....	15
III/Déchets solides, Lixiviats et Environnement	16
III.1. Nuisances Dues aux Décharges	16
III.2. Pollution par les Lixiviats	18
III.2.1. La Pollution Organique	18
III.2.2. La Pollution Azotée.....	18
III.2.2.1. L'Azote Ammoniacal	19
III.2.2.2. Les Nitrites	19
III.2.2.3. Les Nitrates	19
III.2.3. Pollution par les Orthophosphates.....	19
III.2.4. Pollution par les Métaux Lourds.....	19
IV/ Les Principaux Procédés de Traitement des Lixiviats de Décharges	21
IV.1. Les Procédés Physico-chimiques	21
IV.1.1. Les Procédés Membranaires	21
IV.1.2. Flocculation-Coagulation	21
IV.1.2.1. Mécanisme de la Coagulation-Flocculation.	21
IV.1.2.2. Mécanisme de la Coagulation-Flocculation p ar la Théorie de la Double Couche	22
IV.1.2.3. Mécanisme de la Coagulation-Flocculation p ar la Théorie Chimique	24
IV.1.2.4. Facteurs Influençants la Coagulation-Floc ulation.....	25
IV.1.3. Oxydation	25
IV.1.3.1. Oxydation Classique.....	25
IV.1.3.2. Oxydation Avancée	25
IV.1.4. Adsorption.....	26
IV.2. Les Procédés Biologiques	27
IV.2.1. Phytoremédiation	27
IV.2.2. Procédés par Boues Activée (Culture Libre)	27
IV.2.3. Lit Bactérien	28
IV.2.4. Le Lagunage Naturel.....	28
V/ Le Procédé de Fenton	30
V.1. Mr. Fenton	30

V.2. Principe	30
V.3. Les Types de Fenton	31
V.3.1. Procédé de Fenton Classique :	31
V.3.2. Procédé d'Electro-Fenton	31
V.3.3. Procédé Photo-Fenton	31
VI. Présentation du Centre d'Enfouissement Technique de Ouled Fayet	33
VI.1. Contexte Juridique	33
VI.2. Présentation du Site	33
VI.3. Prise de Contact	35
VI.4. Quelques Données sur les Déchets	35
VI.4.1. Les Quantités de Déchets du CET Ouled Fayet	35
VI.4.2. Caractéristiques des Déchets du CET Ouled Fayet.....	35
VI.5. Caractéristiques Techniques du CET Ouled Fayet	36
VII. Etude Expérimentale des Lixiviats Issus du CET Ouled Fayet	41
VII.1. Point de Prélèvement des Lixiviats	41
VII.2. Caractérisation des Lixiviats	43
VII.2.1. Matériel et Méthodes	43
VII.2.2. Analyse des Lixiviats	44
VII.2.3. Discussions et Conclusions	46
VII.3. Traitement des Lixiviats	48
VII.3.1. Traitement par Coagulation-Floculation	48
VII.3.1.1. Matériels et Méthodes	48
VII.3.1.2. Optimisation de la Dose du $FeCl_3$	49
VII.3.1.3. Optimisation du pH.....	49
VII.3.1.4. Caractéristiques des Lixiviats Après Tra itement	50
VII.3.1.5. Discussions et Conclusions	50
VII.3.2. Traitement par Oxydation Avancée Fenton	50
VII.3.2.1. Matériels et Méthodes	50
VII.3.2.2. Recherche des Quantités de H_2O_2 et de Fe^{2+} Adéquates.....	51
VII.3.2.2.A. 1 ^{er} Essai.....	51
VII.3.2.2.B. 2 ^{ème} Essai	51
VII.3.2.3. Optimisation de la Dose du H_2O_2	52
VII.3.2.4. Optimisation du Rapport Molaire H_2O_2/Fe^{2+}	53
VII.3.2.5. Optimisation du pH.....	53
VII.3.2.6. Caractéristiques des Lixiviats Après Tra itement	54
VII.3.2.7. Discussions et Conclusions	54
VII.3.3. Combinaison des Traitements.....	55
VII.3.3.1. Coagulation-Floculation → Oxydation Fenton (Voie 1).....	55
VII.3.3.2. Oxydation Fenton → Coagulation-Floculation (Voie 2).....	56
VII.3.3.3. Caractéristiques des Lixiviats Après Tra itement	57
VII.3.3.4. Discussions et Conclusions	57

<i>Conclusion Générale</i>	58
<i>Références Bibliographiques :</i>	60
<i>Annexe I</i>	65
<i>Annexe II</i>	76
<i>Annexe III</i>	80
<i>Annexe IV</i>	83

Liste des abréviations :

CET : Centre d'enfouissement technique

CSD : Centre de stockage des déchets

PEHD : Polyéthylène haute densité

AGV : Acides gras volatils

MES : Matières en suspension

MVS : Matières volatiles sèches

MO : Matières organiques

MM : Matières Minérales

DCO : Demande chimique en oxygène

DCO_i : Demande chimique en oxygène initiale

DCO_f : Demande Chimique en oxygène finale

DBO₅ : Demande biologique en oxygène au bout de 5 jours

pH : potentiel hydrogène

NTK : Azote total kjeldahl

PED : Pays en développement

PCI : Pouvoir calorifique inférieur

ETR : Evapotranspiration réelle

CAG : Charbon actif en grain

CAP : Charbon actif en poudre

SAA : Spectrophotométrie d'absorption atomique

Temp. : Température

Conduc. : Conductivité

UV-Vis : Ultraviolet-visible

JORA : Journal Officiel de la République Algérienne

Liste des Tableaux

-Tableau III.1 Nuisances et impacts générés par les CET	17
-Tableau IV-1 : Les potentiels redox des principaux oxydants	26
-Tableau VI-1: Quantité des déchets reçus au niveau du CET d'Ouled Fayet pour chaque casier.....	35
-Tableau VI-2 Classement des déchets autorisés et interdits du CET de Ouled Fayet.....	36
-Tableau VI-3: Exploitation des casiers d'enfouissement du CET de Ouled Fayet.	40
-Tableau VII.1 Méthodes d'analyses pour chaque élément.....	44
-Tableau VII-2 : Caractérisation des lixiviats :.. ..	45
-Tableau VII-3 : Teneurs moyennes des paramètres caractérisant le lixiviat et normes de rejet	47
-Tableau VII-6 : résultats de traitement par coagulation-floculation	51
-Tableau VI-3 : résultat de traitement par Fenton :	55
-Tableau VI.3 : résultat des traitements combinés	58

Liste des Figures

Fig I-1 Composition des déchets de la ville d'Alger	4
Fig I-2 Composition des déchets ménagers de quelques villes tunisiennes (Monastir, Médenine, Sfax et Nabeul).....	4
Fig I-3 Composition des déchets ménagers du Maroc	5
Fig I-4 Composition des déchets ménagers de l'Egypte.....	5
Fig I-5 Composition des déchets ménagers en France	6
Fig I-6 Composition des déchets ménagers du Mexique	6
Fig I-7 Composition des déchets ménagers en Côte d'Ivoire	6
Fig II-1 Bilan Hydrique	13
Fig III-1 Origine des nuisances dans un CET.....	18
Fig IV-1 Stabilité d'une suspension colloïdale	22
Fig IV-2 Théorie de la double couche	23
Fig IV-3 Représentation du bioréacteur complexe sol-plante dans la phytoremédiation des lixiviats.	27
Fig IV-4 Schéma simplifié d'un système à boues activées.....	28
Fig IV-5 Cycle biologique d'une lagune	29
Fig VI-1 Vue du CET depuis google earth.....	34
Fig VI-3 Schéma du CET de Ouled Fayet.....	35
Fig VI-4 Casier neuve du CET Ouled Fayet.....	38
Fig VI-5 Buse d'évacuation du biogaz.....	38
Fig VI-6 Schéma d'un casier	39
Fig VI.7 Bassin de décantation.....	40
Fig VI.8 Schéma représentant les points de prélèvement des lixiviat.....	41
Fig VI.9 Points de prélèvement des lixiviat	42
Fig VI-10 Vue du lixiviat au point de prélèvement X	42
Fig VI-11 Ecoulement et prélèvement du lixiviat au point PY	43
Fig VI-12 Optimisation de la dose du coagulant.....	50

Fig VI-13 Optimisation du pH de la coagulation.....	51
Fig VI-14 Abattement de la DCO en fonction des doses du réactif et catalyseur à pH=3.....	53
Fig VI-15 Optimisation de la dose de H ₂ O ₂ (pH=3).....	54
Fig VI-16 Optimisation de la dose du catalyseur (pH =3).....	55
Fig VI.17 Optimisation du pH de Fenton.....	56
Fig VI-18 Traitement par le procédé Coagulation-Flocculation suivi par le procédé Fenton.....	58
Fig VI-19 Traitement par le procédé Fenton suivi par coagulation-flocculation.....	58

*Introduction
Générale*

Introduction Générale

Avec l'augmentation des populations et le nouveau mode de consommation, la gestion des déchets s'affirme comme étant une problématique majeure dans le monde en général, et en Algérie en particulier.

L'Algérie est classée pays en voie de développement, ce qui signifie en pleine évolution économique, industrielle mais aussi démographique. En 2006, l'Algérie comptait 32,9 millions d'habitants, le double de ce qu'il en était en 1960, soit 13,8 habitants/km², alors que les derniers chiffres s'élèvent jusqu'à 35,1 millions d'habitants. Cependant ce chiffre reflète mal une répartition homogène : on estime que 96% de la population vit sur 17% du territoire essentiellement dans le nord du pays [1].

Il en résulte une dégradation de l'environnement par entre autre une énorme production de déchets ; on estime à 10 millions de tonnes de déchets ménagers produits annuellement en Algérie. Ces déchets sont le plus souvent déposés dans des décharges sauvages engendrant diverses nuisances sur le milieu. Aujourd'hui, on a répertorié entre 2000 et 3000 décharges sauvages sur le territoire national.

Devant cette situation, les autorités ont décidé à partir de 2001 de mettre en œuvre une pratique de bonne gestion des déchets. Cette pratique consiste à mettre en place dans les grandes villes des centres d'enfouissement techniques (CET). Le premier CET réalisé est celui de Ouled Fayet qui a été mis en exploitation en 2002.

Le CET de Ouled Fayet a été conçu selon les normes d'hygiène et de protection de l'environnement, afin d'éliminer au mieux les déchets et d'éviter au maximum les nuisances dues à ces derniers.

Bien sur, nulle solution n'est parfaite, et les CET n'échappent à cette règle. Au fait, bien que les CET facilitent la gestion des déchets ménagers, ils portent certains effets directs néfastes envers les riverains et l'écosystème environnant ces installations, avec les poussières dégagés lors des déversements des camions des ordures, les odeurs nauséabondes, son attirance par certains animaux qui peuvent être vecteur de maladies...

Ce genre d'installation sert de stockage et de gestion des déchets pendant une période de temps limitée.

En effet, Bien que la durée de fonctionnement des CET soit limitée, leurs impacts n'en demeurent pas : les ordures ménagères continuent à vivre après leur enfouissement, créant ainsi d'autres nuisances. La plus importante reste la production du biogaz issue de leur dégradation, soit en moyenne 150 à 250m³ de gaz produit par la décomposition d'une tonne de déchets, dont plus de 60% de CH₄ et de mercaptans qui, s'ils ne sont pas recueillis, se trouvent dans l'atmosphère.

L'autre souci majeur engendré par les CET est celui des liquides formés lors de la percolation des eaux pluviales avec les déchets en pleine décomposition : les lixiviats.

Ces lixiviats, au fil du temps, se chargent en matières organiques et autres métaux lourds, ce qui fait un vecteur de pollution des plus dangereux.

Cela montre la nécessité de leur traitement avant de les rejeter dans l'écosystème. Car si les déchets disparaissent de nos vues, leur danger pourrait bien se trouver dans nos assiettes.

L'objectif de ce travail consiste à effectuer une caractérisation suivie d'un traitement des lixiviats issus du centre d'enfouissement technique de Ouled Fayet par association des procédés de coagulation-floculation et d'oxydation avancée de Fenton.

Pour cela, on a commencé par présenter des généralités sur les déchets et leur gestion, les décharges et leur fonctionnement, des généralités sur les lixiviats, leur effets sur l'environnement et la santé humaine et les diverses voies de traitement pour ce genre d'effluent sous forme de synthèse bibliographique.

On a ensuite présenté le CET de Ouled Fayet, montrant ainsi son rôle et ses caractéristiques techniques.

Dans la partie expérimentale, nous présentons les essais réalisés, commençant par une caractérisation globale de notre lixiviat jusqu'à optimisation des conditions de traitement par coagulation-floculation et Fenton, ainsi que leur combinaison.

Les déchets

I/ Les Déchets

I.1. Définition du Déchet

Le déchet peut être défini comme étant tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement, tout bien meuble abandonné ou que son détenteur destine à l'abandon [2].

Mais la définition officielle selon la Loi N°01-19 du 12/12/2001 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets est : tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation et plus généralement toute substance, ou produit et tout bien meuble dont le propriétaire ou le détenteur se défait, projette de se défaire, ou dont il a l'obligation de se défaire ou de l'éliminer [2].

I.2. Classification des Déchets Solides

I.2.1. Les Déchets Inertes

Les déchets inertes sont des déchets qui ne subissent en cas de stockage aucune modification physique, chimique ou biologique importante. Ces déchets ne se décomposent pas, ne brûlent pas et ne produisent aucune réaction physique, chimique ou biologique de nature à nuire à l'environnement. Leur potentiel polluant, leur teneur élémentaire en polluants ainsi que leur écotoxicité sont insignifiants [3].

I.2.2. Les Déchets Dangereux

Les déchets dangereux sont constitués des déchets dangereux des ménages, des déchets de soins et assimilés à risque et des déchets industriels spéciaux (déchets organiques ou minéraux comme les hydrocarbures, les goudrons, les solvants, les acides de décapage, tel les cendres volantes, ...etc). Ces déchets sont traités dans des centres de stockage spéciaux.

Les conditions d'implantation et de gestion de ce type de centre de stockage entraînent la mise en œuvre de conditions d'étanchéité optimum. Toutefois la production de lixiviats est limitée car les critères d'admission excluent tout déchet fermentescible et les déchets sont rapidement recouverts et isolés des eaux météoriques [3].

I.2.3. Les Déchets Ménagers et Assimilés

Les déchets ménagers et assimilés, appelés déchets non dangereux, comprennent notamment les déchets industriels banals qui sont les déchets provenant de l'industrie, du commerce, de l'artisanat, des services, des administrations et des activités de toutes natures, dès lors qu'ils ne sont ni inertes ni dangereux. L'évolution de ces déchets dans le site de stockage et leurs interactions avec le milieu extérieur conduisent à la dispersion de flux polluants, essentiellement à travers l'émergence de lixiviats qui résultent de la mise en solution par voies physico-chimiques et biologiques, des éléments polluants dans les eaux de percolation. Ainsi, des métaux, des molécules organiques et des quantités importantes d'azote ammoniacal se

trouvent concentrées dans les lixiviats [4]. Les caractéristiques des lixiviats varient très largement d'un centre de stockage à un autre. Cette variation est notamment basée sur la nature des déchets, leurs âges d'enfouissement, leur état de décomposition, la teneur en eau et la température [3].

I.3. Traitement et Gestion des Déchets Ménagers

I.3.1. Caractéristiques des Déchets Ménagers

Les figures I-1 à I-7 illustrent les résultats de certaines enquêtes et donne les principaux chiffres relatifs à la composition moyenne des déchets de quelques grandes villes [5].

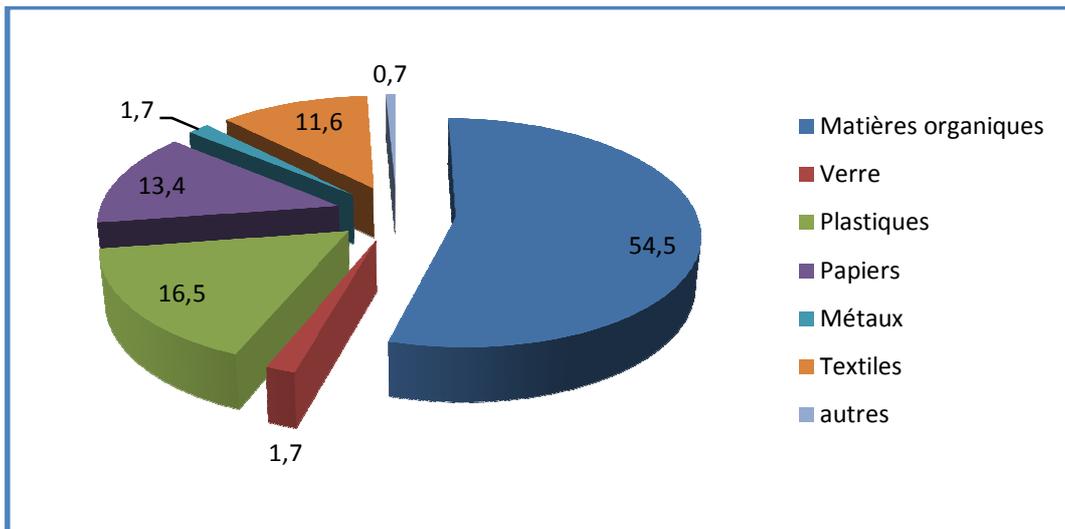


Fig I-1 Composition des déchets de la ville d'Alger [5]

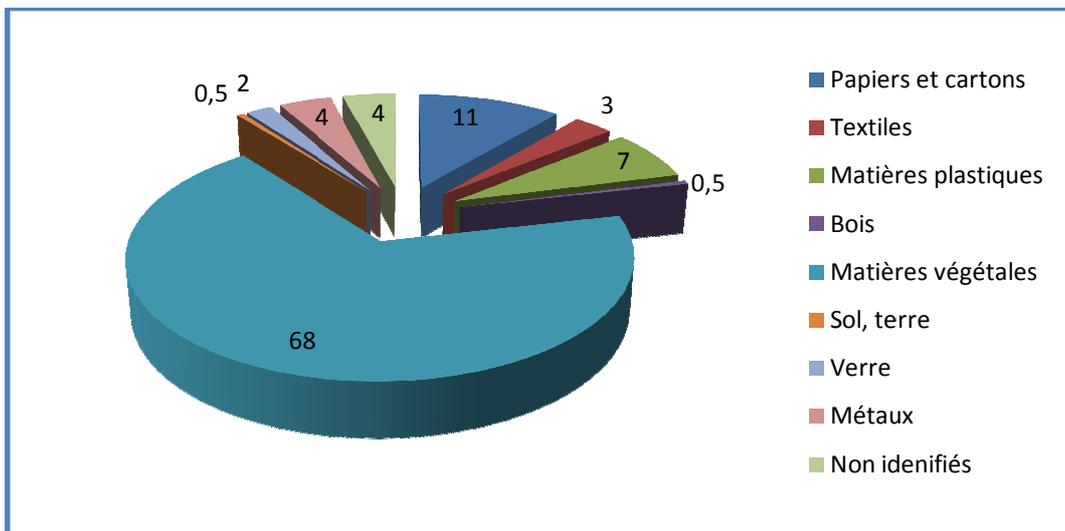


Fig I-2 Composition des déchets ménagers de quelques villes tunisiennes (Monastir, Médenine, Sfax et Nabeul) [6]

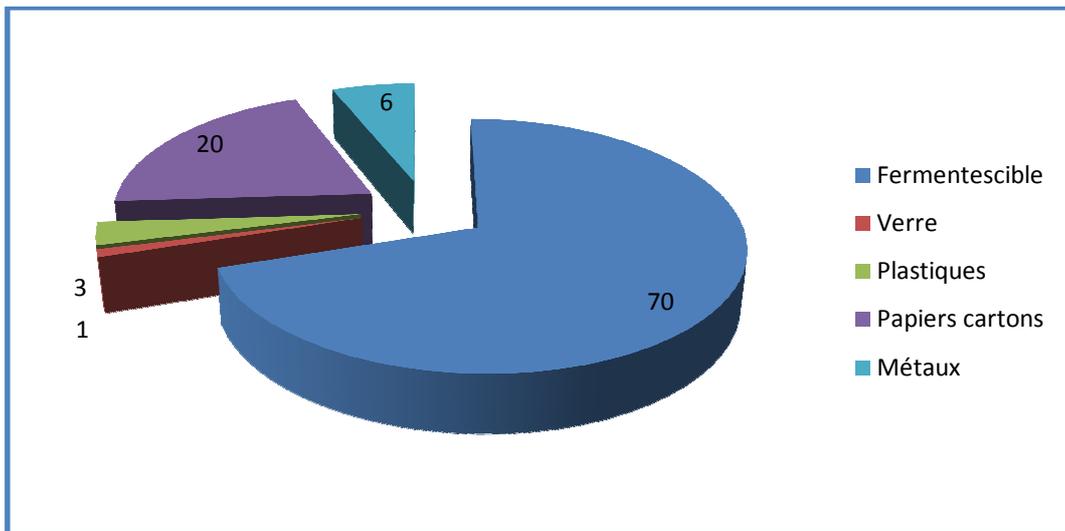


Fig I-3 Composition des déchets ménagers du Maroc [7]

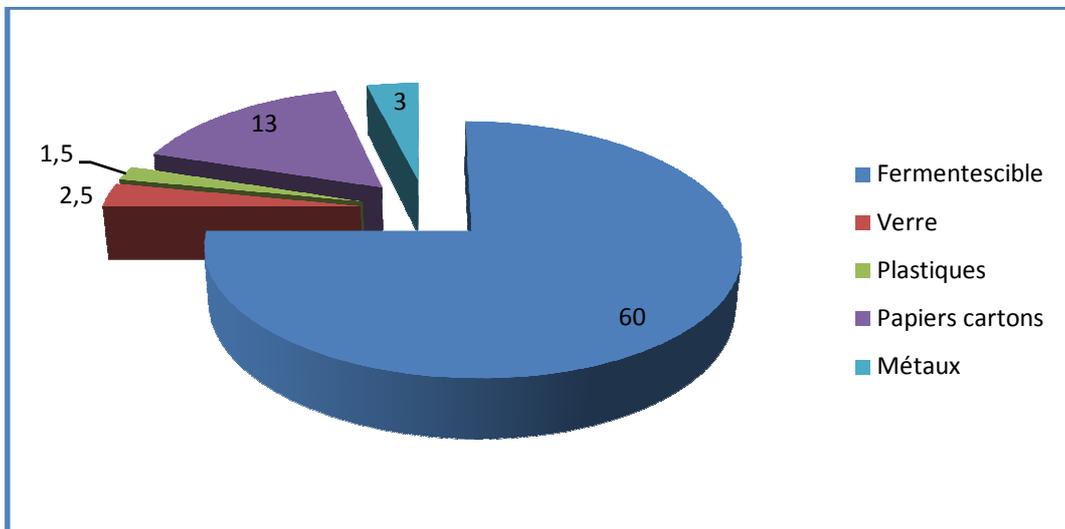


Fig I-4 Composition des déchets ménagers de l’Egypte [8]

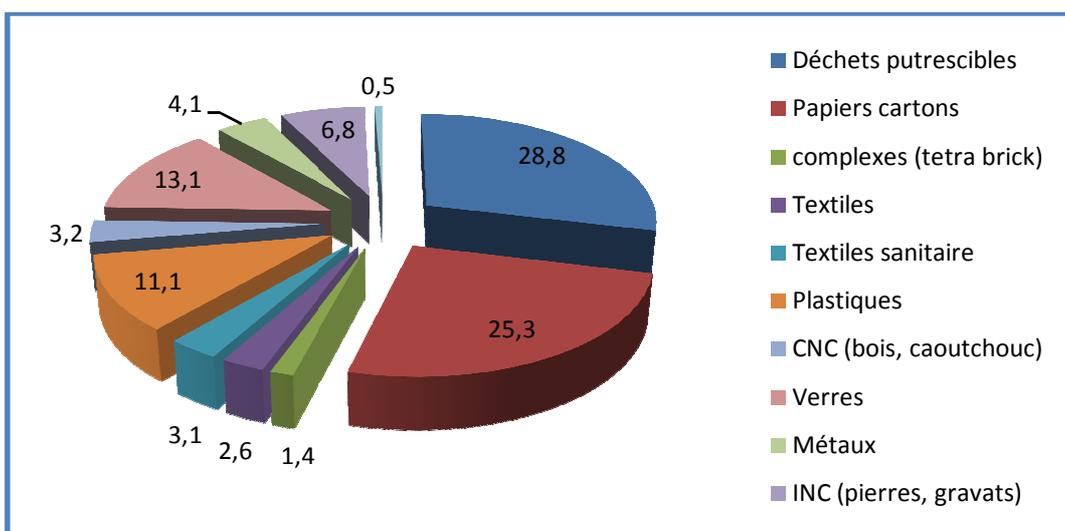


Fig I-5 Composition des déchets ménagers en France [9]

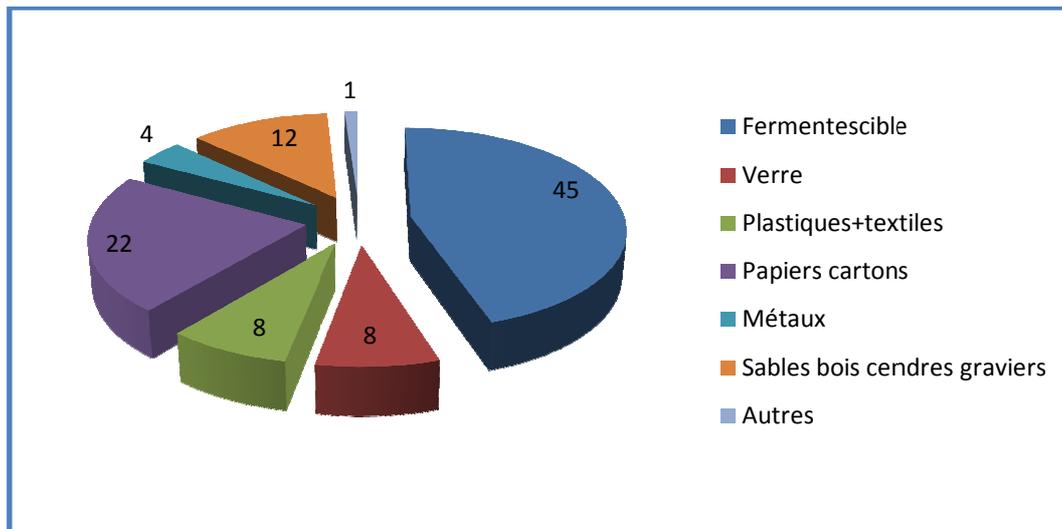


Fig I-6 Composition des déchets ménagers du Mexique [10]

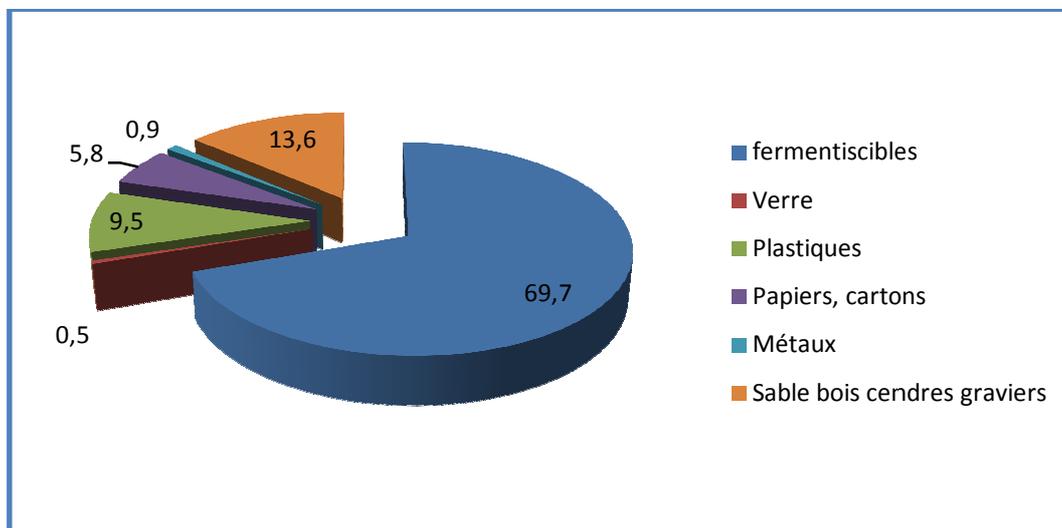


Fig I-7 Composition des déchets ménagers en Cote d'Ivoire [11]

Comme on peut le constater, ces déchets sont essentiellement composés de matières organiques. L'utilisation abusive des sachets en plastique explique la grande teneur du plastique dans les déchets algériens (plus que le double que celle des déchets tunisiens).

I.3.2. Indicateurs de l'Etat de Dégradation des Déchets Ménagers

I.3.2.1. Les Indicateurs Physiques

I.3.2.1.A. La Granulométrie

La séparation par taille est souvent réalisée avant toute autre analyse, permettant ainsi de séparer les fractions spécifiques. Plusieurs fractions sont distinguées : Les fines (< 20 mm), les moyens (entre 20 mm et 100 mm), et les gros (> 100 mm) [12]. Les fines sont les plus étudiées, notamment pour leur caractère biodégradable.

1.3.2.1.B. La Composition du Déchet

Les principales familles de déchets rencontrées sont les suivantes : Putrescibles, Papiers, Cartons, Complexes, Textiles, Textiles sanitaires, Plastiques, Combustibles non Classés, Verre, Métaux, Incombustibles non classés et les Déchets Spéciaux [12]. Toutefois, le tri des déchets n'est pas toujours réalisé selon ce type de classement.

1.3.2.1.C. Le Tassement des Déchets

L'évaluation des tassements est un bon indicateur de l'état de dégradation des déchets. De manière générale, les éléments subissant une dégradation voient leur comportement mécanique évoluer et ceci s'accompagne d'une réduction de la taille des éléments constitutifs [13].

1.3.2.2. Les Indicateurs Chimiques

1.3.2.2.A. La Teneur en Matière Organique et Teneur en Carbone Organique

La mesure de la perte au feu apporte une indication sur la charge organique présente dans un déchet.

La matière organique estimée par les solides volatils ne représente pas uniquement la matière biodégradable. Les composants présents dans le déchet doivent être bien identifiés car le taux de MO varie selon les catégories de déchets et certains composés génèrent des taux de matières organiques importants malgré leur faible dégradation au cours du temps. Les plastiques par exemple sont en effet des éléments qui contiennent de fortes teneurs en matière organique mais qui sont peu biodégradables [14]. Ceci peut surestimer la valeur réelle de la matière organique directement liée à l'état de dégradation du déchet. La teneur en matière organique semble diminuer avec l'âge du déchet [14], toutefois, pour deux déchets d'âge identique mais prélevés sur des sites différents, les valeurs peuvent être très variables.

1.3.2.2.B. L'Analyse Élémentaire

Les principaux éléments mesurés sur un déchet sont le carbone, l'hydrogène, l'oxygène et l'azote. A partir de ces teneurs, il est possible d'estimer la qualité du déchet et également d'effectuer des comparaisons avec d'autres échantillons naturels comme les sols et les sédiments. A titre d'exemple, le rapport C/H typique d'un déchet putrescible est compris entre 5/1 et 7/1 [15]. La mesure du carbone déterminée sur des déchets de différente composition a indiqué des valeurs entre 8-10 % pour un déchet constitué de sols et de déchets verts alors qu'elles se situent autour de 25-35 % pour un déchet ménager contenant du papier, du bois et du textile [16].

1.3.2.2.C. La teneur en Cellulose

Le rapport lignine sur (cellulose + hémicellulose) est un bon indicateur de l'état de décomposition d'un déchet et du potentiel méthanogène résiduel [17]. Les déchets ménagers contiennent initialement 40 à 50 % de cellulose, en majorité présente dans les papiers et cartons, 10 à 15 % de lignine et 12 % d'hémicellulose [17]. La dégradation de la cellulose est longue, ce composé devient l'un des principaux producteurs de biogaz au cours des dernières phases de dégradation. Ainsi la teneur en cellulose et le potentiel méthanogène du déchet sont fortement corrélés, la cellulose et l'hémicellulose représentant 91 % du potentiel méthanogène

[18]. La teneur en cellulose mesurée sur des déchets d'âges différents a indiqué des valeurs élevées pour un déchet de 4 ans (de l'ordre de 45 %) alors qu'elles sont de 5 % pour un déchet de 11 ans.

1.3.2.2.D. Le Rapport C/N

Le rapport C/N est le paramètre le plus communément mesuré pour évaluer la maturité d'un compost.

Il peut-être déterminé en phase solide comme en phase liquide lors d'une mise en contact avec de l'eau [19]. Un rapport C/N inférieur à 12 en phase solide est considéré comme un indicateur de maturité pour le compost [20] sachant qu'un rapport C/N proche de 10 correspond à des sols humiques. Actuellement, ce rapport seul n'est plus suffisant pour déterminer la maturité d'un compost, il est nécessaire de le combiner avec d'autres paramètres physico-chimiques tels que le pourcentage de MOT, ou des tests de phyto-toxicité [21-24]. Ce rapport est également utilisé par extension lors du compostage d'ordures ménagères.

1.3.2.2.E. Indice Lipidique

Les lipides sont présents en quantités importantes dans les déchets ménagers et représentent environ 7 à 15% de la matière sèche pour des déchets frais. La biodégradation des déchets est généralement marquée par une diminution de la teneur en lipides [25] et certains auteurs l'utilisent comme indicateur de dégradation [26-28]. En revanche, certains auteurs ne mettent pas en évidence l'évolution de la teneur en lipides au cours de la dégradation [27] à cause sans doute de la présence de lipides plus complexes et de la resynthèse microbienne de lipides.

Il faut noter que toutes ces analyses sur solide, bien qu'elles soient pertinentes, demandent une excavation des déchets enfouis. Or ces dernières ne sont que très rarement effectuées car elles sont difficiles à réaliser et posent de nombreux problèmes (perforation de la couverture, entrée d'air...). Il est de plus difficile d'obtenir un échantillon réellement représentatif du massif de déchets. De plus, bien que le nombre d'indicateurs semble plus important sur le support solide, il s'avère que seules les parties liquides et gazeuses sont analysées sur site lors du suivi post exploitation impliquant la nécessité de déterminer des paramètres indicateurs pertinents à partir de ces supports [29].

1.3.3. Types de Décharges

1.3.3.1. La Décharge Contrôlée Traditionnelle

Dans ce type de décharge :

- Les résidus sont répandus par couches successives d'épaisseur modérée (2m environ).
- Les couches sont exactement nivelées par des talus peu inclinés pour que les ordures ne soient pas remises à jour par les pluies.
- Le dépôt doit être suffisamment compact, pour éviter les vides importants favorisant les risques d'incendie et l'entrée d'air préjudiciable à la fermentation anaérobie.
- Le dépôt et les talus, étant ainsi réalisés par couches régulières, celles-ci doivent être recouvertes de terre ou d'un matériau approprié qui constitue la « couverture », laquelle doit avoir 10 à 30 cm d'épaisseur suivant la cohésion des matériaux et le soin apporté à leur tassement [30].

1.3.3.2. La Décharge Contrôlée Compactée

On distingue deux modes de compactage :

- Le compactage qui résulte du roulage sur la décharge de véhicules lourds de collecte et circulation des bouteurs assurant le régalinge des ordures et leurs déplacements vers le front de la décharge.
- Le compactage plus accentué, recherché systématiquement, est obtenu non seulement par les engins de mise en place, mais aussi par l'action des engins spéciaux dont le rôle est d'effectuer un compactage intensif et une dilacération des déchets. Ces engins interviennent au fur et à mesure des arrivages pour obtenir un tassement d'autant plus efficace que les couches successives sont plus minces : compacteurs à pieds de mouton.

Ce type de décharge présente aussi un certain nombre d'avantages :

- Un meilleur emploi du volume du site ;
- Un tassement ultérieur sensiblement diminué ;
- Un meilleur aspect général ;
- Le travail en couches minces (0,50 à 0,80 m) qui permet une certaine réduction des travaux de couverture intermédiaire, sous réserve de certaines précautions notamment vis-à-vis des conditions climatiques [30].

1.3.3.3. La Décharge d'Ordures Préalablement Broyées

Une nouvelle méthode est apparue depuis une vingtaine d'années, elle consiste à broyer les ordures avant de les mettre en décharge : il en résulte une structure différente. La matière étant divisée en petits éléments, la masse plus homogène ne comportant pas de vides importants. On obtient ainsi un dépôt plus dense sans recourir au compactage. Au contraire, on évite dans ce cas le compactage pour permettre l'aération et favoriser la fermentation aérobie.

Ce type de procédé présente en outre d'autres avantages :

- Une exploitation plus facile, les contraintes à observer pour écarter les nuisances étant moins lourdes que pour les autres types de décharges contrôlées ;
- Une stabilité du sol qui peut s'obtenir plus rapidement grâce au volume des déchets ;
- La mise en culture plus facile et plus rapide, en particulier, la décharge d'ordures broyées est susceptible de valoriser plus rapidement les sols pauvres, arides ou humides ;
- Il semble bien aussi que la température interne, ainsi que le pouvoir absorbant et même filtrant des ordures broyées, rendent fort improbables les infiltrations et que, par conséquent, la pollution des nappes ne soit à redouter que par le ruissellement superficiel [30].

1.3.3.4. Décharges Contrôlées de Déchets Mis en Balles

Elles étaient utilisées sans autre prétraitement pour les déchets urbains et industriels banals ; au moyen d'une presse qui les comprime à une densité d'environ 0,9 T/m³, les déchets sont mis sous forme de balles ligaturées d'un volume de 1 à 5 m³. Les balles sont ensuite rangées sur le site de la décharge par couches successives. Il n'y a donc plus besoin d'engin de répartition et/ou du compacteur ; l'aspect de la décharge est nettement amélioré.

De même les envols et l'éparpillement des déchets (papiers et autres) sont évités [30].

1.3.3.5. Centre de Stockage de Déchets (CSD) Ultimes

L'évolution de la réglementation européenne et des réglementations nationales des états membres de l'Union Européenne, ainsi que les progrès techniques en terme de gestion et de traitement des ordures ont permis d'améliorer la sécurité des installations de stockage. En France, la loi du 2 juillet 2002 vise la réduction du stockage des déchets pouvant encore évoluer et exige la mise en décharge de déchets ultimes. Les structures de centre d'enfouissement ont évolué vers un seul objectif : limiter les impacts environnementaux [30]. L'amélioration continue des techniques permet aujourd'hui d'entrevoir de nouveaux types de stockage qui, avant d'être des filières d'élimination seront des filières de valorisation [31].

1.3.3.6. Bioréacteur

Le centre d'enfouissement peut également évoluer vers le concept de bioréacteur qui est caractérisé par deux principes : le confinement et le contrôle des paramètres de fermentation. D'un point de vue technique, les bioréacteurs sont des sites d'enfouissement traditionnels. La seule différence repose sur le fait que les lixiviats générés ne sont pas traités en dehors du site, mais ils sont mis en recirculation dans les résidus. Cette recirculation permet d'accélérer la dégradation des matières organiques (matières putrescibles) en maintenant un fort taux d'humidité. Selon certains auteurs, il s'agit d'un retour en arrière en matière de gestion des matières résiduelles [32].

En effet, après avoir préconisé un apport minimal de liquides et réduit au maximum les infiltrations d'eau dans les volumes de déchets (afin de limiter la décomposition organique pour diminuer tous les rejets qui y sont associés, notamment lixiviats et biogaz), les technologies en matière de gestion des déchets cherchent maintenant à augmenter cette humidité pour accélérer cette dégradation. Mais la maîtrise industrielle de ce procédé est loin d'être acquise : les phénomènes complexes qui se déroulent à l'intérieur des casiers restent mal connus et difficiles à mesurer. Pour fonctionner, les bioréacteurs ont besoin d'un apport constant d'humidité. Certains considèrent que la teneur en humidité maximale pour optimiser la dégradation est au dessus de 45% [33]. Ainsi, en plus des lixiviats, il est parfois nécessaire de rajouter des quantités importantes de liquides, ou tout simplement de l'eau ce qui est interdit par la réglementation dans certains pays comme le Canada. Ce système dans les PED, sera difficile à appliquer face aux difficultés liées à l'eau. Certes, cette humidité sert à accélérer la dégradation des composés organiques présents dans le massif mais tout ce qui est plastique, métaux et différents contenants restent quasiment intacts. La durée de stabilisation attendue d'un bioréacteur anaérobie est de l'ordre de quelques années (10 – 15 ans) contre les siècles dans un site confiné [13,34]. Elle serait de 1 à 5 ans dans un bioréacteur aérobie [35]. Par contre dans les PED, 40 à 50 % des déchets enfouis sont des matières organiques (papiers, fermentescibles). Le reste n'est pas facilement dégradé.

Toutefois la production du biogaz est réalisée dans un bioréacteur anaérobie en majorité pendant la phase d'exploitation. De plus, l'accélération de la dégradation des déchets dans un bioréacteur est aussi, sujet à discussion. La plupart des expériences réalisées à ce jour ont montré que la forte hétérogénéité des résidus enfouis entraînait des zones de dégradation importante et des zones inertes où la dégradation est bloquée [36,37]. Cela crée des

tassements non maîtrisés et parfois des effondrements à différents endroits sur l'ensemble de la surface du site. Ainsi de nombreuses équipes de recherche essaient d'améliorer ce problème de dégradation hétérogène par divers moyens [36,38-40]. Certains chercheurs ont mis en évidence des ruptures dans le système de captage de biogaz et des lixiviats, ou dans les puits verticaux, suite à des effondrements importants [41,42]. Ce genre d'incident peut entraîner un dysfonctionnement général du bioréacteur. Toutefois plusieurs chercheurs s'accordent à dire que la dégradation des déchets est accélérée.

I.3.4. Elimination et Valorisation des Déchets

I.3.4.1. L'Incinération

Ce traitement consiste à détruire les déchets par le feu ou plus exactement par une combustion aussi complète que possible des déchets. Vis-à-vis de l'incinération, la grandeur caractéristique la plus fréquemment utilisée est le PCI, ce procédé est utilisé pour des déchets ayant un PCI élevé ($PCI > 7200 \text{ KJ/Kg}$) et une teneur en eau relativement faible ($Hu < 50\%$). L'incinération est souvent couplée à une récupération d'énergie. En effet, l'incinération d'une tonne d'ordures ménagères produit entre 1,5 à 2 tonnes de vapeur, soit un équivalent d'énergie de 300 à 350 KWh.

I.3.4.2. Le Compostage

Le compostage est défini comme étant la « décomposition biologique thermophile, en présence d'oxygène et dans des conditions contrôlées, de biodéchets collectés séparément, sous l'action de micro- et de macro-organismes, afin de produire du compost » [43]. Le compostage consiste en un processus de biodégradation aérobie de la matière organique sous l'action d'une très grande diversité de micro-organismes qui préexistent dans les substrats concernés. Le compost, produit final du compostage, est de la « matière humique stable, assainie, riche en matière organique et non nauséabonde, qui résulte du compostage des biodéchets... » [43]. Il est composé pour l'essentiel d'une fraction organique stabilisée et de composés minéraux. L'action de composter est donc de produire de la matière organique de type humique stable [44], il permet alors de réduire la masse des déchets tout en le stabilisant et de produire un engrais naturel riche en matière organique destiné à l'agriculture [45].

I.3.4.3. La Méthanisation

La méthanisation est un processus de digestion anaérobie pouvant répondre à un double objectif de valorisation énergétique par récupération de méthane (CH_4) et de stabilisation des déchets organiques.

Le biogaz est utilisé comme combustible et le digestat, produit solide final de la digestion anaérobie, est utilisable comme amendement organique sur les terres agricoles (éventuellement après une opération de maturation aérobie complémentaire) [45].

CONCLUSION : *Ainsi, les déchets génèrent plusieurs types d'effluent, nous nous intéresseront en particulier sur les déchets liquides issus des centres de stockage, à savoir les lixiviats.*

Le Lixiviat

II/ Le Lixiviat

II.1. Le phénomène de Lixiviation

La lixiviation est une technique d'extraction de produits solubles. Elle consiste à faire passer lentement un liquide à travers un solide en poudre. Le lixiviat, liquide que produit l'opération, peut ensuite être traité pour en extraire les substances dissoutes.

Le café filtre est obtenu par lixiviation. L'eau passe à travers la poudre de café moulu.

En edaphologie, la lixiviation est également le processus au cours duquel l'eau de ruissellement passe au travers des pores du sol, et se rapproche de la percolation.

Elle est aussi utilisée dans l'industrie minière.

Dans le domaine de l'altération des matériaux, la lixiviation est le phénomène de lessivage d'éléments solubles. Le verre est altéré par dissolution des sels alcalins et alcalinoterreux qui vont, une fois en contact avec les éléments atmosphériques, (carbone, soufre, hydrogène) se recristalliser. La lixiviation entraîne une modification de composition du matériau originel. Pour le verre, la couche lixiviée correspond à la couche résiduelle riche en silice et appauvrie en cations modificateurs de réseau structurel de base (potassium, sodium, magnésium et calcium).

En gestion environnementale, le phénomène de lixiviation est le processus au cours duquel l'eau s'infiltré dans un site de stockage et se charge de matières dangereuses comme les métaux lourds. L'eau finissant dans la nappe phréatique par ruissellement. Le phénomène est très présent dans toutes les anciennes décharges ménagères et industrielles où les déchets n'ont pas été stockés dans un environnement imperméable ou avec un processus de traitement du ruissellement.

II.2. Le Lixiviat des Décharges

On peut définir le lixiviat comme étant le jus de décharges, soit l'eau qui a percolé à travers les déchets en se chargeant de polluants [46].

La législation européenne définit le lixiviat comme « tout liquide filtrant par percolation des déchets mis en décharge et s'écoulant d'une décharge ou contenu dans celle-ci ». Plus communément, le lixiviat provient de l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement en substances minérales et organiques dissoutes ou en suspension [3].

II.3. Les Etapes de Formation des Lixiviats

Plusieurs processus se superposent lors de la formation des lixiviats de décharge

II.3.1. Les Processus Mécaniques

On pourra parler des phénomènes hydrodynamiques, tel que l'infiltration des eaux pluviales, la vitesse de percolation, la viscosité et la rugosité du milieu... Des équations sont employées afin de quantifier ces processus : on citera l'équation du bilan hydrique (Fig II-1).

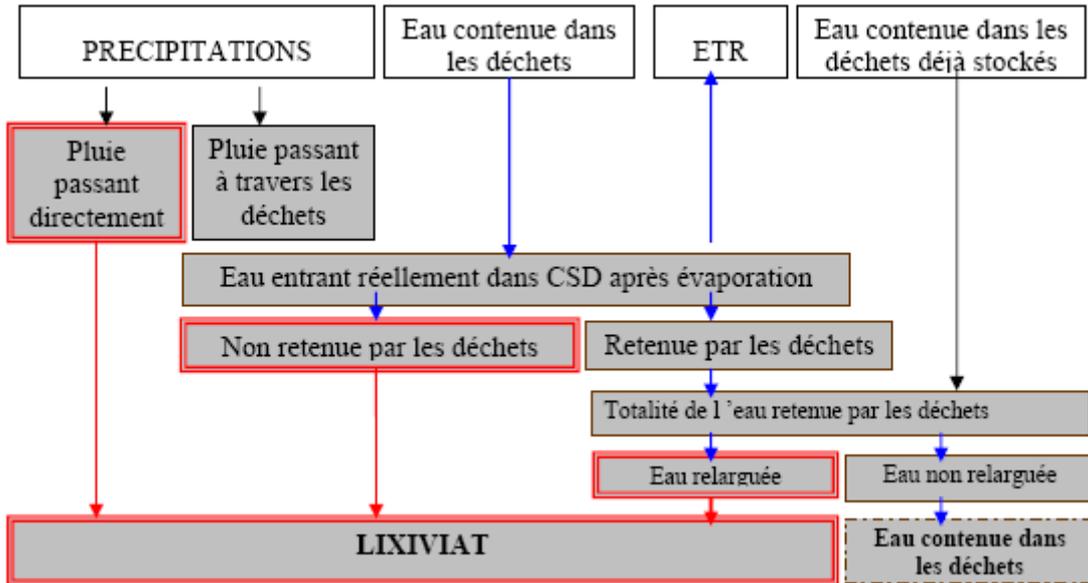


Fig II-1 Bilan Hydrique [30]

II.3.2. Les processus Chimiques

On pourra parler de solubilisation, de complexation, d'oxydoréduction et d'adsorption.

II.3.3. Les Processus Biologiques

II.3.3.1. Phase Aérobie

De courte durée, pendant laquelle se produit l'hydrolyse de la matière organique. Elle correspond à la mise en place de déchets et est réalisée en milieu neutre. Cette phase dure de quelques jours à quelques semaines [3].

II.3.3.2. Phase d'Acidogenèse

C'est une phase de transition. Au cours de celle-ci, il y a formation d'acides carboxyliques et d'acides gras volatils (AGV) au cours de laquelle les conditions aérobies évoluent vers des conditions anaérobies. Ces acides peuvent représenter jusqu'à 95% du carbone organique total du lixiviat. Cette phase se caractérise par une chute du potentiel d'oxydo-réduction (le milieu devient réducteur) et une augmentation de la demande chimique en oxygène (DCO). Pendant cette phase, la dissolution partielle des phases minérales augmente et charge les eaux en grande quantité d'ions majeurs et de métaux lourds [3].

II.3.3.3. Phase Anaérobie

Peut être aussi appelée phase acétogénique. Elle est caractérisée par la présence de bactéries acétogènes qui hydrolysent et transforment la matière organique par fermentation, produisant des molécules simples solubles (acides gras, ammoniac). Elle correspond à une fermentation acide avec production, entre autres, d'acide acétique et d'hydrogène. Les

lixiviats produits durant cette période possèdent de fortes valeurs en demande biochimique en oxygène (DBO) et un faible pH. La charge organique du lixiviat est alors très élevée [3].

II.3.3.4. Phase Méthanogénique

Dite aussi méthanique, elle correspond à la phase de production de biogaz (CH₄ et CO₂ essentiellement) qui se déroule dans des conditions très réductrices en concurrence avec la réduction des ions sulfates en ions sulfure. Bien que l'activité biologique soit au maximum de son activité, les lixiviat sont souvent qualifiés de « stabilisés ». Cependant, les produits du processus acétogénique continuent à être libérés. Pendant cette phase le pH augmente et le milieu devient basique [3]. Cette phase peut durer plusieurs années [47].

II.3.3.5. Phase de Dégradation Humique [48]

C'est une phase de maturation finale, nommée aussi « sulphur oxydation » qui présume du devenir des sulfures par oxydation à long terme [49]. Cette phase, très peu décrite dans la littérature, correspond à la stabilisation des constituants de la décharge et à un ralentissement important des réactions biologiques et chimiques au sein des déchets [3].

La figure II-2 résume les différentes phases que subit la matière organique du déchet.

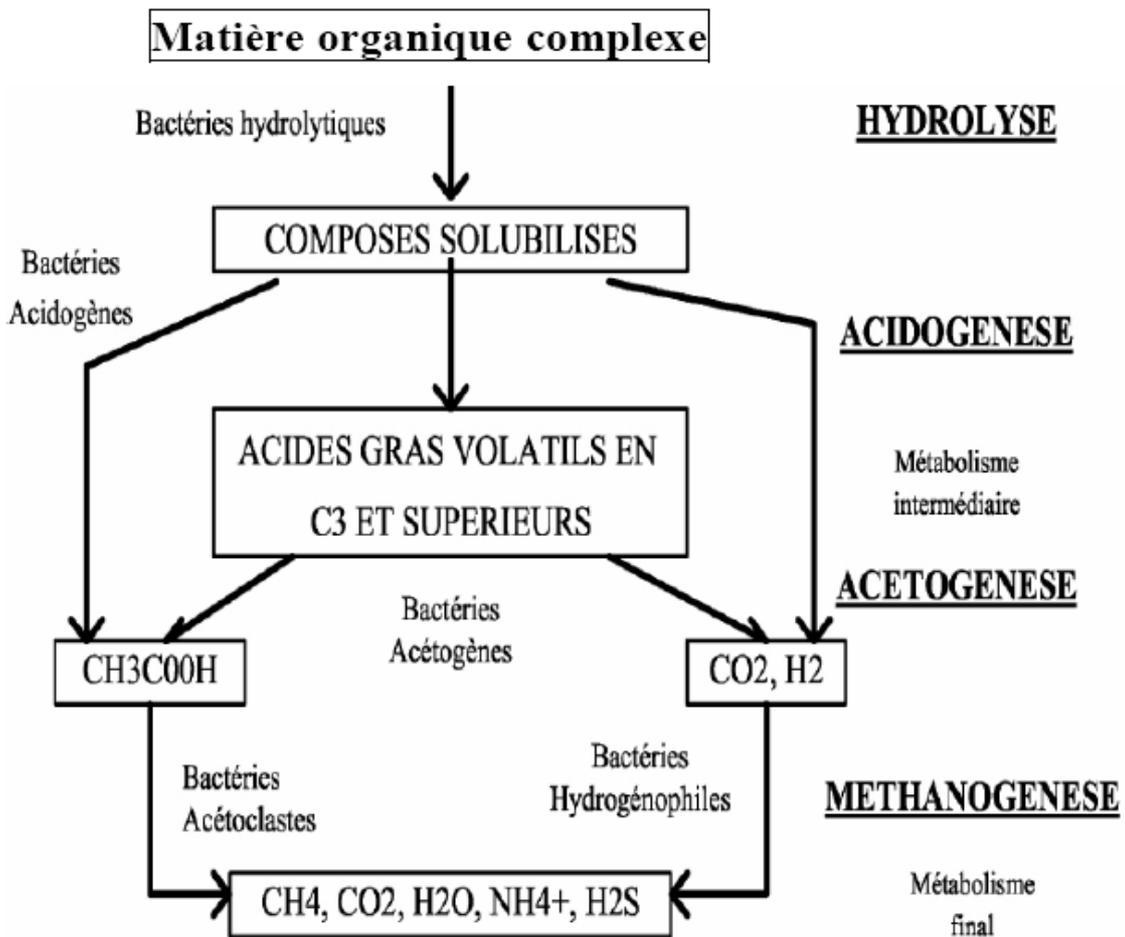


Fig II-2 Différents voies de décomposition biologique anaérobie de la matière organique

II.4. Les Types de Lixiviats des Décharges et leur Composition

II.4.1. Le Lixiviat Jeune

Il est caractérisé par un pH acide de l'ordre de 6. Le rapport DBO₅/DCO est important, du fait de la présence des microorganismes. La DCO dépasse souvent les 20 000 mg/l et peut même atteindre des valeurs extravagantes (jusqu'à 80 000 mg/l), les acides carboxyliques représentent environ 80% de la charge organique [50]. Ainsi, un traitement biologique est fortement recommandé pour ce genre d'effluent [51].

II.4.2. Le Lixiviat Intermédiaire

C'est une phase de transition entre le lixiviat jeune et le lixiviat stabilisé. Le pH s'approche généralement de la neutralité et la charge organique est nettement plus faible que celle du jeune (entre 3 000 et 15 000 mg/l). Le rapport DBO₅/DCO avoisine les 0,2. Le pourcentage en acides carboxyliques est faible (20 à 30%). Ce genre de lixiviat est faiblement biodégradable et c'est plutôt les procédés physico-chimiques qui sont préconisés pour son traitement [50].

II.4.3. Le Lixiviat Stabilisé

Ou appelé aussi le lixiviat vieux. La DCO ne dépasse pas les 2 000 mg/l et le pH est légèrement basique (7,5 à 8,5), les acides carboxyliques et les métaux n'existent presque pas dans ces eaux, mais la teneur des composés à haut poids moléculaire est importante [50].

CONCLUSION CHAPITRALE : *nous avons vu lors de ce chapitre qu'au niveau des centres d'enfouissement technique, il y a formation de ce qu'on appelle les lixiviats, et ceci en passant par plusieurs étapes, et en faisant participer plusieurs phénomènes, définissant l'âge et le type de ce dernier. Dans ce qui suit, nous nous intéresseront aux répercussions des lixiviats sur l'environnement et porter une étude détaillée sur les lixiviats intermédiaires.*

*Déchets
Solides,
Lixiviats et
Environnement*

III/Déchets solides, Lixiviats et Environnement

III.1. Nuisances Dues aux Décharges

Bien qu'une décharge soit un projet à durée limitée, ses effets ne le sont pas [30].

Les nuisances envers l'environnement dues aux déchets ménagers sont diverses. On peut les classer de plusieurs manières.

Ce qui est sur, c'est que les nuisances issues des centres d'enfouissement techniques sont du aux solides stockés, du biogaz et des lixiviats, on peut alors parler d'une classification selon l'état physique du déchet.

Les déchets solides peuvent parfois s'envoler dans le milieu portant atteinte ainsi aux paysages. Les déchets organiques peuvent attirer des animaux et risque de modifier la chaîne alimentaire, peuvent même aller jusqu'à transmettre certaines maladies. L'isolation de ses déchets est alors nécessaire.

Les déchets gazeux (biogaz) créent des odeurs nauséabondes dérangeant ainsi les riverains. Les troubles constatés chez des populations vivant à proximité de décharges malodorantes sont les insomnies, fatigue, irritation pulmonaire, modification du goût et de l'odorat. Ils présentent un risque potentiel d'incendies et d'explosion. Ils contribuent aussi à l'effet de serre. On doit alors assurer leur captage.

Les déchets liquides (les lixiviats) peuvent contaminer les eaux sous-terraines présentes à proximité du site. Il peut alors y avoir prolifération de certains organismes pathogènes depuis les puits qui irriguent les champs de culture.

Ils existent aussi certaines nuisances au niveau des centres d'enfouissement techniques dues essentiellement aux bruits et poussières des véhicules et les bioaérosols émis lors du déversement des déchets au niveau des casiers.

Le tableau III-1 et la figure III-1 résument les nuisances causées par un centre d'enfouissement technique envers l'homme et l'environnement.

Tableau III.1 Nuisances et impacts générés par les CET [30]

Nature des Nuisances	Origines	Impacts
Envois	Papiers et plastiques, feuilles, Textiles	Pollution du milieu naturel, atteintes au paysage
Odeurs	Déchets, fermentation, biogaz	Désagréments pour le personnel et les riverains
Poussières	Circulation des véhicules et engins	Désagréments pour le personnel et les riverains
Animaux	Attrait nutritif des déchets	Transport de maladies, gêne pour l'aviation, atteinte à la chaîne alimentaire
Incendies et Explosion	Imprudences, déchets incandescents, Accumulation de biogaz	Danger pour le personnel, nuisances olfactives
Bruit	Circulation d'engins	Désagréments pour le personnel et les riverains
Défrichage et Déboisement	Implantation d'une installation de stockage	Appauvrissement paysager, gêne visuel
Pollution des sols et des eaux	Infiltration du lixiviat	Dégradation milieu naturel
Effet de serre	Biogaz non capté	Modification du climat, pathologie des plantes
Risques Sanitaires	Toxicité des déchets, organismes pathogènes	Maladies

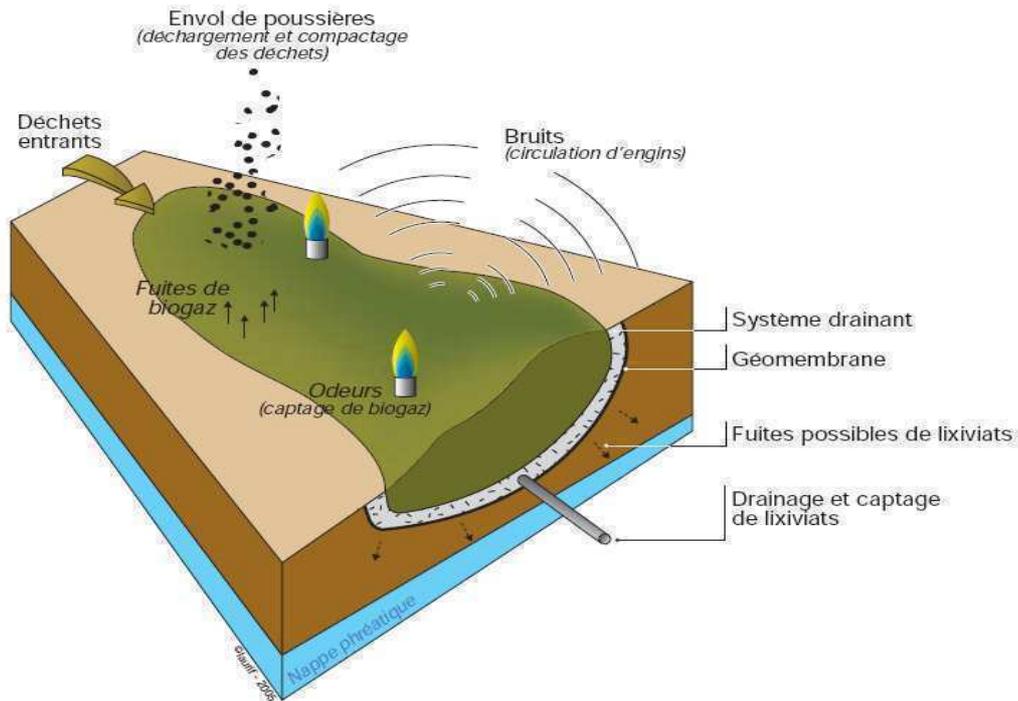


Fig III-1 Origine des nuisances dans un CET

Il faut toute fois mentionner qu'un CET aménagé et géré convenablement, dans les règles de l'art (étancheification du sous-sol, couche intermédiaire de couverture, récupération du biogaz et traitement des lixiviats) ne génère pratiquement aucune ou très peu de nuisances sur l'environnement.

III.2. Pollution par les Lixiviats

Les lixiviats véhiculent une grande variété d'éléments susceptibles de porter atteinte à l'écosystème :

III.2.1. La Pollution Organique

Les matières organiques consomment, en se dégradant, l'oxygène dissous dans l'eau. Elles peuvent donc être à l'origine, si elles sont trop abondantes, d'une consommation excessive d'oxygène, et provoquer l'asphyxie des organismes aquatiques. Le degré de pollution s'exprime en demande biochimique en oxygène sur 5 jours (DBO_5) et en demande chimique en oxygène (DCO).

III.2.2. La Pollution Azotée

L'azote peut se trouver dans les lixiviats sous quatre formes, dont la somme constitue l'azote global.

III.2.2.1. L'azote organique ($R-NH_2$)

Pouvant avoir comme origine :

- La décomposition des déchets organiques (protéines, polypeptides, acides aminés)
- Les rejets organiques d'origine humaine ou animale (urée).
- Les engrais azotés.

-Les adjuvants de certains détergeant.

III.2.2.1. L'Azote Ammoniacal

Selon les conditions du pH, il se trouve dans les eaux sous forme ionisée (NH_4^+), peu néfaste vis-à-vis de la faune aquatique, ou sous forme hydratée (NH_3) qui, en revanche, peu entraîner de graves conséquences sur les milieux récepteurs du fait de sa toxicité. L'ammoniaque provoque, même à de faibles concentrations, des liaisons bronchiales chez les poissons, qui limitent les échanges entre le sang et le milieu extérieur. Dans les lixiviats, le pH est compris entre 6,5 et 8,5, la plus grande partie de l'azote ammoniacal se trouve sous forme ionisée, donc peu toxique.

III.2.2.2. Les Nitrites

Ils peuvent être présents dans l'eau sous forme non ionisée d'acide nitreux (HNO_2) ou ionisée (NO_2^-). La première forme, qui apparait dans certaines conditions de température et de pH, est la plus toxique pour les organismes vivants. Dans le sang, les nitrites ont la faculté de se fixer sur l'hémoglobine et de bloquer l'échange en oxygène (méthémoglobine). Les nitro-amines (issues de la combinaison des nitrites et des protéines dans le tube digestif) sont soupçonnées d'être cancérogènes).

III.2.2.3. Les Nitrates

en eux-mêmes, ils semblent peu toxiques vis-à-vis de la faune aquatique. L'azote des nitrates avec, dans une moindre mesure, celui des nitrites et de l'ammoniaque, est l'un des éléments nutritifs majeurs des végétaux, dans lesquels sont métabolisés pour fournir essentiellement des protéines, des acides nucléiques et les polymères des parois cellulaires. Les nitrates constituent un facteur d'eutrophisation qui se traduit par une croissance excessive des algues et des plantes et une consommation supplémentaire de l'oxygène dissous, entraînant une dégradation du milieu aquatique. Les nitrates sont susceptibles d'être réduits en nitrites dans le tube digestif.

III.2.3. Pollution par les Orthophosphates

Le phosphore permet le développement de certaines algues, à forte dose il favorise le phénomène d'eutrophisation, et peut même tuer certains poissons [45].

III.2.4. Pollution par les Métaux Lourds

Scientifiques, chercheurs, médecins et thérapeutes constatent l'effet désastreux de ces derniers sur notre santé. Le Mercure, par exemple, se dissout dans les graisses et se dépose dans les tissus nerveux et musculaires, dans le lait maternel ou encore la peau.

Quant au Plomb, il se dépose dans les os: 90% à 95% de celui-ci, n'ayant pas été éliminé par la bile, les selles et l'urine.

Le cadmium pénètre dans l'organisme par les voies digestives ou respiratoires et peut provoquer des troubles de la respiration et des voies urinaires. Il est responsable (à fortes doses) de troubles hépato-digestifs, sanguins, rénaux et osseux. Il peut également troubler

l'approvisionnement énergétique cellulaire et diminuer la synthèse des protéines ainsi que la formation d'anticorps.

L'arsenic pénètre dans l'organisme principalement par voies digestives mais aussi par voie respiratoire. Le composé le plus toxique est l'arsenic inorganique qui s'accumule dans la peau, les cheveux et les ongles. A forte dose, il pourrait favoriser l'apparition de cancers des poumons, des reins.

Par ingestion d'une dose de 1 à 3 mg de nickel par kg de poids corporel, on observe des perturbations intestinales, convulsions et asphyxie. Par contact, les symptômes sont : démangeaisons, dermatites, asthme, inflammations. Par les voies respiratoires, on observe une élévation du nombre de cancers du poumon et des cavités nasales.

Enfin, l'Aluminium, très abondant dans notre environnement, est très toxique. Il est absorbé par la peau, les poumons et le tractus digestif. Sa toxicité affecte les os, les reins, l'estomac et le cerveau.

CONCLUSION : *comme il a été décrit dans ce chapitre, les lixiviats portent une grande nuisance envers l'homme et l'environnement, leur traitement est donc plus que nécessaire. Au cours du prochain chapitre, nous allons présenter les procédés de traitement de ce genre d'effluents.*

*Les Principaux Procédés
de Traitement des
Lixiviats de Décharges*

IV/ Les Principaux Procédés de Traitement des Lixiviats de Décharges

Il existe des procédés physico-chimiques et des procédés biologiques.

IV.1. Les Procédés Physico-chimiques

Il existe de nombreux procédés physico-chimiques qui ont été utilisés avec succès dans le traitement des lixiviats.

IV.1.1. Les Procédés Membranaires

On appelle membrane tout matériau qui mis sous la forme de parois minces (0,05 mm à 2 mm) a la propriété d'opposer une résistance sélective au transfert des différents constituants d'un fluide et donc de permettre la séparation de certains des éléments (suspensions, solutés ou solvants) composant ce fluide [52].

Il existe plusieurs types de procédés membranaires, on cite la perméation, la dialyse, la filtration (micro, ultra et nano-filtration, l'hyper filtration ou autrement appelé l'osmose inverse). Ces types de filtration se distinguent par la porosité des membranes et des pressions du fluide appliquées. Par exemple, la nano-filtration atteint des pressions de l'ordre de 10 à 20 bars [46], tandis qu'elle arrive jusqu'à 80 bars pour l'osmose inverse.

IV.1.2. Flocculation-Coagulation

Les procédés de coagulation et de flocculation facilitent l'élimination des MES et colloïdales. Celle-ci est réalisée dans une étape ultérieure de séparation solide liquide: décantation, flottation ou filtration.

IV.1.2.1. Mécanisme de la Coagulation-Flocculation

Les colloïdes sont donc des particules impossibles à décanter naturellement, et pour lesquelles les phénomènes de surface sont primordiaux. Ces phénomènes régissent la stabilité des suspensions colloïdales. En effet, les colloïdes sont soumis à deux grands types de forces

- force d'attraction de Van der Waals, liée à la structure et à la forme des colloïdes ainsi qu'à la nature du milieu (EA),
- force de répulsion électrostatique, liée aux charges superficielles des colloïdes (EB).

La stabilité d'une suspension colloïdale dépend du bilan des forces d'attraction et de répulsion, dont le niveau énergétique est donné par : $E=EA+EB$ (Fig IV-1).

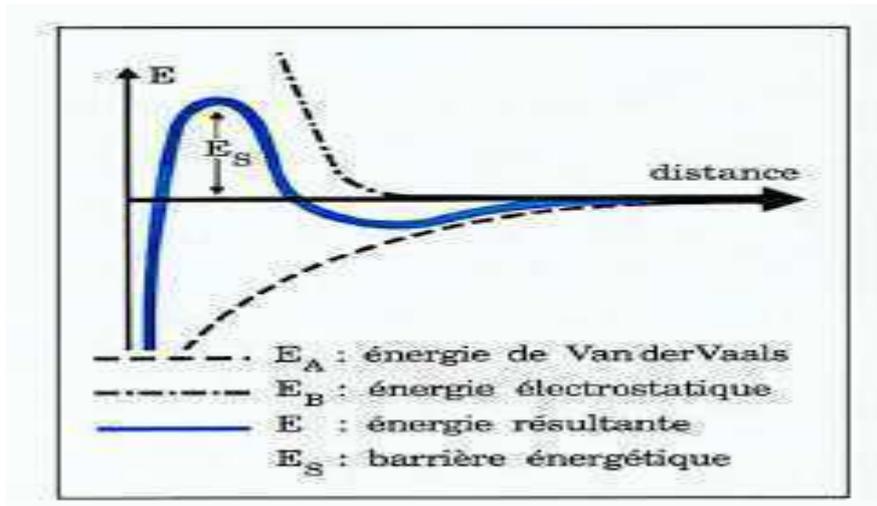


Fig IV-1 Stabilité d'une suspension colloïdale [52]

Pour déstabiliser la suspension, il faut franchir la barrière énergétique E_S . Pour cela, et afin de favoriser l'agglomération des colloïdes, il faut diminuer les forces de répulsion électrostatique. C'est la coagulation qui réalise cette déstabilisation.

IV.1.2.2. Mécanisme de la Coagulation-Floculation par la Théorie de la Double Couche

Les colloïdes présents dans l'eau brute sont très généralement chargés négativement (imperfections du réseau cristallin, ionisation des groupements chimiques périphériques, ...). Afin de neutraliser cette charge négative de surface, des ions positifs, présents dans l'eau brute ou ajoutés, viennent former une couche autour du colloïde. Diverses théories ont été avancées :

- **Théorie de HELMHOLTZ:** Une couche d'ions positifs recouvre intégralement la surface du colloïde et assure la neutralité de l'ensemble (couche adhérente).
- **Théorie de GOUY-CHAPMAN.** La couche d'ions positifs est inégalement répartie autour du colloïde; la neutralité est obtenue à plus grande distance (couche diffuse).
- **Théorie de STERN** qui rassemble les deux précédentes et considère la formation d'une double couche. La première couche est adhérente au colloïde, le potentiel y décroît rapidement. La seconde couche est plus diffuse, avec une diminution plus lente du potentiel (Fig IV-2).

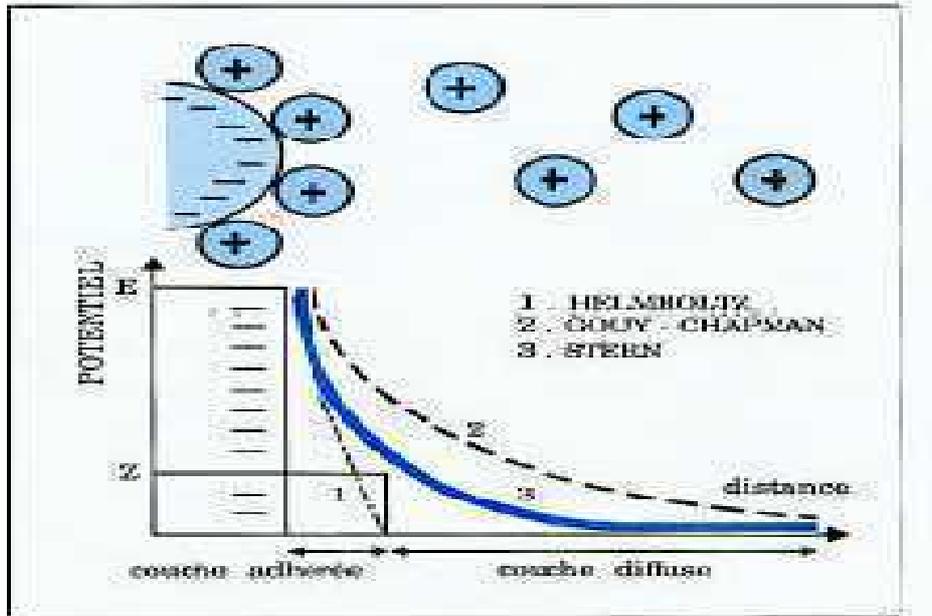


Fig IV-2 Théorie de la double couche [52]

Le colloïde se déplace avec une partie de sa double couche. Cette couche, liée au colloïde, correspond à la couche fixe de la théorie de Stern. Le colloïde se caractérise par deux Potentiels :

- E : Potentiel à la surface du colloïde ou potentiel thermodynamique.
- Z : Potentiel à la surface du plan de cisaillement ou potentiel électrocinétique.

Ce potentiel Z, encore appelé potentiel Zéta, régit le déplacement des colloïdes et leur interaction mutuelle. L'électrophorèse permet de le définir: quand une particule est soumise à un champ électrique, elle atteint presque instantanément une vitesse telle qu'un équilibre s'établit entre la force électrique d'attraction et la force de frottement due à la viscosité du milieu.

Le calcul conduit à la relation suivante entre la mobilité électrophorétique et le potentiel Zéta :

$$Me = \frac{\varepsilon Z}{k\eta}$$

Me : Mobilité électrophorétique

ε : Constante diélectrique du milieu

η : Viscosité dynamique

k : 4 ou 6 suivant les hypothèses.

Des particules ayant le même potentiel électrocinétique Zéta possèdent la même mobilité électrophorétique indépendamment de leur diamètre.

Dans la théorie de la double couche, la coagulation est l'annulation du potentiel Zéta [52].

IV.1.2.3. Mécanisme de la Coagulation-Floculation par la Théorie Chimique

Les énergies de liaisons covalentes étant de 20 à 50 fois supérieures aux énergies électrostatiques, une "**théorie chimique**" a été également introduite pour interpréter la déstabilisation des suspensions colloïdales. Ce modèle considère que la charge primaire d'une particule colloïdale est due à l'ionisation directe des groupements chimiques présents à sa surface (hydroxyles, carboxyles, phosphates, sulfates, ...). La déstabilisation se réalise par **réaction covalente** entre ces groupes et les ions métalliques polyvalents des coagulants. Cette théorie montre que la précipitation simultanée d'hydroxydes métalliques et le pontage interparticulaire sont des phénomènes importants dans la coagulation.

La coagulation est la déstabilisation des particules colloïdales par addition d'un réactif chimique : le coagulant.

La floculation est l'agglomération de ces particules "déchargées" en microfloc, puis en flocons volumineux et décantables, le floc. Cette floculation peut être améliorée par l'ajout d'un autre réactif: le floculant ou adjuvant de floculation.

Deux phénomènes de transport régissent la floculation

. La floculation péricinétique liée à la diffusion brownienne (agitation thermique).

La vitesse de floculation ou variation du nombre de particules au cours du temps est donnée par

$$\frac{dn}{dt} = \frac{4 \cdot \alpha \cdot T}{3 \cdot \eta \cdot n^2}$$

n : Nombre de particules par unité de volume

α : Fraction des chocs efficaces

k : Constante de Boltzmann

T : Température absolue

η : Viscosité dynamique

d : Diamètre de la particule.

La floculation orthocinétique est liée à l'énergie dissipée. L'efficacité de cette floculation qui permet d'obtenir le floc volumineux séparable est donnée par :

$$-\frac{dn}{dt} = \frac{1}{6} \cdot \alpha \cdot n^2 \cdot G \cdot d^3$$

pour un régime laminaire, et

$$-\frac{dn}{dt} = k \cdot n^2 \cdot G \cdot d^3$$

pour un régime turbulent [52].

Avec

$$G = \sqrt{\frac{P}{V \cdot \eta}}$$

G : Gradient de vitesse moyen (s^{-1})

P : Puissance réellement dissipée (W)

η : Viscosité dynamique (kg/m.s)

V : Volume occupé par le fluide (m^3).

IV.1.2.4. Facteurs Influençants la Coagulation-Floculation

On cite le pH, les sels dissouts, la température, la turbidité, le type et la quantité du coagulant, la vitesse et la durée d'agitation...

IV.1.3. Oxydation

IV.1.3.1. Oxydation Classique

Le traitement chimique classique consiste à ajouter un réactif oxydant en solution afin d'obtenir l'oxydation des polluants organiques. Parmi les réactifs les plus utilisés on peut citer :

- Le chlore : oxydant puissant et peu coûteux, il présente l'inconvénient d'être peu sélectif, il produit habituellement des sous produits organochlorés cancérigènes (chloramines).
- Le permanganate de potassium : c'est un oxydant puissant mais cher, qui fonctionne correctement dans une grande gamme de pH. Il se manipule difficilement et il ajoute du manganèse à l'eau traitée.
- L'oxygène : c'est un oxydant doux qui nécessite de gros investissements dans les installations. Son faible coût d'exploitation fait de lui un réactif attrayant.
- le peroxyde d'hydrogène : c'est un oxydant qui est utilisé dans de nombreux procédés. Il peut être utilisé directement ou avec un catalyseur. Cependant sans catalyseur il ne permet pas la dégradation de certains composés organiques.
- L'ozone : c'est un oxydant puissant qui présente l'avantage, comme le peroxyde d'hydrogène et l'oxygène, de ne pas introduire d'éléments supplémentaires dans le milieu. En revanche il s'agit d'un gaz instable qui doit par conséquent être produit sur site. A pH basique, il peut produire des radicaux hydroxyles et donc être considéré comme un procédé d'oxydation avancée [53].

IV.1.3.2. Oxydation Avancée

Les procédés d'oxydation avancée (POA) ont été définis en tant que procédés ayant lieu à température et pression ambiante et produisant des radicaux très réactifs (en particulier les radicaux hydroxyles) permettant ainsi le traitement d'effluents aqueux [54].

Les nombreux procédés d'oxydation avancée ont en commun beaucoup de similitudes du fait de la participation des radicaux hydroxyles dans la plupart des mécanismes.

Les radicaux hydroxyles sont généralement considérés comme les espèces actives responsables de la destruction des polluants.

Grâce à leur potentiel rédox standard élevé de 2,8 V (Tableau IV-1), ces radicaux sont capables d'oxyder la majorité des composés organiques en dioxyde de carbone et en eau, mais aussi sous forme d'espèces simples telles que les acides formique, acétique, maléique et oxalique, l'acétone ou de dérivés chlorés comme le chloroforme [55]; cependant ces espèces simples restent très intéressantes car elles prennent place dans les cycles énergétiques de la plupart des organismes vivants : leur oxydation biologique est alors possible. Les principaux composés oxydables par les radicaux hydroxyles sont les alcools, les aldéhydes, les amides, les amines, les cétones, les colorants diazoïques, les composés aromatiques, les composés organohalogénés et les éthers [56].

Tableau IV-1 : Les potentiels redox des principaux oxydants [55]

Oxydant	E° (V)
Fluor (F₂/HF)	3,03
Radical hydroxyle (HO°)	2,80
Oxygène atomique (O°)	2,42
Ozone (O₃)	2,07
Peroxyde d'hydrogène (H₂O₂)	1,77
Permanganate (MnO₄⁻/MnO₂)	1,67
Dioxyde de chlore (ClO₂)	1,50
Dichlore (Cl₂)	1,36
Dibrome (Br₂)	1,09

Le nombre important de procédés d'oxydation avancée vient du fait qu'il existe beaucoup de méthodes pour créer des radicaux hydroxyles. Les réactifs utilisés dans ces procédés sont coûteux : H₂O₂, O₃. De même que les procédés physiques pour les produire : UV, ultrasons et plasmas.

IV.1.4. Adsorption

L'adsorption est la méthode la plus appliquée pour l'élimination des composés organiques récalcitrants du lixiviat de décharge. L'adsorption est un procédé de transfert de masse par lequel une substance est transférée à partir de la phase liquide à la surface d'un solide. En raison de ses propriétés physiques inhérentes, grande superficie, structure microporeuse, capacité élevée d'adsorption et réactivité de surface, l'adsorption utilisant le charbon actif granulaire (CAG) ou le charbon actif en poudre (PAC) suscite une attention considérable pour le déplacement des polluants organiques et inorganiques des eaux usagées souillées. Parmi les adsorbants étudiés, le CAG s'est avéré l'adsorbant le plus efficace pour le déplacement des métaux lourds (Cd(II), de Cu(II), de Cr(III), de Mn(II), de Pb(II) et de Zn(II)). Environ 80 – 96% des métaux lourds avec une première concentration de 184 mg/l pouvaient être enlevés à une gamme de pH de 6 à 7,7 avec 2 g/l de CAG. [52]. L'élimination de la DCO par le CAG donne de bon résultat, avec un abattement de la DCO dépassant les 95% pour seulement 10g de CAG/l de lixiviat [45].

IV.2. Les Procédés Biologiques

IV.2.1. Phytoremédiation

C'est un procédé basé sur l'absorption par la flore (les arbres, l'herbe, les buissons...) des lixiviats des décharges avec l'aide du sol. Ce procédé, répandu dans les zones forestières, rurales et agricoles, nécessite un lixiviat faiblement chargé et de bonnes connaissances sur la plante utilisée en tant que bioréacteur [57]. En contre partie, les plantes peuvent profiter du lixiviat pour subvenir à leur besoins nutritifs [58]. Les feuilles absorbent les nutriments gazeux et volatiles tel que l'ammonium. Les racines aspirent l'effluent, ainsi son débit est réduit et les composés dangereux (Na, K, métaux lourds,...) sont stockés au niveau de la plante et dégage la vapeur d'eau par évapotranspiration : elle joue le rôle d'un filtre. Les racines jouent aussi le rôle de support pour les bactéries (rhizosphère, ...) tel un lit bactérien (Fig IV-3). Au final, le complexe plante-sol assure la fonction de moult procédés à un prix dérisoire, à savoir la filtration, l'adsorption, l'absorption et le lit bactérien, qu'elle est belle la nature !

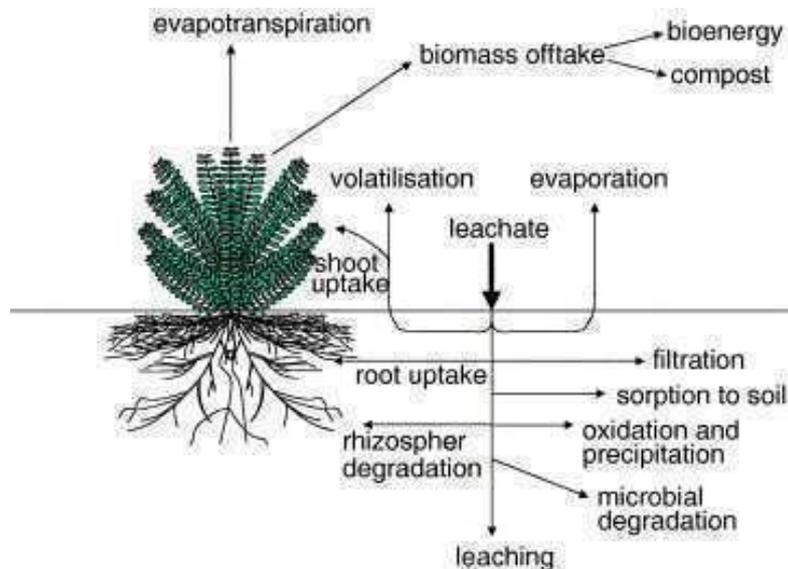


Fig IV-3 Représentation du bioréacteur complexe sol-plante dans la phytoremédiation des lixiviats [59]

Il existe environ 400 espèces reconnues de plantes hyper accumulatrices tolérantes aux métaux lourds, elles sont ainsi capables d'accumuler une certaine concentration d'un métal donné. On peut citer par exemple le tournesol, le pissenlit, le colza, l'orge, différentes crucifères, l'ortie. Les américains travaillent beaucoup sur des arbres comme le peuplier [60].

IV.2.2. Procédés par Boues Activées (Culture Libre)

Les procédés par boues activées comportent essentiellement une phase de mise en contact de l'eau à épurer avec un floc bactérien en présence d'oxygène (**aération**) suivie par une phase de séparation de ce floc (**clarification**).

Ils sont en fait une intensification de ce qui se passe dans le milieu naturel. La différence provient d'une plus grande concentration en micro-organismes et, par conséquent, d'une

demande volumique en oxygène plus importante. De plus, pour maintenir en suspension la masse bactérienne, une agitation artificielle est nécessaire (Fig IV-4) [52].

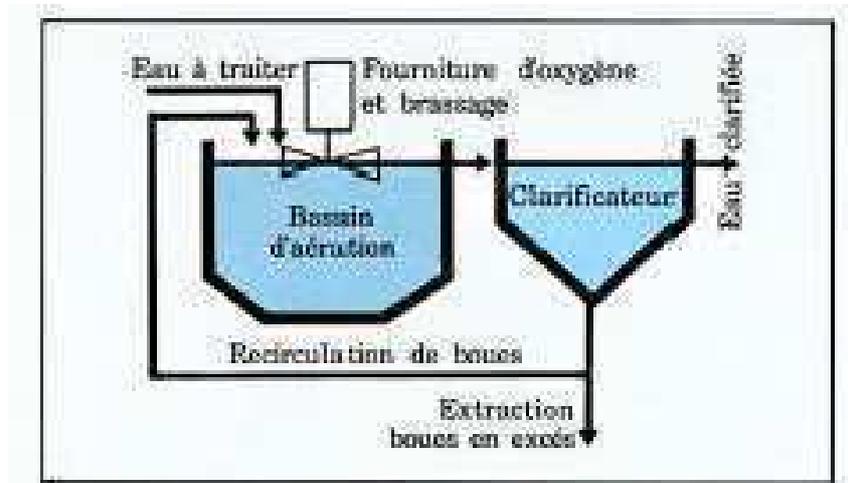


Fig IV-4 Schéma simplifié d'un système à boues activées [52]

IV.2.3. Lit Bactérien

Le principe de fonctionnement d'un lit bactérien, quelquefois appelé filtre bactérien ou filtre percolateur, par analogie au terme anglais "biofilter", consiste à faire ruisseler l'eau à traiter sur une masse de matériau, de surface spécifique comprise entre 50 et 200 m²/m³, servant de support aux microorganismes épurateurs qui y forment un film plus ou moins épais.

IV.2.4. Le Lagunage Naturel

Le rayonnement solaire est la source d'énergie qui permet la production de matière vivante par les chaînes alimentaires aquatiques (chaînes trophiques). L'épuration des effluents est réalisée essentiellement par des **bactéries aérobies** dont l'oxygénation est assurée par l'action chlorophyllienne de végétaux qui participent aussi à la synthèse directe de la matière organique [52].

- les **microphytes** ou algues microscopiques. Ce sont essentiellement des algues vertes ou bleues difficilement séparables,
- les **macrophytes** ou végétaux macroscopiques qui comprennent des formes libres (ex. lentilles d'eau) ou fixées (ex. roseaux) [52]. La figure IV-5 montre le cycle biologique d'une lagune.

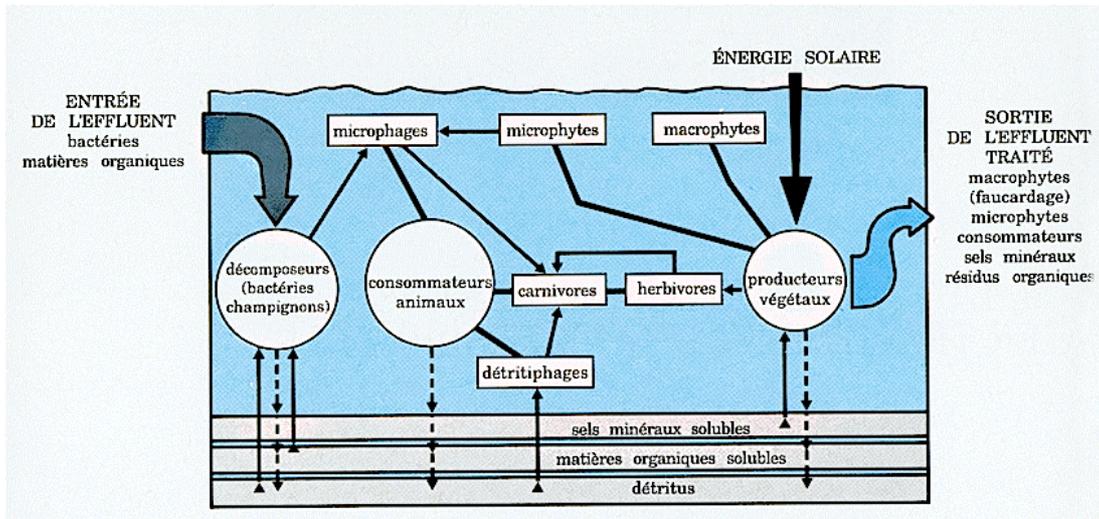


Fig IV-5 Cycle biologique d'une lagune [52]

CONCLUSION : L'association entre ces procédés peut donner des résultats satisfaisants. Parmi cette panoplie de procédés, la coagulation-floculation a été retenue pour sa combinaison avec le procédé de Fenton lors de notre étude, voyons voir ce que c'est que le Fenton.

*Le Procédé de
Fenton*

V/ Le Procédé de Fenton

V.1. Mr. Fenton

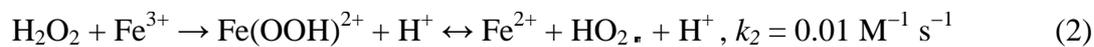
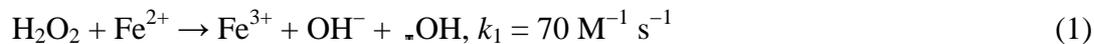
Henry John Horstman Fenton (18 Février 1854 - 13 Janvier 1929) est née en Angleterre. Il a suivi ces études a Magdalen College School, King's College London et Christ's College, Cambridge. Il est devenu demonstrator en chimie à Cambridge en 1878 et lecturer d'université en chimie de 1904 à 1924.

V.2. Principe

Le procédé de Fenton est basé sur des réactions d'oxydation avancée avec de l'eau oxygénée en présence d'un catalyseur ferreux générant ainsi des radicaux hydroxyles. Son utilisation est préconisée quand on a à faire à des molécules récalcitrantes, c'est-à-dire à des particules non biodégradables, tel que les déchets sanitaire des hôpitaux (les hormones, les antibiotiques...), les déchets d'industrie biologiques (les enzymes, certaines protéines...), les lixiviats des décharges...

Comme toute réaction radicalaire, le mécanisme de réaction est composé de trois phases partageant une série de réaction [61]:

Initiation:

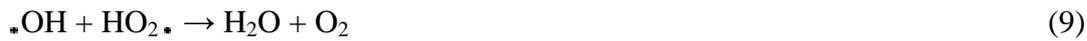


Propagation:



Terminaison:





Comme on peut le constater dans cette chaîne de réactions, la phase d'initiation n'est lancée qu'en présence d'ions ferreux dans un milieu riche en protons (pH=3) [61]. Des composés intermédiaire sont formés tel que les ions ferriques, et le $\text{Fe}(\text{OH})_2$. Ainsi, les radicaux $\cdot\text{OH}$ formés vont se multiplier lors de la phase de propagation et vont servir à oxyder la pollution, ne produisant que du CO_2 et de l'eau. Lors de la phase de terminaison, il y a recombinaison des radicaux produisant ainsi de l'eau oxygénée et l'oxygène.

V.3. Les Types de Fenton

Tout est une question de la forme du catalyseur ferreux.

V.3.1. Procédé de Fenton Classique :

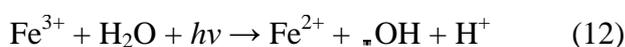
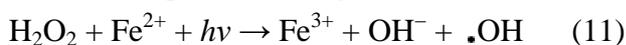
Rien de faramineux, la présence des ions ferreux est assurée par l'ajout progressive de ces derniers sous forme de sulfates de fer II 7 fois hydraté (ou tout autre composé générant des ions Fe^{2+}). Le rapport molaire $[\text{H}_2\text{O}_2]/[\text{Fe}^{2+}]$ pour un lixiviat intermédiaire ou stabilisé doit tendre vers 6 [61,63]. Bien qu'il soit simple et standard, les réactions (1) et (7) ont respectivement une constante de réaction de $70 \text{ M}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$ et $3,2\cdot 10^8 \text{ M}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$, une réaction qui favorise l'oxydation des ions Fe^{2+} en ions Fe^{3+} , alors que la réaction (2) nous montre que la constante de réaction qui favorise la réduction des ions Fe^{3+} en ions Fe^{2+} est à peine de $0,01 \text{ M}^{-1}\cdot\text{s}^{-1}$; une consommation des sulfates de fer lors de ce procédé est alors excessive et on assiste à la formation d'une quantité importante des boues, ce qui oblige un autre traitement de séparation de ces derniers.

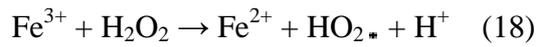
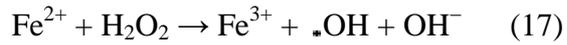
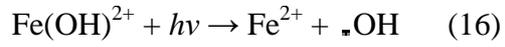
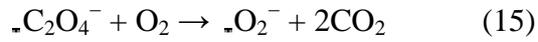
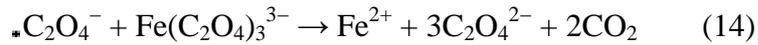
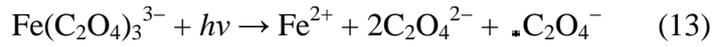
V.3.2. Procédé d'Electro-Fenton

Afin d'éviter la consommation abusive du catalyseur et limiter les boues, on a pensé à y remédier par adjonction d'une électrode de fer qui génère, en présence d'un milieu acide, les ions ferreux, qui, après leur réaction et transformation en ions ferriques, sont retransformés en ions ferreux par application d'un potentiel électrique. Plus donc la peine de rajouter des composés ferreux, et les boues auront disparus, reste à facturer l'électricité consommée.

V.3.3. Procédé Photo-Fenton

En plus des ions ferreux, le procédé peut être boosté par les rayons ultra-violets, qui, sont connus pour leur pouvoir d'une part de former les radicaux hydroxyles [61], et de régénérer d'autre part les ions Fe^{2+} , en passant par l'oxalate. On peut songer à minimiser la quantité du FeSO_4 rien qu'avec les rayons solaires [61].





CONCLUSION : on a retenu la combinaison des procédés de coagulation-floculation avec Fenton, ces procédés vont être appliqués pour le traitement des lixiviats intermédiaires du centre d'enfouissement technique de Ouled Fayet d'Alger.

*Présentation du Centre
d'Enfouissement
Technique de Ouled
Fayet*

VI. Présentation du Centre d'Enfouissement Technique de Ouled Fayet

VI.1. Contexte Juridique

Le site de la décharge publique de Ouled Fayet a été retenu par l'étude du schéma général d'assainissement du grand Alger, approuvé par décret présidentiel n°76.53 en date du 25/03/76 qui recommandait l'aménagement de deux nouvelles décharges, l'une à l'Ouest (OULED FAYET), l'autre à l'Est (OULED MOUILLEH. Boudouaou). Le schéma a été mis en œuvre par le lancement des travaux de la décharge de Ouled Fayet en 1988/ 1989 suite à un accord entre l'APC et le conseil populaire de la ville d'Alger.

Les travaux d'aménagement, qui ont débuté en 1998, étaient indispensables à la mise en place d'un système d'exploitation des déchets, visant en priorité à protéger l'environnement du site de toutes nuisances susceptibles d'être générées. Ces travaux portent notamment sur :

- 1- L'imperméabilisation du fond des casiers.
- 2- La mise en place de points de contrôle des eaux superficielles.
- 3- La mise en place d'une buse pour l'évacuation des eaux de pluie du bassin versant.
- 4- La mise en place d'une chemise de drainage pour l'évacuation des percolats de chaque casier.
- 5- Les matériaux issus du déblai des casiers, devront faire l'objet d'un stockage de façon sélective afin de différencier les argiles, les sables et les terres végétales.
- 6- L'installation d'un bassin de stockage des eaux de percolation.
- 7- La mise en place et en service d'un pont bascule à l'entrée de la décharge.
- 8- La construction des bâtiments d'entretiens et des bureaux.
- 9- Les plantations périphériques intérieures et extérieures (mur de clôture) d'une longueur de 2600 m [64].

VI.2. Présentation du Site

Le site est situé à 15 Km au Sud-Ouest d'Alger avec une surface de 40 ha dont 20 ha d'enfouissement de type décharge contrôlée compactée, la pluviométrie moyenne s'élève à 800-900 mm/an [65].

Le site comporte 5 casiers étanchéifiés (argile+géomembrane+géotextile) (Fig VI-1 et VI-2) : C1, C2 et C3 sont remplis et couverts (360.000 m³ pour C1 et C2, 1 000 000m³ pour C3), C5 en cours d'exploitation quant au C4 il est toujours vide [65].

Décharge réhabilitée en 1999, Ouverture du CET en 2002 : Casiers 1 et 2 fermés en juin 2004 et Casier 3 fermé en 2007.



Fig VI-1 Vue du CET depuis google earth

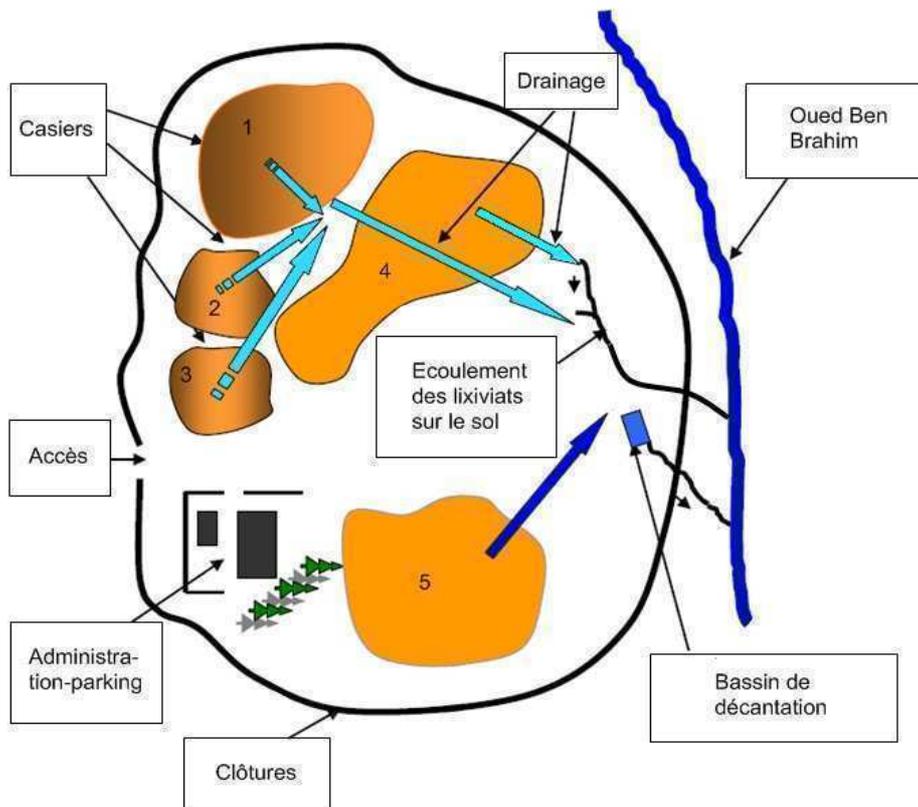


Fig VI-3 Schéma du CET de Ouled Fayet

VI.3. Prise de Contact

La prise de contact s'est réalisée en allant directement sur site avec l'autorisation obtenu à la direction générale de NET-COM à Alger Centre. On a été accueilli au niveau du centre par le directeur de la décharge Mr. Benzine et l'ingénieur M^{elle} Chedeba Fatiha, qui nous a servi de guide au niveau de l'installation.

VI.4. Quelques Données sur les Déchets

VI.4.1. Les Quantités de Déchets du CET Ouled Fayet

Le centre d'enfouissement technique de Ouled Fayet a une capacité prévue de 6.000.000 m³, soit près de 3.000.000 tonnes pour une durée de vie estimée à 10 ans. Actuellement la quantité moyenne de déchets déversés dans le CET de Ouled Fayet est de 450 tonnes par jour. Le nombre moyen de voyages effectués par jour est de 100 voyages [66].

Le nombre de casiers exploités à ce jour est de 04 casiers, dont la quantité des déchets reçus pour chaque casier est donnée en tableau VI-1

Tableau VI-1: Quantité des déchets reçus au niveau du CET d'Ouled Fayet pour chaque casier

CASIER	Nombre de Voyages			Tonnage			Quantité compactée	Taux d'exploitation
	Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total	Ordures Ménagères	Terre de Couverture	Total		
N°1	29 130	2 743	31 873	132 791	19 168	151 959	85 147	119 % (saturé)
N°2	19 090	668	19 758	79 420	4 676	84 096	47 092	116 % (saturé)
N°3	180 952	12 905	193 857	972 771	86287	1 059 058	593 072	123% (saturé)
N°4	0	0	0	0	0	0	0	0

VI.4.2. Caractéristiques des Déchets du CET Ouled Fayet

Certains déchets sont interdits au niveau du CET Ouled Fayet, le tableau VI-2 nous montre les déchets interdits et autorisés au niveau de ce centre [1].

Tableau VI-2 Classement des déchets autorisés et interdits du CET de Ouled Fayet [1]

Les déchets admissibles	Les déchets interdits
Ordures ménagères. Objets encombrants. Déchets de voirie. Déchets industriels et commerciaux assimilables aux ordures ménagères. Déchets verts. Boues dont la siccité $\geq 30\%$. Déchets fermentescibles et fortement évolutifs de l'industrie et de l'agriculture. Déchet de bois ; papier, carton	Déchets dangereux et déchets industriels spéciaux. Déchets d'activités de soins et assimilés. Déchets radioactifs. Déchets contenant plus de 50mg/Kg de PCB. Déchets inflammables et explosifs. Déchets liquides ou solides dont la siccité $\leq 30\%$. Pneumatiques usagés.

VI.5. Caractéristiques Techniques du CET Ouled Fayet

Après étude du sol et des propriétés géologiques du site retenu pour l'implantation de la décharge, commence alors les travaux de terrassement, une excavation d'une dizaine de mètres de profondeur et d'une superficie de 10.000 m² est creusée donnant naissance à un casier. Sur le fond de ce dernier, une couche d'argile ou de marne y est déposée. Intervient ensuite la pose de la géomembrane en polyéthylène haute densité (PEHD), Un matériau étanche, permet d'éviter toute infiltration dans le substratum, sur le fond et les talus ou parois du casier, la pose de cette géomembrane exige une maîtrise des techniques de soudures. Cette dernière est alors recouverte par une couche de géotextile (matériau souple absorbant les chocs) pour la protéger des contraintes de cisaillement [64].



Fig VI-4 Casier neuve du CET Ouled Fayet

Un caniveau de drainage perforé et entouré du grillage pour recueillir les lixiviats est aménagé dans l'axe du casier dans le sens de sa largeur. Le drain est lié au bassin de décantation situé à l'Est du site.

Enfin une dernière couche de 50 cm de gravier de dimensions différentes, (10% de calcaire) est déposée.

Des cheminées d'évacuation de biogaz provenant de la décomposition des déchets sont installées avant l'épandage de la couche du gravier. Ce système de captage, est réalisé à l'aide des buses verticales à parois perforées empilées au fur et à mesure de la progression de la hauteur des déchets dans le casier (Fig VI-5).



Fig VI-5 Buse d'évacuation du biogaz

A partir de cette ultime phase, l'épandage des déchets domestiques peut commencer.

La géomembrane utilisée dans le CET d'Ouled Fayet est en PEHD, livrée en rouleaux de 130 m de longueur, 1,5 mm d'épaisseur et 975 m² de surface, présentant les caractéristiques suivante :

- Résistance à la rupture : 30N/mm²
- Résistance à la déchirure : 215 N
- Comportement dans l'eau perte : 0,1%

La géomembrane en PEHD est résistante à la plupart des acides, aux produits pétroliers, aux bases et aux solutions du sel ; elle peut être en contact avec l'eau potable. Elle se dissout seulement dans quelque solution quand la température est plus élevée. Grâce à l'adjuvant de

la suie, elle est résistante aux rayons U.V [64]. La figure VI-6 illustre schématiquement l'aménagement d'un casier.

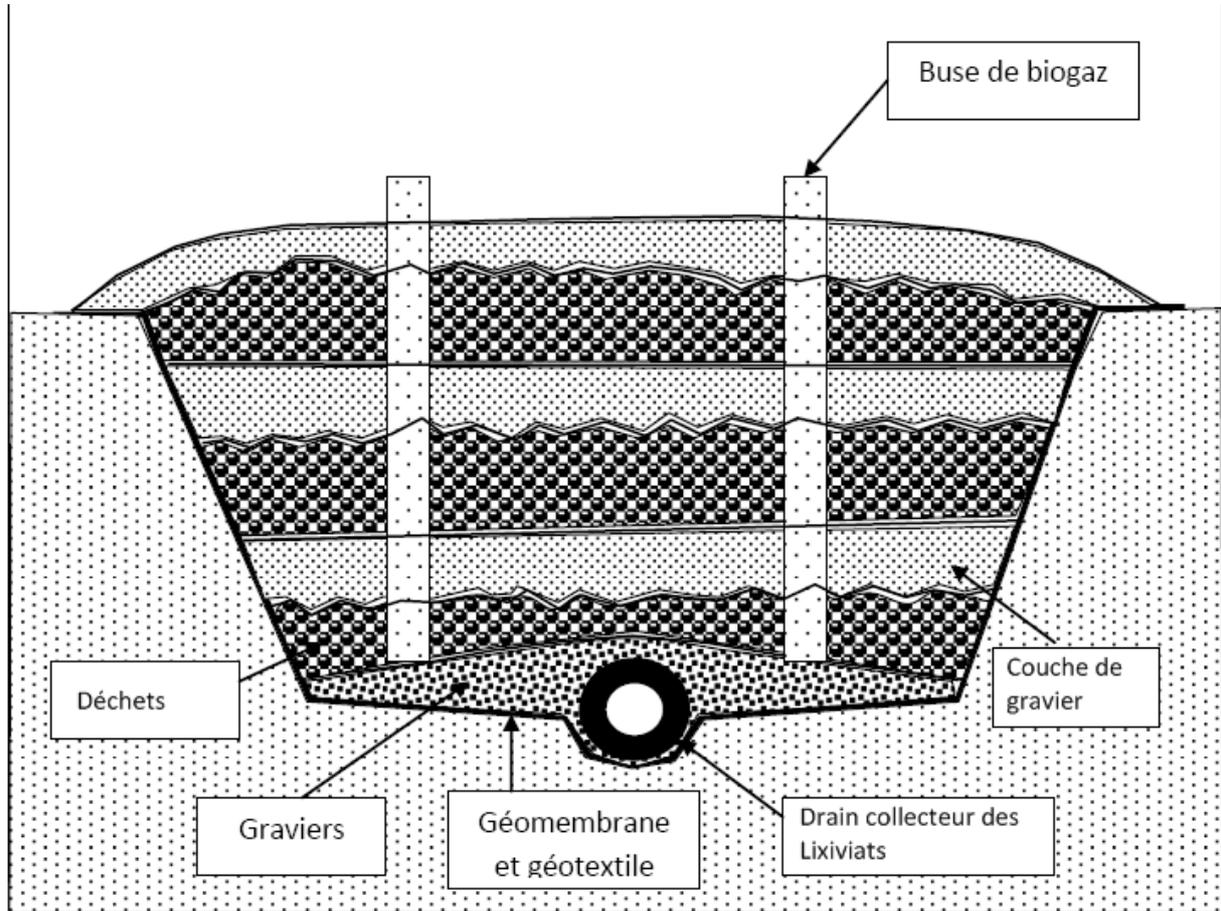


Fig VI-6 Schéma d'un casier

Bassin de décantation de lixiviats : Les eaux de percolation du casier N° 5 sont récupérées par un canal de réception dont le débit est estimé à 1.85 l/s dans un bassin ayant un volume de 124 m³ (Fig VI-7). Il y a lieu de signaler, que la nature est considérée comme le réceptacle final pour les lixiviats qui ne subissent aucun traitement au préalable. Actuellement, le bassin de décantation est saturé et le drainage se fait directement vers l'oued de Ben Brahem à travers le canal d'évacuation [64].



Fig VI.7 Bassin de décantation

Le tableau VI-3 donne : la profondeur, la capacité et le taux d'exploitation de chaque casier ainsi que la durée d'exploitation de chacun.

Tableau VI-3: Exploitation des casiers d'enfouissement du CET de Ouled Fayet.

Casier	Profondeur (m)	Capacité m3	Taux d'exploitation	Durée de vie
Casier N°1	12	130.000 soit 65.000 tonnes de déchets compactés	116 %	12 mois Saturation définitive
Casier N°2	10	80.000 soit 40.000 tonnes de déchets compactés	105 %	07 mois et 19 Jours .Saturation définitive
Casier N°3	20	960.000 soit 480.000 tonnes de déchets compactés	123%	23 mois Saturation définitive
Casier N°4	22	1.250.000 soit 625.000 tonnes de déchets compactés	00	Réalisé et non exploité
Casier N°5	16	500.000 soit 250.000 tonnes de déchets compactés	150%	En cours d'exploitation

Vu les problèmes techniques survenus au niveau du casier 4 non exploité, l'exploitation du casier 5 n'a pas cessé dépassant même sa capacité.

CONCLUSION : *Comme il a été mentionné lors de ce chapitre, la nature (Oued Ben Brahem) représente le réceptacle final des lixiviats issus du centre d'enfouissement technique de Ouled Fayet. Que peuvent-t-ils bien contenir ? Un traitement est-il nécessaire ? Quel genre de traitement leur conviendrait ? Et quelles sont les conditions optimales du traitement ? Ces questions vont être soulevées lors du prochain chapitre, tout en argumentant à travers une série d'expériences*

*Etude Expérimentale
des Lixiviats Issus du
CET Ouled Fayet*

VII. Etude Expérimentale des Lixiviats Issus du CET Ouled Fayet

VII.1. Point de Prélèvement des Lixiviats

Durant notre étude, on s'intéresse à un lixiviat intermédiaire. C'est le lixiviat émanant des casiers 1, 2, et 3 en connexion avec le drain du casier 4 qui, rappelons-le, n'est pas encore opérationnel. Les eaux du casier 4 sont des eaux pluviales, ils ne font que diluer, voir même prétraiter les eaux provenant des casiers 1, 2 et 3.

Deux points de prélèvement ont été pris en considération, l'un se situant directement à la sortie du drain collecteur (point X), l'autre un peu plus loin après passage de ces lixiviats par un trajet naturel à proximité du oued Ben Brahem (point Y) : ceci nous permettra d'illustrer le pouvoir auto-épuratoire du sol. Nous illustrons en figures VI-8 à VI-11 le CET avec des photos des points de prélèvement.

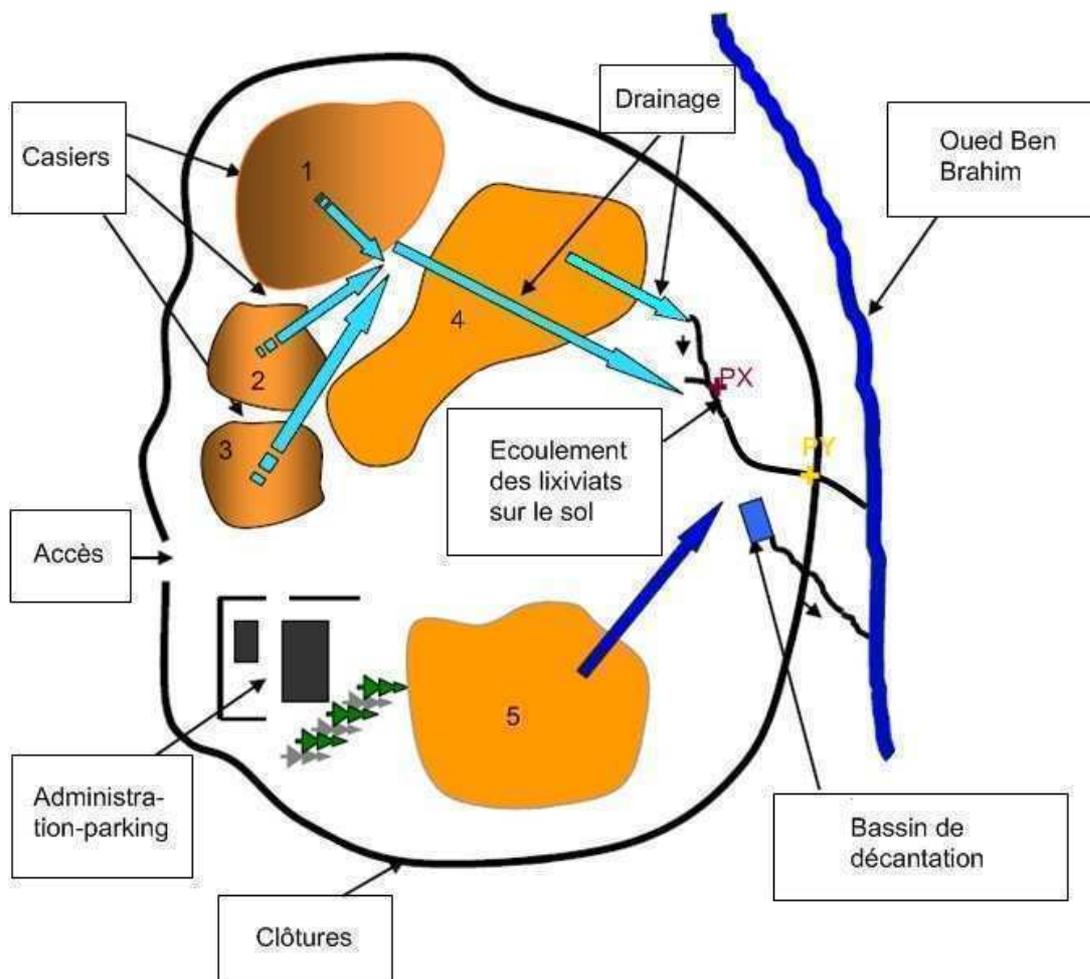


Fig VI.8 Schéma représentant les points de prélèvement des lixiviat



Fig VI.9 Points de prélèvement des lixiviats



Fig VI-10 Vue du lixiviat au point de prélèvement X



Fig VI-11 Ecoulement et prélèvement du lixiviat au point PY

VII.2. Caractérisation des Lixiviats

La caractérisation des lixiviats nous permet de connaître les paramètres physiques et chimiques de cet effluent.

VII.2.1. Matériel et Méthodes

Chaque élément possède plusieurs méthodes spécifiques. Le Tableau VII.1 regroupe les méthodes utilisées dans notre caractérisation. Les détails des méthodes d'analyse sont donnés dans l'annexe I.

Tableau VII.1 Méthodes d'analyses pour chaque élément.

Elément	Méthode
Température	Mesure directe avec thermomètre
pH	Mesure directe avec pH-mètre
Conductivité	Mesure directe avec conductimètre
E redox	Mesure directe avec pH-mètre
MES/MVS	Différence de poids
DCO	Oxydation par le bichromate+spectrophotométrie
DBO	Respirométrie
Ammoniaque	Spectrophotométrie
Nitrate	Spectrophotométrie
Nitrite	Spectrophotométrie
NTK	Minéralisation, distillation, titrage
Sulfates	Spectrophotométrie
O-phosphates	Spectrophotométrie
Chlorures	Titration
Ca²⁺ et Mg²⁺	Titration
Métaux lourds	Spectroscopie d'absorption atomique

VII.2.2. Analyse des Lixiviats

La caractérisation des lixiviats intermédiaires de la décharge de Ouled Fayet a été réalisée par la détermination de ces paramètres : la température (ambiante et celle du lixiviat), le pH, le potentiel redox, la conductivité, les MES, les MVS, les résidus secs, la DCO, la DBO₅, les NH₄⁺, les nitrates, les nitrites, l'azote total Kjeldahl, les sulfates, les orthophosphates, les chlorures, la dureté calcique et magnésienne, le fer, le mercure, le nickel, le cuivre, le zinc et le plomb.

Ces analyses ont été menées au sein du laboratoire du génie de l'environnement de l'ENP.

Les résultats sont récapitulés dans les tableaux VI-4 et VI-5.

Tableau VII-2 : Caractérisation des lixiviats :

	Point Y		Point X		
	29/04/2009	08/05/2009	11/05/2009	19/05/2009	06/06/2009
pH	7,9	8,2	8,1	8,2	8
E redox (mV)	-77	-82	/	/	/
Conductivité (mS/cm)	11,35	12,07	/	/	/
Température (°C)	29	30	20	20	18
Temp. ambiante (°C)	35	38	27	24	20
MES (mg/l)	2,2	5,1	10,5	11,0	9,7
MVS (mg/l)	1,4	2,4	3,5	3,9	3,5
Résidus secs (mg/l)	179,4	262,6	462,6	421,7	489,3
DCO (mg/l)	2079,40	2043,58	4641,25	2465,61	4436,26
DBO₅ (mg/l)	135	200	421	427	/
DBO₅/DCO	0,065	0,098	0,091	0,17	/
NH₄⁺ (mg/l)	1888,07	2744,59	4404,08	5868,00	1912,58
Nitrates (mg/l)	5,88	16,43	19,80	13,45	14,24
Nitrites (mg/l)	0,23	2,61	0,70	5,05	1,68
NTK (mg/l)	1960	2800	4480	5992	/
Sulfates (mg/l)	351,70	661,40	665,45	1325,19	1440,58
O-phosphates (mg/l)	221,42	734,71	/	22,56	205,83
Chlorures (g/l)	3,5	2,5	5,3	1,4	1,6
Ca²⁺ (mg/l)	30,0	36,0	22,0	25,2	23,2
Mg²⁺ (mg/l)	ND	ND	ND	ND	ND
Fe (mg/l)	21,5	/	/	/	/
Hg (mg/l)	ND	/	/	/	/
Ni (mg/l)	1,7	/	/	/	/
Cu (mg/l)	ND	/	/	/	/
Zn (mg/l)	1,5	/	/	/	/
Pb (mg/l)	ND	/	/	/	/

ND : non détecté.

Tableau VII-3 : Teneurs moyennes des paramètres caractérisant le lixiviat et normes de rejet [69]

	Point Y		Point X		Norme [69]
	Intervalle de variation	Moyenne	Intervalle de variation	Moyenne	
pH	[7,9;8,2]	8,05	[8;8,2]	8,1	6,5-8,5
E redox (mV)	[-82;-77]	-79,5	/	/	/
Conduc.(mS/cm)	[11,35;12,07]	11,71	/	/	/
Température (°C)	[29;30]	29,5	[18;20]	19,3	30
Temp. ambiante (°C)	[35;38]	36,5	[20;25]	23,7	/
MES (mg/l)	[2,2;5,1]	3,65	[9,7;11,0]	10,4	40
MVS (mg/l)	[1,4;2,4]	1,9	[3,5;3,9]	3,63	/
Résidus secs (mg/l)	[179,4; 262,6]	221	[421,7;489,3]	457,87	/
DCO (mg/l)	[2043,5;2079,3]	2061,48	[2465,6;4641,2]	3847,71	120
DBO₅ (mg/l)	[135;200]	157,5	[421;427]	424	35
DBO₅/DCO	[0,065;0,098]	0,0815	[0,091;0,170]	0,130	/
NH₄⁺ (g/l)	[1,88;2,74]	2316, 33	[1912,58;5868]	4061,55	/
Nitrates (mg/l)	[1,32;3,70]	2,51	[3,04;4,47]	3,57	/
Nitrites (mg/l)	[0,23;2,61]	1,42	[0,71;5,05]	2,480	/
NTK (mg/l)	[1960;2800]	2380	[4480;5992]	5236	40
Sulfates (mg/l)	[351,69;661,40]	506,55	[665,45;1325,19]	995,32	/
O-phosphates (mg/l)	[72,35;240,10]	156,23	[7,37;67,26]	37,32	10
Chlorures (g/l)	[2,5;3,5]	3,0	[1,4;5,3]	2,8	/
Ca²⁺ (mg/l)	[30;36]	33	[22,0;25,2]	23,5	/
Mg²⁺ (mg/l)	ND	ND	ND	ND	/
Fe	/	21,5	/	/	3
Mn	/	ND	/	/	1
Cd	/	1,7	/	/	0,2
Cu	/	ND	/	/	0,5
Zn	/	1,5	/	/	3
Pb	/	ND	/	/	0,5

VII.2.3. Discussions et Conclusions

Notre lixiviat a un pH aux alentours de 8, cette basicité était prévisible puisque c'est un lixiviat intermédiaire issu des casiers fermés depuis quelques années, où la phase d'acétogénèse est dépassé. La conductivité nous donne une idée sur les sels dissouts. Elle est importante, vu que le lixiviat contient toute sorte de minéraux issus des ordures. La température est moyenne, ceci nous laisse penser que l'activité biologique n'est pas importante. Le potentiel redox est négatif, ce lixiviat est un milieu réducteur.

Sur le lixiviat étudié la DCO s'élève en moyenne à plus de 2000mg/l. Bien que cette charge polluante est élevée, elle reste relativement faible par rapport aux lixiviats jeunes où la DCO atteint 20 000 mg O₂/l et plus. Cette diminution est due à la dégradation par les microorganismes des matières organiques biodégradables, c'est l'une caractéristiques des lixiviats intermédiaires.

La DBO₅ n'est pas très excessive, bien qu'elle dépasse largement la norme, (à peu près 10 fois plus), La DBO₅ présente de très faibles valeurs, par rapport à la DCO, soit un rapport de biodégradabilité très faible de l'ordre de 0,1, ce qui nous éloigne toute proposition d'un traitement par voie biologique.

Les résultats obtenus montrent que les MES et MVS du lixiviat étudié n'atteignent pas des niveaux élevés et restent en dessous des normes. Par contre, les matières dissoutes (résidus secs), sont très élevées correspondant à une forte charge minérale du lixiviat.

Dans nos lixiviats de très forts taux d'ammonium sont mesurés, de l'ordre de quelques grammes par litre. Les teneurs en nitrates et nitrites dans les lixiviats étudiés ne sont pas élevées. Comme le lixiviat est un milieu réducteur, c'est surtout l'azote dans sa forme réduite (N-ammoniacal) qui prédomine. Par ailleurs les déchets industriels ou agricoles qui peuvent renfermer des nitrates ne sont pas autorisés dans ce CET.

Les teneurs mesurées en phosphates dans le lixiviat sont caractéristiques des lixiviats issus de déchets ménagers non triés.

Le lixiviat présente une forte teneur en sulfates qui contribue avec les chlorures à la forte conductivité et salinité du lixiviat.

On remarque que le point PY est beaucoup plus chargé en ions Ca²⁺ que le point PX, cette augmentation a lieu lors du trajet des lixiviats sur le sol argileux.

Vu que le CET ne reçoit pas des déchets industriels et dangereux, il était prévisible que la teneur en métaux lourds n'est pas très importante dans notre effluent, bien qu'on remarque un excès de fer, vu qu'en général, les déchets ménager présente souvent des objets de ferraille.

Pour conclure :

Les résultats obtenus montrent que le lixiviat étudié véhicule une forte charge organique peu biodégradable, une forte charge minérale et une pollution azotée importante sous forme principalement d'azote ammoniacal.

La caractérisation nous a montré aussi que notre lixiviat est bel et bien intermédiaire, avec une DCO entre 2000 et 5000mg/l et un pH légèrement basique.

La DCO et tout les autres éléments, présentent des valeurs différentes entre le point X et le point Y : elle diminue considérablement pendant le trajet.

Point X : ce lixiviat avec un pH légèrement basique, une DCO comprise entre 3 et 15 g/l, et une faible biodégradabilité (<0,2), est bel et bien intermédiaire, et ce malgré sa dilution par les eaux de pluies émanant du casier 4 vide.

Point Y : ce percolât représente un lixiviat prétraité par le sol, avec une autoépuration au contact avec l'oxygène de l'air libre.

VII.3. Traitement des Lixiviats

Pour ce lixiviat, avec les caractéristiques précitées, les procédés physico-chimiques de traitement sont fortement recommandés. Dans ce contexte, nous nous sommes attachés à examiner les deux procédés : la coagulation-floculation et l'oxydation avancée Fenton ainsi que leur combinaison.

VII.3.1. Traitement par Coagulation-Floculation

VII.3.1.1. Matériels et Méthodes

On a utilisé un Jar test équipé de 6 béchers d'un litre. Le stock des lixiviats est retiré du réfrigérateur, laissé pendant environ 2 heures à la température ambiante et agité pour remettre les particules décantées en suspension. Les essais sont réalisés sur 500 ml de lixiviat : une quantité inférieure pourrait porter préjudice sur les résultats finaux, une dose supérieure risque de faire déborder les lixiviats lors des phases rapides d'agitation. Le pH est ajusté par ajout, à l'aide de pipettes, d'acide sulfurique et de la soude. On procède ensuite en trois phases successives :

-Une phase initiale avec une agitation rapide de 300 tr/min pendant une minute : c'est dans cette phase où l'on déverse le coagulant. Le coagulant utilisé est une solution de $\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ à une concentration de 200g/l (ce qui correspond à une concentration de 120g/l de FeCl_3 déshydratée). On a utilisé ce coagulant pour les bons résultats qu'il a donné lors des études antérieures [45].

-Une phase lente où la vitesse d'agitation est réduite jusqu'à 50 tr/min pendant 20 minutes : c'est le temps de réaction.

-Et une phase finale de repos d'une heure : elle correspond à la décantation des floes.

Le prélèvement du surnageant se fait ensuite à l'aide d'une pipette à 1cm de l'interface air-eau, cet échantillon prélevé servira à la caractérisation des lixiviats ainsi traité (couleur, potentiel redox, pH et DCO). L'optimum correspond à la valeur minimale de la DCO obtenue après traitement, ou au maximum du taux d'abattement de la DCO défini comme suit :

$$\tau = \frac{DCO_i - DCO_f}{DCO_i} \times 100 (\%)$$

DCO_i : valeur de la DCO avant traitement.

DCO_f : valeur de la DCO après traitement.

Les résultats sont regroupés dans l'annexe III.

VII.3.1.2. Optimisation de la Dose du $FeCl_3$

Ce travail est basé sur les résultats des recherches antérieures faite sur ce procédé [45], ou nous avons déduit qu'une faible dose de $FeCl_3$ et un pH légèrement acide suffisaient à pour avoir un bon rendement (Fig VI-12).

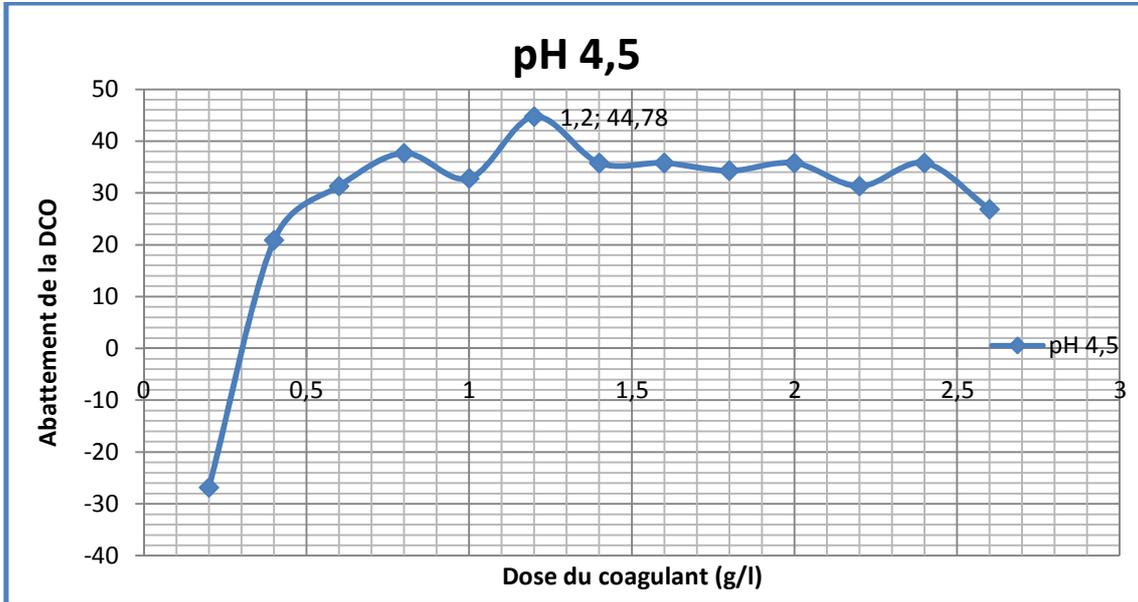


Fig VI-12 Optimisation de la dose du coagulant

Des essais préliminaires ont été menés lors de cette expérience sans ajustement du pH (8,2), ceci à donné des taux d'abattement négatives (Annexe III).

VII.3.1.3. Optimisation du pH

A partir du résultat précédent (dose optimale à 1,2g/l), on varie les pH en maintenant la dose du coagulant constante. Les résultats obtenus sont illustrées en Fig VI-13. Le pH optimal se situe à 6 correspondant à un abattement de la DCO de 64,18%.

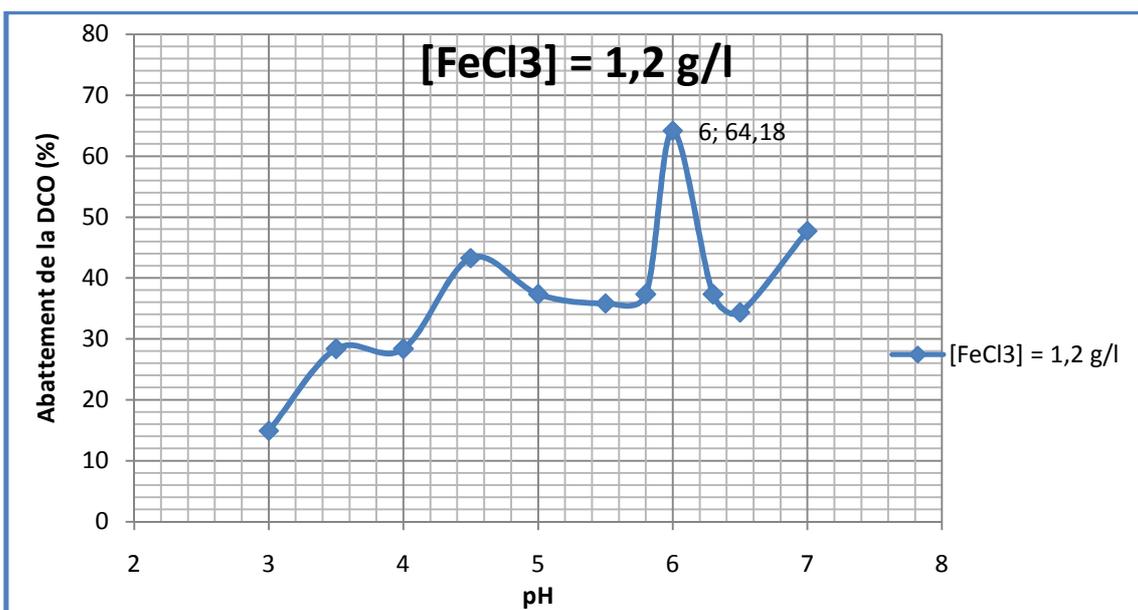


Fig VI-13 Optimisation du pH de la coagulation

VII.3.1.4. Caractéristiques des Lixiviats Après Traitement

Le tableau suivant regroupe les valeurs caractérisant notre effluent traité par coagulation floculation:

Tableau VII-6 : résultats de traitement par coagulation-floculation

	Avant Traitement	Après traitement	Norme
pH	8	5,03	6,5-8,5
NH ₄ ⁺ (mg/l)	1912,58	3388,68	/
Nitrates (mg/l)	14,24	0,91	/
Nitrites (mg/l)	1,68	0,89	/
O-phosphates (mg/l)	205,83	31,10	10
Sulfates (mg/l)	1440,58	5395,34	/
DCO (mg/l)	4436,26	1527,24	120
DBO ₅ (mg/l)	/	/	35
DBO ₅ /DCO	/	/	/

VII.3.1.5. Discussions et Conclusions

La coagulation a donné un rendement, après optimisation du pH et de la dose du coagulant, supérieur à 60%. Ce qui confirme les précédents travaux établis sur ce procédé.

La dose optimale du coagulant pour une DCO_i=2465,61 mg/l, est de 1,2g/l de FeCl₃, ce qui correspond à un rapport massique FeCl₃/DCO_i=0,5.

Quant au pH, une légère acidité suffit pour rentabiliser le procédé (pH=6).

Les boues issues du procédé sont nauséabondes, on en déduit qu'elles contiennent un fort taux de pollution. La pollution a été donc déplacée et concentrée sous forme de boues. Ces derniers doivent faire l'objet d'un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.

VII.3.2. Traitement par Oxydation Avancée Fenton

VII.3.2.1. Matériels et Méthodes

On remplit 6 béchers d'un litre avec 500ml de lixiviats en stock. Placés sous jar-test, on ajuste à l'aide d'un pH-mètre, d'une solution de H₂SO₄ 98% et de NaOH 2N le pH désiré. On procède alors suivant 2 phases :

-**Une première phase de réaction qui dure 2h**, où la vitesse d'agitation est maintenue à 300tr/min, et ceci afin de réaliser un réacteur parfaitement agité en batch. Dès que le jar-test est lancée, on ajoute en même temps le réactif (H₂O₂ 30%, d=1,11) et le catalyseur (FeSO₄.7H₂O).

-**Une deuxième phase de repos de 45 min**, celle-ci permet la décantation des sels (notamment les sels ferriques) formés lors du processus.

On prélève ensuite quelques millilitres du surnageant à l'aide d'une pipette graduée pour analyse.

Le paramètre d'optimisation est la DCO.

Les résultats sont tabulés dans l'annexe IV.

VII.3.2.2. Recherche des Quantités de H₂O₂ et de Fe²⁺ Adéquates

VII.3.2.2.A. 1^{er} Essai

Lors de cet essai, on a maintenu le rapport massique H₂O₂/DCO_i=5 et 1, soit pour une DCO initiale DCO_i=2465,61 mg/l, correspondent à des quantités respectives de H₂O₂ =12,32g/l et 2,4g /l, tout en variant la quantité du catalyseur.

On a remarqué, suite à cette série d'expériences, qu'il y a eu une atténuation quasi-totale de la couleur (jusqu'à 15 Hazens), mais la DCO croit fortement par rapport à la teneur initiale, et il n'y a eu aucune apparition de boue ferrique. Ceci peut être expliqué de plusieurs manières :

Par la formation de composés issus de l'oxydation de la matière organique tel que la transformation de l'azote organique en azote ammoniacal, en plus de cela la formation d'autres substances réductrices tel que les sulfides et sulfites qui contribuent à l'augmentation de la DCO, La mesure du COT convient mieux à l'expression de l'abattement de la matière organique que la DCO car celui-ci est indépendant des étapes d'oxydation de la matière organique et ne tient pas en compte les composés inorganique qui contribue à la demande en oxygène lors de la mesure de la DCO [68].

Soit par une forte présence de H₂O₂ résiduel qui, rappelons-le, est un oxydant moins fort que les radicaux hydroxyles et le Bichromate, agit sur le réactif de mesure de la DCO (Bichromate de potassium) et se comporte ainsi comme polluant.

Cette deuxième hypothèse est confirmée par une expérience qui consiste à mesurer la DCO d'une infime dose d'H₂O₂ 500 fois dilué. La valeur de la DCO trouvée dépassait largement les 1000mg/l !

VII.3.2.2.B. 2^{ème} Essai

En se référant sur les travaux faits sur les lixiviats [61], on a remarqué qu'une quantité de H₂O₂ de l'ordre de 1g par gramme de DCO et un rapport molaire H₂O₂/Fe²⁺ de 6 pour un lixiviat intermédiaire de DCO initiale ne dépassant pas les 5000 mg/l, suffisait pour avoir un rendement considérable. Ces essais nous ont permis de situer les doses.

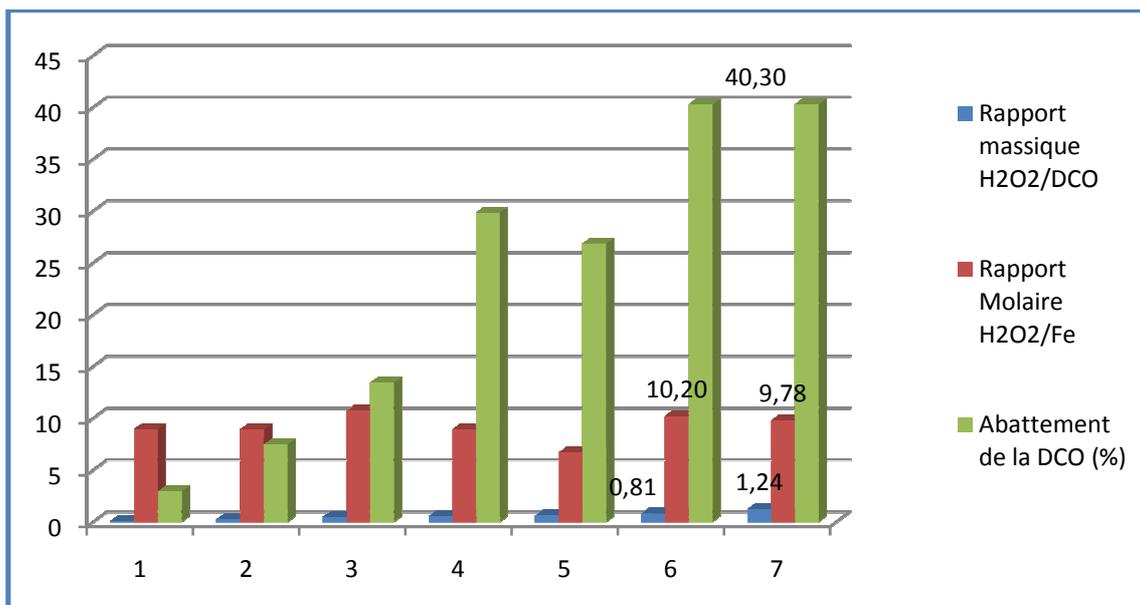


Fig VI-14 Abattement de la DCO en fonction des doses du réactif et catalyseur à pH=3

Il en résulte que l’abattement maximal de la DCO correspond à un rapport molaire H₂O₂/Fe²⁺ aux alentours de 8 et à un rapport massique H₂O₂/DCO_i avoisinant l’unité (0,8-1,3).

VII.3.2.3. Optimisation de la Dose du H₂O₂

Une fois on a eu une approche sur les quantités optimales de H₂O₂ et Fe²⁺, essayons maintenant d’affiner le rapport H₂O₂/DCO_i :

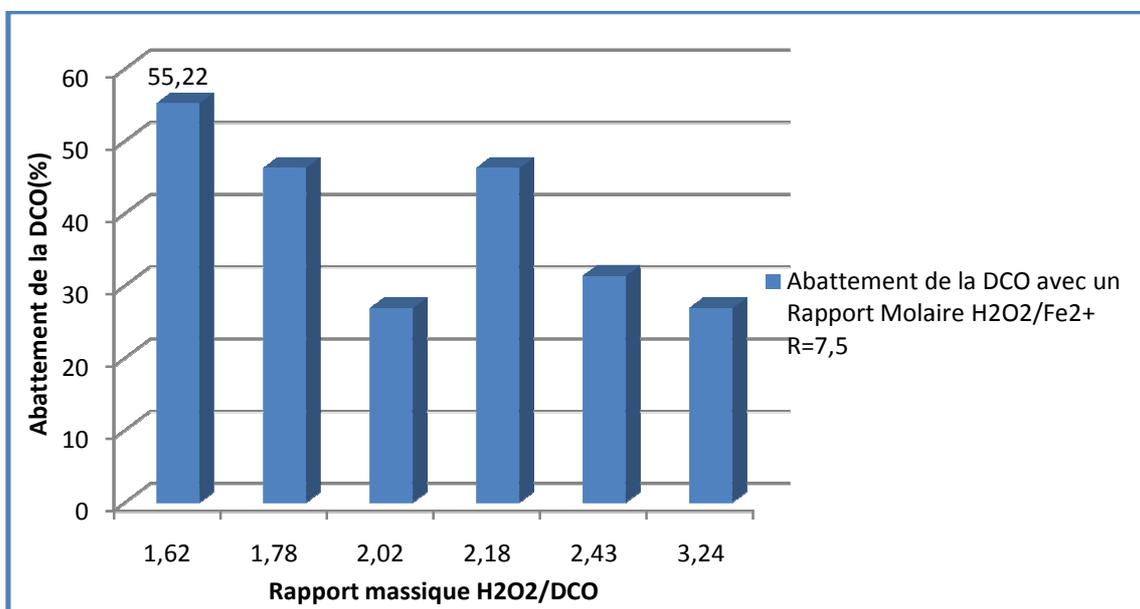


Fig VI-15 Optimisation de la dose de H₂O₂ (pH=3)

Avec un abattement dépassant les 50% (55,22%), la dose optimale du H₂O₂ est de 1,62 g pour 1g de DCO.

VII.3.2.4. Optimisation du Rapport Molaire H_2O_2/Fe^{2+}

Comme il a été expliqué dans le chapitre V.1, la quantité du catalyseur relative à la dose de H_2O_2 influe fortement sur le rendement du procédé, optimisons ce paramètre.

La figure VI-16 représente les taux d'abattelements de la DCO pour des valeurs de rapport molaire comprise entre 2 et 20.

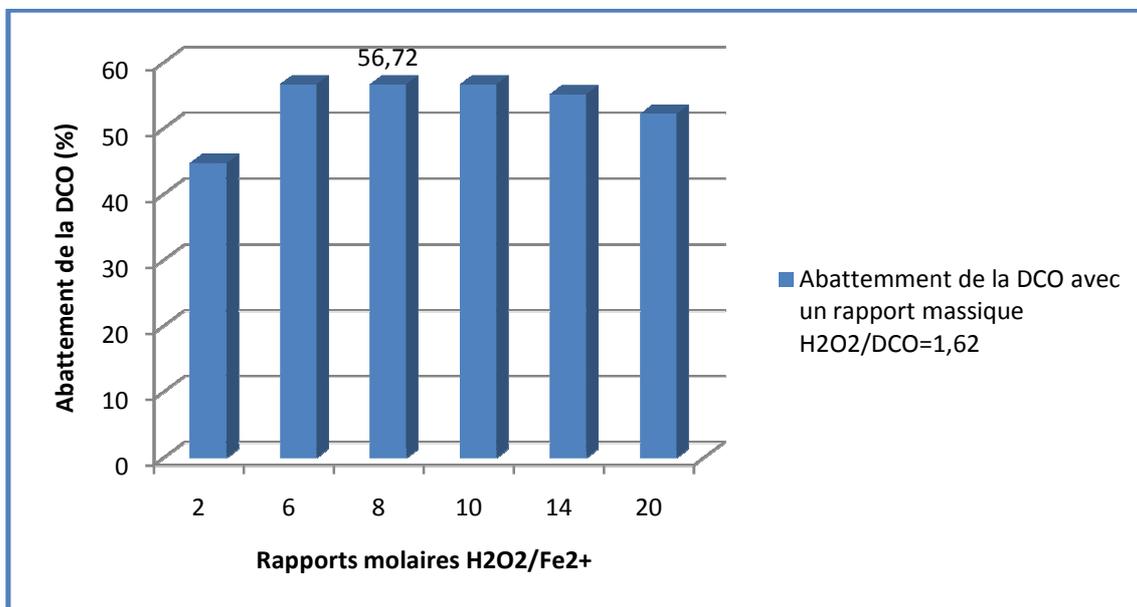


Fig VI-16 Optimisation de la dose du catalyseur (pH=3)

Comme on peut le constater, pour des faibles rapports molaires H_2O_2/Fe^{2+} , l'abattement n'est pas aussi important que pour un rapport molaire de l'ordre de 6 à 10 : un excès de fer peut se comporter comme un polluant et perturber l'analyse en oxydant le bichromate de potassium, faussant ainsi les résultats [67].

VII.3.2.5. Optimisation du pH

Comme signalé au chapitre V.2, le procédé Fenton nécessite un milieu protonique pour enclencher la chaîne de réactions. Voyons dans la figure VI-17 l'influence de la concentration en proton sur le procédé :

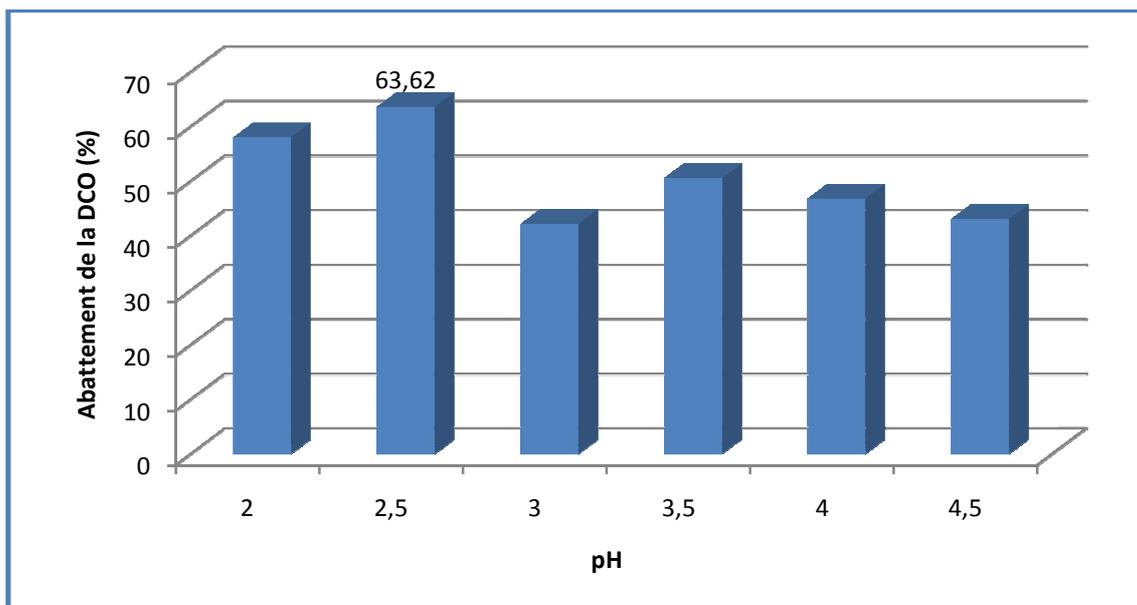


Fig VI.17 Optimisation du pH de Fenton

Les résultats donnés en fig VI-17 montrent que le pH optimal est 2,5.

VII.3.2.6. Caractéristiques des Lixiviats Après Traitement

Le tableau VI-3 regroupe les valeurs caractérisant notre effluent traité par fenton :

Tableau VI-3 : résultat de traitement par Fenton :

	Avant Traitement	Après traitement	Norme
pH	8	5,03	6,5-8,5
NH₄⁺ (mg/l)	1912,58	2171,20	/
Nitrates (mg/l)	14,24	3,39544	/
Nitrites (mg/l)	1,68	1,29126	/
O-phosphates (mg/l)	205,83	125,162475	10
Sulfates (mg/l)	1440,58	7583,34	/
DCO (mg/l)	4436,26	1600,16	120
DBO₅ (mg/l)	/	/	35
DBO₅/DCO	/	/	/

L'augmentation des sulfates est due à l'adjonction de ce dernier lors des étapes du traitement sous forme d'acide sulfurique et de sulfates de fer.

L'abattement de la DCO est de plus de 60%.

VII.3.2.7. Discussions et Conclusions

Lors de l'optimisation, on s'est basé sur 3 paramètres : la quantité du réactif, la quantité du catalyseur, et le pH.

Après le traitement, les boues issues du procédé Fenton étaient presque inodores, contrairement à celle produite par la coagulation-floculation. C'est parce qu'elles sont ferriques : elles sont produites lors de la transformation du Fe²⁺ en Fe³⁺ lors du processus et

n'entraîne avec elles aucune pollution organique, vu que cette dernière est minéralisée et dégagée sous forme de CO_2 après oxydation, contrairement à la coagulation-floculation, on a alors, lors de ce procédé, une élimination de la pollution.

On a remarqué que pour un excès de ces doses, un effet scavenger peut apparaître.

L'analyse est sensible au taux résiduel des réactifs et catalyseur après traitement : ainsi, on a pu non seulement optimiser les doses de manière à réduire au maximum le taux de pollution, mais aussi de sorte à économiser les réactifs.

Les conditions optimales de traitement par le procédé d'oxydation avancée Fenton pour un lixiviat intermédiaire sont :

$\text{H}_2\text{O}_2/\text{DCO} = 1,62$ (rapport massique)

$\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+} = 8$ (rapport molaire)

$\text{pH} = 2,5$

En respectant ces conditions, on obtient un rendement proche de 60%.

VII.3.3. Combinaison des Traitements

Lors de la combinaison de traitement, on a utilisé un lixiviat de $\text{DCO}_i = 4436,26 \text{ mg/l}$, vu que l'ancien stock a été complètement consommé. 2 voies ont été suivies :

VII.3.3.1. Coagulation-Floculation → Oxydation Fenton (Voie 1)

On opère selon les conditions optimales précédemment trouvées lors des essais de coagulation (chapitre VI.8.1), soit à un $\text{pH} = 6$ et une dose du coagulant de $0,5 \text{ mg/mg}$ de DCO. Ceci correspond, pour une DCO initiale du lixiviat $4436,26 \text{ mg/l}$, à une quantité de $2,2 \text{ g/l}$. on obtient alors un lixiviat partiellement traité auquel on mesure la DCO_1 . Cette DCO_1 nous a permis de connaître la quantité de H_2O_2 et de Fe^{2+} à ajouter lors du second traitement, et ceci en se référant sur les valeurs optimales obtenues lors de l'étude du procédé de Fenton (chapitre VI.8.2). Soit un rapport massique $\text{H}_2\text{O}_2/\text{DCO}_1 = 1,62$ et rapport molaire $\text{H}_2\text{O}_2/\text{Fe}^{2+} = 8$. Le pH est aussi réajusté à $2,5$, et ce, toujours, selon les conditions optimales trouvées lors du chapitre VI.8.2.

Les résultats obtenus sont illustrés en fig VI-18.

L'association de l'oxydation Fenton à la coagulation améliore d'une manière notable le rendement. L'abattement de la DCO passe de 65% à 80% .

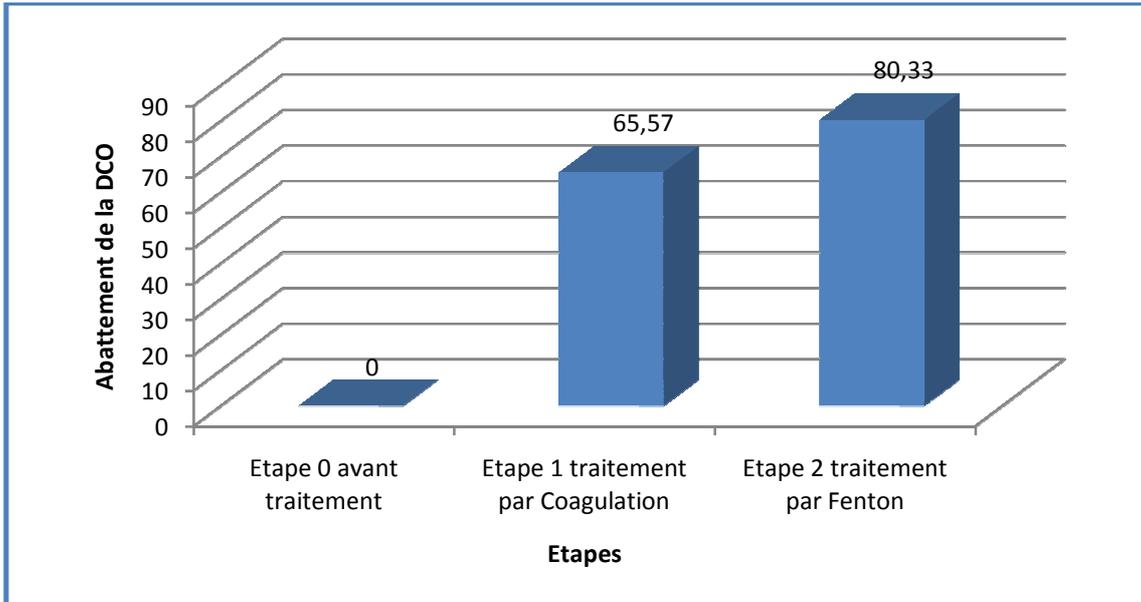


Fig VI-18 Traitement par le procédé Coagulation-Floculation suivi par le procédé Fenton

VII.3.3.2. Oxydation Fenton → Coagulation-Floculation (Voie 2)

Voyons maintenant ce qui se passe si on procède par un chemin inverse :

Les résultats de ce couplage de procédés est illustré en fig VI-19

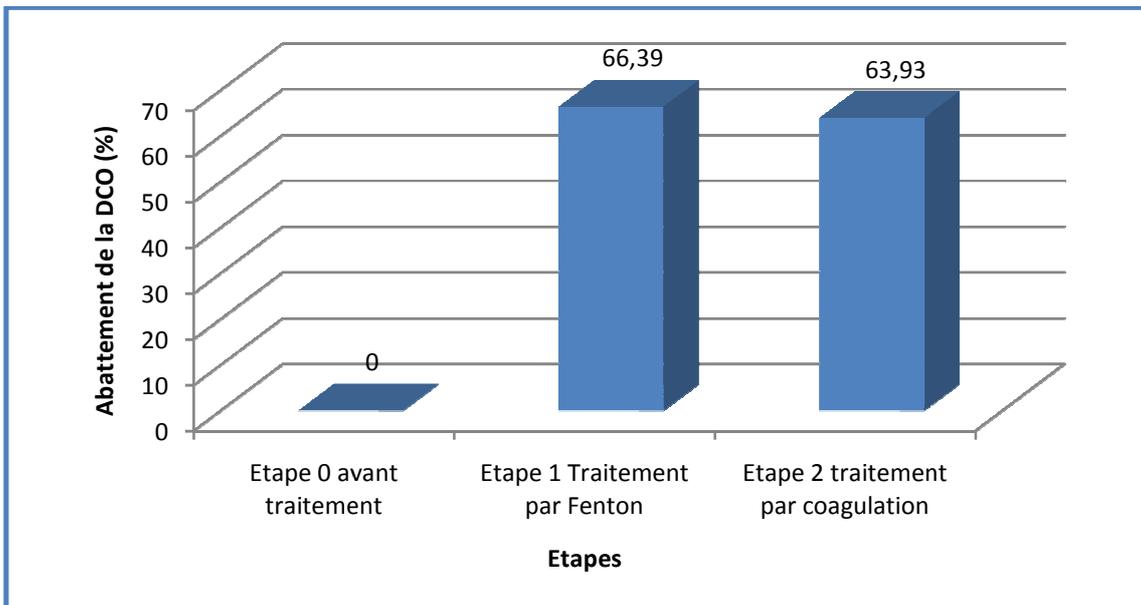


Fig VI-19 Traitement par le procédé Fenton suivi par coagulation-floculation

La par contre, on constate que la coagulation à diminué l'efficacité du traitement. Cela ne peut avoir qu'une seule explication :

Le traitement de Fenton a quasiment éliminé toute forme de pollution décantable.

Le coagulant, ne trouvant pas de particules sur lesquels il puisse se combiner et former des floccs, puisqu'elles ont été éliminées par le peroxyde d'hydrogène, est resté en suspension se comportant ainsi comme polluant, se manifestant ainsi par une augmentation de la DCO.

VII.3.3.3. Caractéristiques des Lixiviats Après Traitement

Le tableau VI.3 regroupe les valeurs caractérisant notre effluent traité par la combinaison de traitement coagulation-floculation-Fenton et vis versa :

Tableau VI.3 : résultat des traitements combinés

	Avant traitement	Après traitement		Norme
		Voie 1	Voie 2	
pH	8	/	/	6,5-8,5
NH₄⁺ (mg/l)	1912,58	2803,18	1130,30	/
Nitrates (mg/l)	14,24	0,97	0,65	/
Nitrites (mg/l)	1,68	1,10	1,61	/
O-phosphates (mg/l)	205,83	33,32	146,67	10
Sulfates (mg/l)	1440,6	9845,7	11115,2	/
DCO (mg/l)	4436,26	872,71	1600,00	120
DBO₅ (mg/l)	/	205	183	35
DBO₅/DCO	/	0,23	0,11	/

Comme nous le montre le rapport DBO₅/DCO, la combinaison des traitements a augmenté la biodégradabilité de l'effluent. Ceci est expliqué du fait qu'en plus de la chute de la DCO (élimination de la pollution), l'oxydation transforme les particules récalcitrantes en un certain nombre de composés organiques jouant le rôle de substrat pour les microorganismes (acides, aldéhydes, ethers...) [56]

VII.3.3.4. Discussions et Conclusions

L'ordre de combinaison des procédés de traitement influe de manière considérable sur l'efficacité. Il faut donc savoir choisir le bon ordre, et cela selon leur action.

Dans notre cas, il est conseillé de commencer par une coagulation-floculation, est ceci afin de dégager les grosses particules, pour enchaîner ensuite par un procédé d'oxydation Fenton qui permettra d'éliminer le restant des molécules récalcitrantes.

Cet ordre a aussi un intérêt économique, et cela parce que :

1-L'ajustement du pH consomme une quantité moindre d'acide sulfurique : un ajout d'une petite dose d'acide permettrait d'avoir un pH de 6, favorisant au départ une coagulation, après précipitation des boues ferriques, le pH diminue encore (environ 4), ce qui favorise, après avoir rajouté une autre petite dose d'acide, l'actionnement du procédé de Fenton. Ce qui est impossible par le chemin inverse, ou l'on doit faire diminuer le pH jusqu'à 2,5 avec une grande quantité d'acide pour le procédé de Fenton, puis le remonter à nouveau jusqu'à 6 par une base pour la coagulation.

2-Sachant que les réactifs utilisés dans le procédé de Fenton sont plus coûteux que ceux utilisés dans la coagulation-floculation, commencer à traiter par Fenton gonflerait la facture.

*Conclusion
Générale*

Conclusion Générale

Dans la vie quotidienne, on se demande jamais où vont nos ordures, et quel impact peuvent-ils bien générer. Ce travail nous a permis d'évaluer les nuisances envers l'environnement causées quotidiennement par la population de la ville d'Alger et son mode de consommation.

Des critiques peuvent être bénéfiques pour la gestion de l'environnement en Algérie, où aucune station de recyclage des déchets ou de revalorisation des lixiviats et des biogaz n'a été installée à proximité de ce CET, ceci peut porter préjudice à la qualité de l'environnement aux environs du centre d'enfouissement technique en particulier (poussières toxiques, mauvaises odeurs des biogaz, contamination des sols et des nappes sous-jacentes par les lixiviats...), et au niveau planétaire de manière générale (le non recyclage des déchets favorise une surproduction du consommable non biodégradable ce qui se répercute sur notre planète lors des processus de fabrication s'éloignant ainsi du concept du développement durable, les biogaz participent à l'effet de serre, ...etc).

La nuisance que nous avons étudiée est l'eau de percolât dans une décharge, une pollution dangereuse qui peut se manifester à n'importe quel moment causant des dommages inestimables, qu'ils soient environnementaux, économiques ou humains (les maladies, les cancers, les médicaments, ...etc). On a montré que les lixiviats véhiculent une importante pollution organique, minérale et azotée et qu'ils constituent un milieu réducteur.

On a étudié la combinaison de deux traitements physico-chimiques, à savoir le procédé de coagulation-floculation et le procédé d'oxydation avancée Fenton.

Notre travail s'est aussi effectué sur un lixiviat intermédiaire, issu d'un casier fermé depuis un bon bout de temps, de DCO_i de l'ordre de 3000mg/l.

La combinaison des traitements est très efficace lorsqu'on a à faire à une pollution de différentes formes, l'étude de la combinaison coagulation-Fenton nous a donné des résultats intéressants, mais un traitement tertiaire est conseillé pour atteindre les normes de rejets, on pourra penser au traitement par adsorption sur CAG, tant qu'il a donné de bons résultats.

On a aussi montré le pouvoir auto épuratoire du sol : il peut remplacer moult procédés.

Une autre solution paraît bonne, c'est l'envoi de ces lixiviats prétraités vers des stations d'épuration des eaux usées domestiques, le transport peut être assuré par des camions citerne, une citerne qui joue aussi le rôle de bassin de décantation voir même un réacteur de prétraitement.

On a aussi montré l'importance de l'ordre de combinaison des traitements, et cela que ça soit pour des raisons techniques ou économiques. L'ordre conseillé dans notre cas est d'abord la coagulation ensuite Fenton.

Enfin, le problème des déchets ne concerne pas seulement les gens du domaine technique et de gestion, mais il est aussi important pour toute la société, et ce, en respectant un mode de consommation qui minimise la génération des déchets. Ainsi on doit instaurer dans le comportement des populations, notamment ceux des pays en voie de développement, la philosophie du **développement durable**.

Références
Bibliographiques

Références Bibliographiques :

- [1] M.A.T.E (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), Rapport 2003 (DOUNIA)
- [2] FAYÇAL LOUDJANI, (2003) Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets menagers et assimilés,
- [3] MATHIEU GAUTIER (2008), Thèse doctorat, interactions entre argile ammoniée et molécules organiques dans le contexte Du stockage des déchets. Cas de molécules à courtes chaînes. Ecole Doctorale Sciences et Technologies Laboratoire ISTO
- [4] JUPSIN H., PRAET E. AND VASEL J.L. (2002) Caractérisation des lixiviats de CET et modélisation de leur évolution. Proceeding of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management. 884-896.
- [5] Etude du schéma directeur de collecte et de traitement des déchets solides des 57 communes de la wilaya d'Alger, octobre 2008
- [6] Actualisation des études d'impact sur l'environnement des décharges contrôlées de «Monastir», «Nabeul», «Medenine» & «Sfax», agence nationale de gestion de déchets, république tunisienne, Ministère de l'Environnement et du Développement Durable, 2006.
- [7] HAFID N. (2002), Etude du compost de l'UPAO, des refus de compostage et des anciens dépotoire d'ordures ménagères de la ville d'Agadir". Laboratoire de Chimie minérale et Appliquée et Génie des procédés. Agadir, Maroc, Université IBN ZOHR, Agadir.
- [8] EZZ A.E. (2003). "Growth of the environment market of Egypt – Profitable compliance, the carrot not Stick." EnviroEgypt: 14
- [9] ADEME (2000b). Déchets municipaux 2ème édition. ADEME éditions, Paris, 11 pages.
- [10]MERAZ R.L., VIDALES A-M. & DOMINGUEZ A. (2004). A fractal like Kinetics to calculate landfill methane production. Fuel. 83 : 73-80.
- [11]SANE Y. (1999). Une ville face à ses déchets : une problématique géographique de la pollution à Abidjan (Côte d'Ivoire). Thèse de doctorat, Université Laval, Québec.
- [12]MODECOM (1993). Méthodes de caractérisation des ordures ménagères: 2ème édition, ADEME éditions, Paris, 64 pages.
- [13]WARITH M. (2002). Bioreacteurs landfill : experimentsl and field results. Waste Management, 22: 7-17.
- [14] KELLY E.J. (2002). Solid Waste Biodegradation Enhancements and the Evolution of Analytical Methods Used to Predict Waste stability, Thesis, Virginia Plytechnic Institute and State University

- [15] MERAZ R.L. (1997). Décharge contrôlée et production de biogaz : étude sur site et modélisation à l'échelle pilote. Thèse de doctorat, INP Toulouse
- [16] BOGNER J.E. (1990). Controlled study of landfill biodegradation rates using modified BMP assays. *Waste Management and Research*, 8, 329-352.
- [17] WANG Y.S., BYRD C.S. ET BARLAZ M.A. (1994). Anaerobic biodegradation of cellulose and hemicellulose in excavated refuse samples using a biochemical methane potential assay. *J. of Industrial Microbiology*, 13, 147-153.
- [18] BARLAZ M.A., HAM R.K. & SCHAEFER D.M. (1990). Methane production from Municipal Refuse : A review of enhancement Techniques and Microbial Dynamics.
- [19] BERNAL M.P., PAREDES C., SANCHEZ-MONEDERO M.A. & CEGARRA J. (1998). Maturity and stability parameters of compost prepared with a wide range of organic waste. *Bioresource Technology*, 63, 91-99.
- [20] IGLESIAS-JIMENEZ E., PEREZ GARCIA V., ESPINO M. & HERNADEZ J.M. (1993). City refuse compost as a phosphorus source to overcome the P-fixation capacity of sesquioxide-rich soils. *Plant and Soil*, 148, 115-127.
- [21] GOYAL S., DHULL S.K. & KAPOOR K.K. (2005). Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity. *Bioresource Technology*, 96(14), 1584-1591.
- [22] DOMEIZEL M., KHALIL A. & PRUDENT P. (2004). UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology*, 94, 177-184.
- [23] EGGEN T. & VETHE O. (2001). Stability indices for different composts. *Compost Science & Utilization*, 9, 19-36.
- [24] RANALLI G., BOTTURA G., TADDEI P., GARAVANI M., MARCHETTI R. & SORLINI C. (2001). Composting of solid and sludge residue from agricultural and foods industries. Bioindicators of monitoring and compost maturity. *Journal of environmental science and health*, 36(4), 415-436.
- [25] AIT BADDI G., ALBURQUERQUE J.A., GONZALVES J., CEGARRA J. & HAFIDI M. (2004). Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of olive mill wastes. *International biodeterioration and biodegradation*, 54, 39-44.
- [26] DINEL H., SCHNITZER M. & DUMONTET S. (1996). Compost maturity: extractable lipids as indicators of organic matter stability. *Compost Science & Utilization*, 4(2), 6- 12.
- [27] PICHLER M & KOGEL-KNABER I. (2000). Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 29, 1337-1344.
- [28] ACHOUR F., de ARAUJO-MORAIS J., ROUEZ M., de BRAUER C., DUCOM G. & BAYARD R. (2005). Characterization of organic matter in Municipal Solid waste: a pertinent tool for the assessment of a mechanical-biological treatment. *International Symposium MBT 2005*. Hanovre, Allemagne.

- [29] Céline BERTHE (2006) thèse doctorat Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement, université de Limoges.
- [30] MARTIN PEPIN AINA (2006) thèse doctorat expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les ped : contributions a l'elaboration d'un guide methodologique et a sa validation experimentale sur sites, Laboratoire des Sciences de l'Eau et de l'Environnement, université de Limoges.
- [31] MORVAN B. (2000). Méthode de caractérisation des déchets ménagers: analyse sur produit sec. Déchets - Sciences et Techniques, 20, 9-11.
- [32] ALLEN A. (2001) Containment landfill: The myth of sustainability. (2001). Engineering Geology. 60: 3-19
- [33]SHEARER B. (2001). Enhanced biodegradation in landfills. Master of Science in Environmental Engineering, Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University, 50 Pages.
- [34]PACEY J., AUGENSTEIN D., MORCK R., REINHART D. et YAZDANI R. (1999). The bioreactive landfilling. MSW Management, 52-60
- [35] DELINEAU T. et BUDKA A. (2000). Rapport final SITA : état de l'art , le concept du bioréacteur.
- [36] YU H.W., SAMANI Z. HANSON A. & SMITH G. (2002) Energy recovery from grass using two-phase anaerobic digestion. Waste Management. 22: 1-5.
- [37] VAVILIN V.A., SHCHELKANOV M.Y. & RYTOV S.V. (2002). Effect of mass transfer on concentration wave propagation during anaerobic digestion of solid waste. Water Research.36: 2405-2409.
- [38] CHUGH S, PULLAMMANAPPALLIL P. & RUDOLPH (1999).Degradation of unsorted municipal solid waste by a leach-bed process. Bioresource Technology. 69: 103-115.
- [39] KENNEDY L.G., EVERETT J.W. (2001) Microbial of simulated landfill leachate: solid iron /sulphur interaction. Advances in Environmental Research. 5: 103-116.]
- [40] FRANÇOIS V. (2004). « Détermination d'indicateurs d'accélération et de stabilisation de déchets ménagers enfouis. Etude de l'impact de la recirculation de lixiviats sur des colonnes de déchets ». Thèse de doctorat. Université de Limoges.
- [41] EL-FADEL M., FINDIKAKIS A.N., Leckie J. (1997) Environmental Impacts of Solid Waste landill. Journal of Environmental Management. 50: 1-25.
- [42] DESIDERI U. Sanitary landfill energetic potential analysis : a real case study (2003). Energy conversion & Management . 44: 1969-1981
- [43] C.E. document de travail, 2001

- [44] MUSTIN M. (1987). Le compost. Paris, France.954.
- [45] ISMAIL AHMED RAOUF (2008) Caractérisation et traitement des lixiviats générés par les déchets du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet, Ecole nationale polytechnique.
- [46] D Trébouet, A Berland, J.P Schlumpf, P Jaouen et F Quemeneur, Traitement des lixiviats stabilisés de décharges par des membranes de nanofiltration (1998).
- [47] Ross B. (1990) The diversion capacity of capillary barriers. *Water Resource Research*, 26, 2625-2629.
- [48] FLYHAMMAR P. (1998) Use of sequential extraction on anaerobically degraded municipal solid waste. *Sci. Tot Environ.* 212, 203-215.
- [49] CHRISTENSEN T.H. AND KJELDSSEN P. (1989) A method for determination of cadmium species in solid waste leachates. *Water Research*, 23, 81-84.
- [50] M.M.BARRES et Al : Les lixiviats de décharge ; le point de connaissance en 1990 ; T.S.M/AG.HTM ; N°6 ; (1990).
- [51] MAMMERI FARES (2006), caractérisation des lixiviats de la décharge d'ouled fayet et proposition d'un traitement, mémoire de fin d'étude, ENP Alger.
- [52] Memento technique de l'eau, tome 1(1989), Degremont.
- [57] HAARSTAD AND MAEHLUM (1999), K. Haarstad and T. Maehlum, Important aspects of long-term production and treatment of municipal solid waste leachate, *Waste Management and Research* 17 (1999), pp. 470–477
- [58] QASIM AND CHIANG (1994), S.R. Qasim and W. Chiang, *Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment*, Technomic Publishing Company, Lancaster, PA (1994).
- [59] D.L. JONES, K.L. WILLIAMSON AND A.G. OWEN (2005), *Phytoremediation of landfill leachate*, School of Agricultural and Forest Sciences, University of Wales, Bangor, Gwynedd LL57 2UW, Wales, UK.
- [60] LAURENT DABOUINEAU, YANN LAMY, PHILIPPE COLLAS (2005), *Phytoremédiation et phytorestoration, ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées*.
- [61] TONNI AGUSTIONO KURNIAWAN, WAI-HUNG LO AND G.Y.S. CHAN (2006), *Radicals-catalyzed oxidation reactions for degradation of recalcitrant compounds from landfill leachate*, Department of Applied Biology and Chemical Technology, State Key Laboratory of Chinese Medicine and Molecular Pharmacology, The Hong Kong Polytechnic University, Hung Hom, Kowloon, Hong Kong.

[62] YANG DENG (2006), Physical and oxidative removal of organics during Fenton treatment of mature municipal landfill leachate, Department of Civil, Architectural and Environmental Engineering, University of Miami, McArthur Building Room 325, 1251 Memorial Dr., Coral Gables, FL 33124-0630, USA

[63] HUI ZHANG, HEUNG JIN CHOI, AND CHIN-PAO HUANG (2006), Treatment of landfill leachate by Fenton's reagent in a continuous stirred tank reactor, Department of Environmental Engineering, Wuhan University, China, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Delaware, Newark, DE 19716, USA

[64] MEZOUARI.F : 2004, Les décharges publiques du grand Alger et leur impact sur l'environnement, aspects réglementaires, urbanistiques et techniques. Thèse de Magister, EPAU, Alger.

[65]YOUCEF KEHILA, M. AINA, F. MEZOUARI, G. MATEJKA, D. MAMMA, (2006) Quelles perspectives pour l'enfouissement technique et le stockage éco-compatible des résidus solides dans les PED vis-à-vis des impacts sur l'hydrosphère urbaine ?

[66]ATTOU.F : 1990, Caractérisation du lixiviat de la décharge de Oued Smar et estimation de son impact sur la nappe souterraine. Projet de fin d'étude, E.N.P.

[67]FRANCK REJSEK (2002), Analyse des eaux, Aspects réglementaires et techniques..

[53] NICOLAS BOUDESOCQUE (2007), contribution à l'étude de plasmas d'arc immergé applications à la décontamination et à la gazeification d'effluents organiques aqueux, thèse de doctorat de l'université de limoges

[54] GLAZE W.H., KANG J.W. et CHAPIN D.H. (1987), The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation, *Ozone Sci & Eng.*, **9** (4), 335-342.

[55] BIGDA R.J. (1995), Consider Fenton's Chemistry for Wastewater Treatment, *Chem. Eng. Progr.*, **91** (12), 62-66.

[56] MOKRINI A., OUSSI D. et ESPUGLAS S (1997), Oxidation of aromatic compounds with UV radiation/ozone/hydrogen peroxide, *Wat. Sci. Technol.*, **35**, 95-102.

[68] HUI ZHANG, HEUNG JIN CHOI, AND CHIN-PAO HUANG (2005), Optimization of Fenton process for the treatment of landfill leachate Department of Environmental Engineering, Wuhan University, China, Department of Civil and Environmental Engineering, University of Delaware, Newark, DE 19716, USA.

[69] Journal Officiel de la République Algérienne, valeurs limites des paramètres de rejets d'effluents liquides industriels.

Annexe I

Détermination Demande chimique en oxygène (DCO)

Standard Methods

Principe : Oxydation chimique des matières réductrices par un excès de $K_2Cr_2O_7$. Cette oxydation se réalise en milieu acide (H_2SO_4), en présence de sulfate de mercure comme catalyseur ($HgSO_4$), à ébullition à reflux pendant 2 heures dans un ballon ou un tube muni d'un réfrigérateur.

Réactifs :

- Acide sulfurique [H_2SO_4] à environ 4mol/l
- Acide sulfurique-sulfate d'argent
- Dichromate de potassium à 0,04 mol/l et contenant le sulfate de mercure (II)

Appareillage :

- Appareil à reflux
- Bloc chauffant
- Spectrophotomètre

Mode opératoire :

- Introduire dans un tube à fond plat de DCO 2,5 ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 1,5 ml de dichromate de potassium $K_2Cr_2O_7$ (qui contient du $HgSO_4$).
- Ajouter lentement et avec précaution 3,5 ml d'acide sulfurique-sulfate d'argent en agitant soigneusement le tube et en refroidissant sous un courant d'eau froide de façon à éviter toute perte de substances organiques volatils.
- Porter à ébullition dans un bloc chauffant pendant 2 h.

Expression des résultats :

- Effectuer la lecture sur le photomètre à $\lambda = 600$ nm.
- La teneur en DCO est déduite du graphe d'étalonnage.

Détermination de la Demande Biochimique en Oxygène

NFT 90-103

Principe : L'échantillon d'eau introduit dans une enceinte thermostatée est mis en incubation en présence d'air. Les micro-organismes présents consomment l'oxygène dissous qui est remplacé en permanence par l'oxygène en provenance du volume d'air situé au dessus de l'échantillon. L'anhydride carbonique (CO₂) dégagé est piégé par l'hydroxyde de potassium. Cette détermination en oxygène crée une dépression qui est enregistrée par une élévation du niveau de mercure.

Mode opératoire :

La prise d'essai dépend de la charge de l'échantillon, qui elle-même dépend de l'origine de l'échantillon industriel ou urbain, de la couleur, de l'odeur et de la charge en matières en suspension. Voici le volume de l'échantillon d'après la DBO présumée

La charge	DBO présumée mg/l	Prise d'essai	facteur	La charge	DBO présumée mg/l	Prise d'essai	facteur
Très faible	0 - 40	432	1	Très faible	0 - 35	428	0.1
Faible	0 - 80	365	2	Faible	0 - 70	360	0.2
Moyenne	0 - 200	250	5	Moyenne	0 - 175	244	0.5
Plus que la moyenne	0 - 400	164	10	Plus que la moyenne	0 - 350	157	1.0
Un peu chargée	0 - 800	97	20	Chargée	0 - 700	94	2.0
Chargée	0 - 2000	43.5	50	Très chargée	0 - 1400	56	4.0
Très chargée	0 - 4000	22.7	100				

Dosage des MES par centrifugation

NFT 90-015

Principe : la séparation des MES de l'eau se fait par centrifugation. L'échantillon est mis en rotation à grande vitesse. L'application de la force centrifuge sur les particules solides permet de les rassembler dans le fond du tube sous forme d'un culot. Ce culot sera lavé puis récupéré et mis à sécher à 105°C. Le résidu sec est ensuite pesé. Il correspond aux MES contenues dans l'échantillon.

Appareillage :

- Centrifugeuse
- Dessiccateur

Mode opératoire :

- Attendre que les échantillons soient à température ambiante.
- Homogénéiser le contenu du flacon par agitation.

Si cela est possible, introduire la totalité de l'échantillon dans le pot de la centrifugeuse, de volume de 200 à 500 ml, et centrifuger 20mn environ. Le volume VE en ml doit conduire la pesée d'au moins 30mg de MES.

- Eliminer l'eau surnageante, remettre en suspension le culot dans de l'eau distillée (en remplissant jusqu'au niveau initial) et centrifuger pendant 20mn.
- Recueillir le culot déposé dans une capsule préalablement séchée à 105°C et pesée à 0,1 mg près : M1. Rincer le pot de centrifugation deux fois, avec chaque fois environ 20ml d'eau distillée et recueillir les eaux d'entraînement dans la capsule.
- Sécher ensuite la capsule et son contenu à 105°C ± 2°C, laisser refroidir dans un dessiccateur et peser à 0,5 mg près :M2 .Recommencer les opérations de séchage, de refroidissement et de pesée jusqu'à ce que la différence entre deux pesées successives ne dépasse pas 0,5mg.

Expression des résultats : La teneur en MES est calculée à partir de la formule suivante :

$$[MES] = \frac{(M2 - M1) \times 1000}{VE} \text{ (mg/l)}$$

Détermination des MVS

Principe : les matières organiques ont la propriété d'être minéralisées à haute température :



Les molécules produites par calcination de la MO sont sous forme gazeuse à haute température et vont donc se volatiliser.

C'est pour cette raison que l'on détermine la teneur en MO par calcination à 550°C et par pesée du résidu (les cendres) qui représente les matières minérales. Par différence entre la masse de matières sèches initiale et la masse de matières minérales restante, on détermine la masse de matières organiques.

On peut donc écrire : **MES = Matières organiques (MVS) + Matières minérales (MM)**

Mode opératoire :

Cette analyse peut être effectuée après la détermination des MES.

- A la fin de cette analyse, déterminer le poids P1 en g, correspond au poids de la coupelle en porcelaine et des matières sèches qu'elle contient.
- Placer ensuite la coupelle en porcelaine dans un four à 550°C pendant une durée de 2 heures.
- Après refroidissement dans un dessiccateur, la coupelle, ne contient plus que de les cendres, est à nouveau pesée : poids P2 en g.

La différence (P2 - P1) représente le poids des MVS de l'échantillon.

Expression des résultats : le taux de MVS en % est donné par la formule suivante :

$$MVS(\%) = \left(\frac{P1 - P2}{P1 - P0} \right) \times 100$$

P0 : poids de la coupelle vide initialement.

Dosage Des Nitrites (NO₂⁻)

ISO 6777-1984

Principe : Les nitrites réagissent avec la sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui, après copulation avec le N-1-Naphtyléthylènediamine dichloride donne naissance à une coloration rose mesurée à 543 nm.

Réactifs :

Réactifs de diazotation :

- Sulfanilamide.
- N-1- Naphtyléthylènediamine.
- Acide phosphorique (d=1,7).
- Eau distillée

Appareillage :

Spectrophotomètre UV-Vis

Mode opératoire :

- Dans une fiole jaugée introduire 150ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 1ml du réactif de diazotation.
- Attendre au moins 20mn après l'ajout du réactif, l'apparition de la coloration rose indique la présence des nitrites.

Expression des résultats :

- Effectuer la lecture sur le spectrophotomètre à $\lambda = 543$ nm.
- La teneur en nitrates est déduite de la courbe d'étalonnage.

Dosage De L'Azote Ammoniacal (NH_4^+)

ISO 7150/1-1984

Principe : Mesure spectrophotométrique à 655nm du composé bleu formé par réaction de l'ammonium avec les ions salicylate et hypochlorite en présence de nitroprussiate de sodium comme catalyseur.

Réactifs :

Réactif A :

- Acide dichloroisocyanurique.
- Hydroxyde de sodium.
- Eau distillée

Réactif B :

- Tri citrate de sodium.
- Salicylate de sodium.
- Nitroprussiate de sodium.
- Eau distillée

Appareillage :

Spectrophotomètre UV-Vis

Mode opératoire :

- Introduire dans une fiole 1ml de l'échantillon à analyser
- Compléter à 100ml avec de l'eau distillée et mélanger.
- Prélever 10ml de cette dernière solution et ajouter 4ml de réactif A+ 4ml de réactif B
- Compléter jusqu'à 50ml par de l'eau distillée
- Prévoir une fiole avec 10ml d'eau distillée pour le blanc réactif
- Laisser reposer pendant 1h 30mn

Effectuer la lecture spectrophotométrique à 655 nm.

Expression des résultats : les résultats sont déduits à partir de la courbe d'étalonnage.

Dosage des nitrates

ISO 7890-3 et NFT 90-045

Principe : En présence de salicylate de sodium, le nitrate donne du paranitrozonylate de sodium de couleur jaune susceptible d'un dosage colorimétrique.

Réactifs :

- Solution de salicylate de sodium à 0,5%
- Solution d'hydroxyde de sodium à 30%
- H₂SO₄ concentré
- Tartrate double de sodium et de potassium :
 - Hydroxyde de sodium
 - Tartrate de sodium et de potassium
 - Eau distillée

Appareillage :

- Spectrophotomètre UV-Vis

Mode opératoire :

- Prendre 10ml de l'échantillon à analyser.
- Ajouter 2à3 gouttes de NaOH à 30%.
- Evaporer à sec au bain marie à température comprise entre 75°C et 88 °C puis laisser refroidir.
- Dissoudre le résidu dans 2ml de H₂SO₄, laisser au repos 10min.
- Ajouter 15ml de l'eau distillée et 15ml de tartrate double de sodium et de potassium

Expression des résultats : les résultats sont déduits à partir de la courbe d'étalonnage.

Dosage de l'azote Kjeldahl NTK

Norme ISO 5663-1984

Principe : Transformation de l'azote organique en azote ammoniacal que l'on sépare et mesure par titrage.

Réactifs :

- Acide sulfurique pur H₂SO₄ (pur à 98%, d=1.84).
- Catalyseur de minéralisation : sulfate de potassium (99.5 g) + sélénium en poudre (5 g).
- Solution d'acide borique : acide borique (10 g) + eau distillée (qsp 1000 ml).
- Solution d'hydroxyde de sodium 30%
- Solution d'acide sulfurique à 0.1 N.
- Indicateur de Tashiro (bleu de méthylène + rouge de méthyle).

Appareillage :

- Digesteur (Gerhardt)
- Distillateur (Gerhardt)

Mode opératoire :

- Minéralisation : Prendre 50ml d'échantillon + 1g de catalyseur + 10 ml d'acide sulfurique pur + 4heures de minéralisation, à la fin laisser refroidir à température ambiante.

- Distillation : Après avoir transvasé le contenu de chaque tube dans une éprouvette, diluer jusqu'à 100ml Fixer le tube dans le distillateur, l'ajout de la solution NaOH se fait de manière automatique, tout comme la distillation et le nettoyage.

Expression des résultats : par titrage avec de l'acide sulfurique à 0.1 N jusqu'au virage de couleur.

$$NTK = \frac{VE \times C \times 14 \times 1000}{P} \text{ (mg/l)}$$

VE: volume en ml de l'acide sulfurique utilisé pour le dosage.

C : la concentration en mol/l de l'acide sulfurique.

P : le volume de la prise d'essai.

Dosage Des Sulfates

Rodier

Principe : Cette méthode est basée sur le fait que les ions SO_4^{2-} se précipitent en milieu acide et en présence du chlorure de baryum (BaCl_2) pour former (BaSO_4). Ce dernier est stabilisé à l'aide d'une solution de Tween 20. Les suspensions homogènes sont mesurées au spectrophotomètre.

Réactifs :

- Solution d'acide chloridrique 1/10 en volume.
- Solution chlorure de baryum :
 - Solution de Tween 20 (20ml)
 - Chlorure de baryum dihydraté (10g)
 - Eau distillée (qsp 1000ml)

Appareillage :

Spectrophotomètre UV-Vis

Mode opératoire :

- Introduire dans un tube 50ml d'échantillon
- Ajouter 1ml de la solution d'acide chloridrique
- Ajouter 5ml de la solution BaCl_2
- Agiter énergiquement et laisser reposer pendant 15mn
- Agiter de nouveau et analyser au spectrophotomètre à 650 nm.

Expression de résultats : se référer à la courbe d'étalonnage

Dosage Des Ortho phosphates (PO₄³⁻)

ISO 6878/1-1986

Principe : Les ions orthophosphates en solution acide et en présence d'ions molybdate et antimoine forment un complexe d'antimonyl-phosphomolybdate qui, après réduction par l'acide ascorbique, donne un complexe de molybdène fortement coloré en bleu. Le développement de la coloration est accéléré par l'utilisation d'un catalyseur, le tartrate double de potassium et d'antimoine. La mesure de l'absorbance de ce complexe se fait à 880nm et permet de déterminer la concentration en orthophosphates de l'échantillon.

Appareillage :

Spectrophotomètre UV-Vis

Réactifs :

-Réactif combiné :

- Solution acide sulfurique 15% en volume.
- Solution de molybdate d'ammonium 4%.
- Solution tartrate double d'antimoine et de potassium 2,8%.
- Eau distillée.

-Solution d'acide ascorbique à 2%

-Réactif de compensation

Mode opératoire :

-Introduire dans une fiole de 25ml 20ml d'échantillon à analyser.

-Ajouter quelques millilitres du réactif de compensation jusqu'à élimination de la couleur.

-Ajouter 1ml de solution d'acide ascorbique.

-Ajouter 4 ml du réactif combiné.

-Attendre exactement 30mn pour effectuer la lecture au spectrophotomètre à $\lambda = 880$ nm.

Expression des résultats : les résultats sont déduits à partir de la courbe d'étalonnage.

Dosage des métaux

ISO N° 82-88

Procédure d'analyse :

- Attaquer les échantillons avec (5ml HNO₃ + 2 ml H₂O₂) pour 100 ml d'échantillon
- Procéder à la digestion des échantillons dans des fioles de 100 ml et ajuster avec de l'eau distillée.
- Passer à la détermination des métaux (Cd, Cr, Cu, Co, Ni, Fe, Pb, Zn) par la spectrométrie d'absorption atomique (SAA).

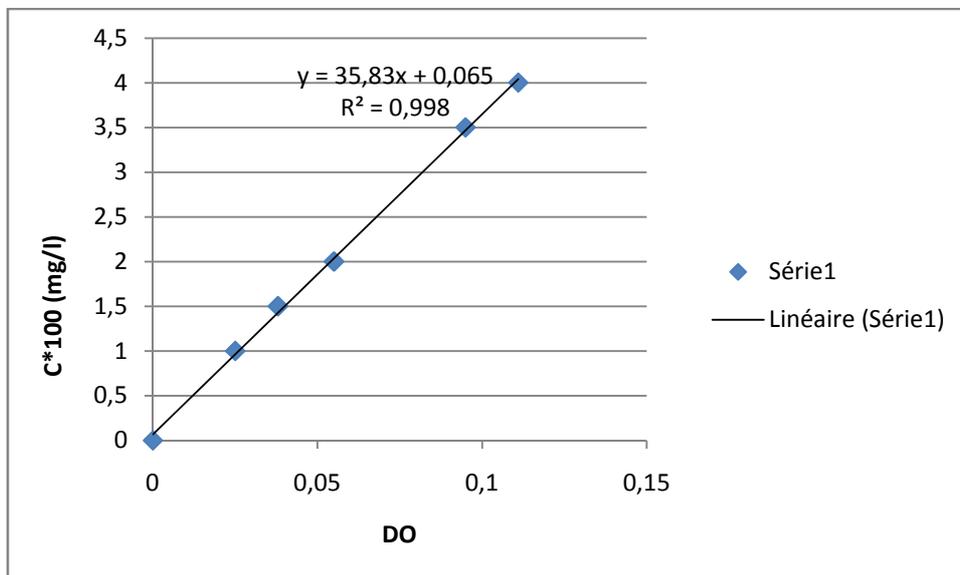
Expression des résultats : le résultat est donné directement en mg/l à l'aide de l'interface SOLAAR par ordinateur.

Annexe II

Courbes d'étalonnage :

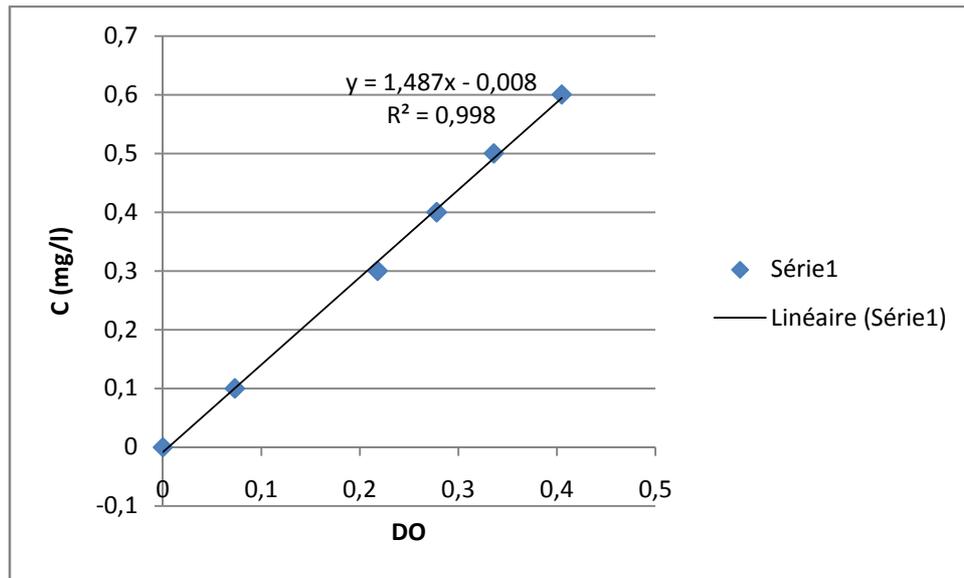
DCO :

DO	Concentration (mg/l)
0,000	0
0,025	100
0,038	150
0,055	200
0,095	350
0,111	400



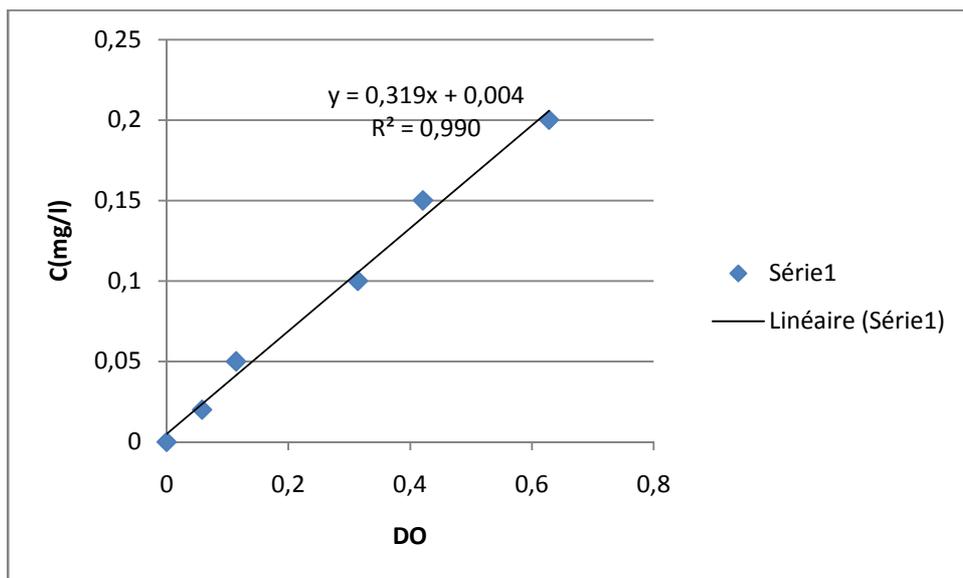
NH₄⁺ :

DO	Concentration (mg/l)
0	0,0
0,073	0,1
0,405	0,6
0,218	0,3
0,278	0,4
0,336	0,5



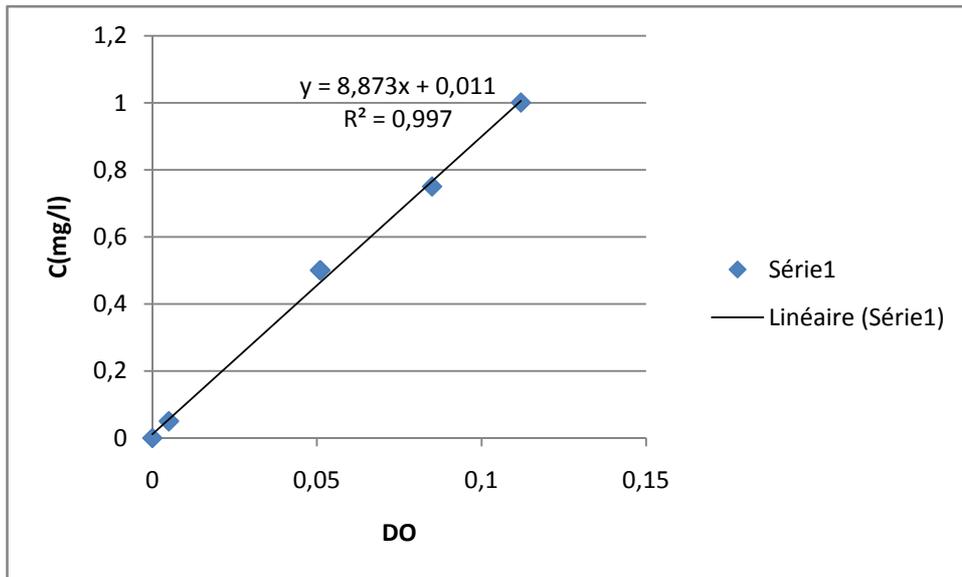
NO₂⁻ :

DO	Concentration (mg/l)
0,000	0,00
0,058	0,02
0,114	0,05
0,314	0,10
0,421	0,15
0,628	0,2

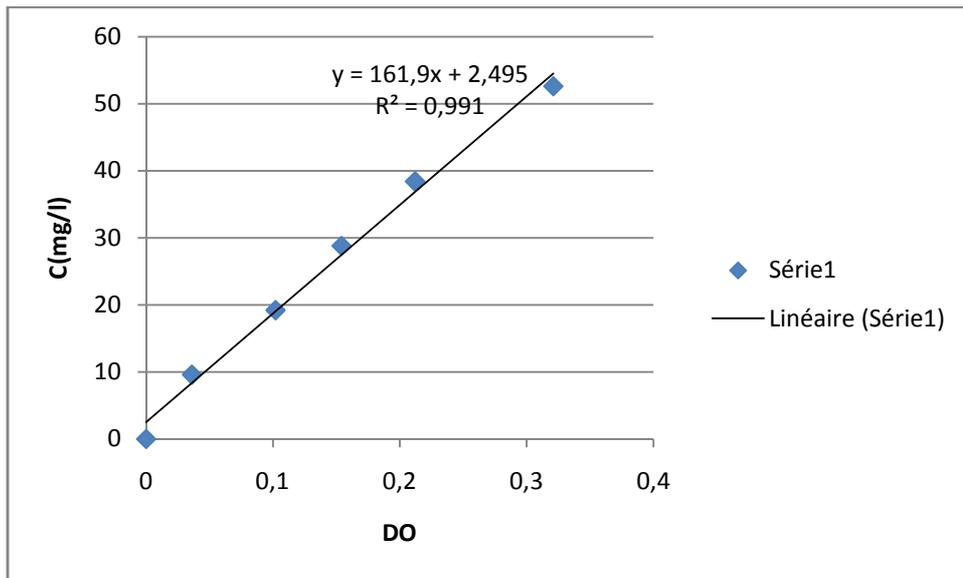


PO_4^{2-} :

DO	Concentration (mg/l)
0,000	0,00
0,005	0,05
0,112	1,00
0,051	0,50
0,085	0,75

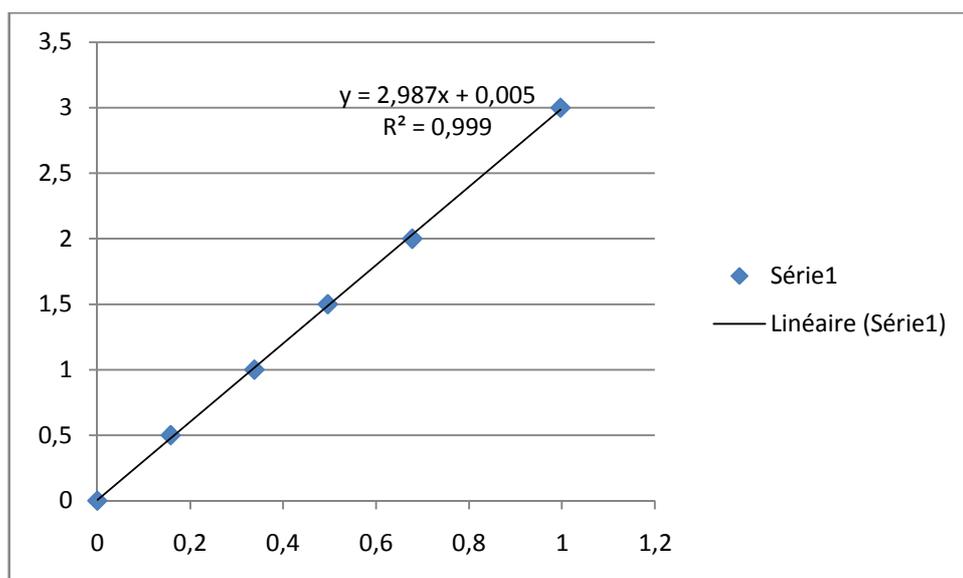
 SO_4^{2-} :

DO	Concentration (mg/l)
0,000	0,0
0,036	9,6
0,102	19,2
0,154	28,8
0,212	38,4
0,321	52,6



NO₃⁻ :

DO	Concentration (mg/l)
0	0
0,158	0,5
0,338	1
0,496	1,5
0,678	2
0,997	3



Annexe III

Traitement par coagulation-floculation

Optimisation de la dose du coagulant sans ajustement du pH

N°_tube	pH	DCO _i (mg/l)	FeCl ₃ (g/l)	mFeCl ₃ /DCO
1	8,2	2465,6	0,5	0,2
2	8,2	2465,6	1,0	0,4
3	8,2	2465,6	1,5	0,6
4	8,2	2465,6	2,0	0,8
5	8,2	2465,6	2,5	1,0
6	8,2	2465,6	3,0	1,2

N°_tube	pH	Conduct (mS/cm)	P. redox (mV)	Couleur (Hazen)	DCO _f	τ(%)
1	8.76	56.9	-50	125*5	22465,0	-832,83
2	8.80	54.9	-51	125*5	22644,2	-840,29
3	8.82	55.0	-52	125*5	17268,2	-616,41
4	8.18	61.5	-24	125*4	13863,4	-474,62
5	8.01	63.2	-18	125*4	12788,2	-429,85
6	8.45	26.6	-35	125*4	14401,0	-497,01

Optimisation de la dose du coagulant à pH=4,5

N°_tube	pH	DCO _i (mg/l)	FeCl ₃ (g/l)	mFeCl ₃ /DCO
1	4,5	2465,6	0,2	0,08
2	4,5	2465,6	0,4	0,16
3	4,5	2465,6	0,6	0,24
4	4,5	2465,6	0,8	0,32
5	4,5	2465,6	1,0	0,40
6	4,5	2465,6	1,2	0,49
1	4,5	2465,6	1,4	0,57
2	4,5	2465,6	1,6	0,65
3	4,5	2465,6	1,8	0,73
4	4,5	2465,6	2,0	0,81
5	4,5	2465,6	2,2	0,89
6	4,5	2465,6	2,4	0,97
7	4,5	2465,6	2,6	1,05

N°_tube	pH	Conduct (mS/cm)	P. redox (mV)	Couleur (Hazen)	DCO _f (mgO ₂ /l)	τ(%)
1	4.92	82.0	110	175*4	14401,00	-26,86
2	4.45	83.5	127	140	3111,40	20,89
3	4.20	82.5	140	140	1964,52	31,34
4	4.13	83.2	140	140	1713,64	37,31
5	3.97	84.1	150	140	1570,28	32,83
6	4.00	86.6	145	140	1677,8	44,78
1	3.90	67.9	155	125	1391,08	35,82
2	3.90	69.7	150	125	1606,12	35,82
3	3.85	72.2	155	125	1606,12	34,33
4	3.80	69.4	155	175	1641,96	35,82
5	3.80	70.7	155	175	1606,12	31,34
6	3.75	71.3	156	175	1713,64	35,82
7	3.40	80.9	170	275	1606,12	26,86

Optimisation du pH

N°_tube	pH	DCO _i (mg/l)	FeCl ₃ (g/l)	mFeCl ₃ /DCO
1	3	2465,6	1,2	0,49
2	3,5	2465,6	1,2	0,49
3	4	2465,6	1,2	0,49
4	4,5	2465,6	1,2	0,49
5	5	2465,6	1,2	0,49
6	5,5	2465,6	1,2	0,49
7	5,8	2465,6	1,2	0,49
8	6	2465,6	1,2	0,49
9	6,3	2465,6	1,2	0,49
10	6,5	2465,6	1,2	0,49
11	7	2465,6	1,2	0,49

N°_tube	pH	Conduct (mS/cm)	P. redox (mV)	Couleur (Hazen)	DCO_f (mgO₂/l)	τ(%)
1	3.85	68.5	162	225	2036,2	17,91
2	4.00	67.6	146	225	1785,32	28,36
3	4.09	66.4	146	150	1785,32	28,36
4	4.20	65.8	138	150	1426,92	43,28
5	4.16	66.9	140	100	1570,28	37,31
6	4.09	73.5	140	70	1606,12	35,82
7	5.01	74.2	140	70	1570,28	37,31
8	5.03	62.8	101	100	925,16	64,18
9	5.21	63.4	110	100	1570,28	37,31
10	4.55	69.8	125	70	1641,96	34,33
11	4.91	66.4	112	70	1319,4	47,76

Annexe IV

Traitement par fenton

Recherche des quantités adéquates : 1^{ER} essai

N°_tube	pH	DCO _i (mg/l)	V (ml) H ₂ O ₂	n (moles) H ₂ O ₂	m (g) H ₂ O ₂	m (g) FeSO ₄	n Fe ²⁺ (moles)	mH ₂ O ₂ / DCO	nH ₂ O ₂ / nFe ²⁺
1	3	2465,6	15,75	0,309	10,5	2,3446	0,015	4,25	20
2	3	2465,6	15,75	0,309	10,5	1,5630	0,010	4,25	30
3	3	2465,6	15,75	0,309	10,5	1,1722	0,007	4,25	40
4	3	2465,6	15,75	0,309	10,5	0,9379	0,006	4,25	50
5	3	2465,6	15,75	0,309	10,5	0,7815	0,005	4,25	60
6	3	2465,6	15,75	0,309	10,5	0,6699	0,004	4,25	70

N°_tube	P. redox (mV)	Couleur (Hazen)	DCO _f (mg/l)	τ (%)
1	150	15	3648	-49,25
2	155	225	1283,2	49,25
3	148	15	4006,3	-64,17
4	150	15	2035,6	17,91
5	152	15	4364,6	-79,10
6	152	15	3648,0	-49,25

Recherche des quantités adéquates : 2^{ème} essai

N°_tube	pH	DCO _i (mg/l)	V (ml) H ₂ O ₂	n (moles) H ₂ O ₂	m (g) H ₂ O ₂	m (g) FeSO ₄	n Fe ²⁺ (moles)	mH ₂ O ₂ / DCO	nH ₂ O ₂ / nFe ²⁺
1	3	2465,6	1,8	0,035	1,20	0,500	0,00329	0,486	10,72
2	3	2465,6	2,25	0,044	1,50	1,000	0,00658	0,608	6,70
3	3	2465,6	4,6	0,090	3,06	1,400	0,0092	1,243	9,78
4	3	2465,6	3	0,059	2,00	0,875	0,0058	0,810	10,21
5	3	2465,6	0,9	0,018	0,60	0,300	0,00197	0,243	8,93
6	3	2465,6	0,3	0,006	0,20	0,100	0,00065	0,081	8,93
7	3	2465,6	2,1	0,0411	1,40	0,700	0,0046	0,567	8,93

N°_tube	P. redox (mV)	Couleur (Hazen)	DCO _f (mg/l)	τ (%)
1	160	150	2143,14	13,43
2	163	85	1820,67	26,86
3	161	85	1498,2	40,29
4	160	85	1498,2	40,29
5	160	250	2286,46	7,46
6	162	250	2393,95	2,98
7	164	225	1749,01	29,85

Optimisation de la dose de H₂O₂

N°_tube	P. redox (mV)	Couleur (Hazen)	DCO _f (mg/l)	τ (%)
1	163	180	1139,90	55,22
2	162	180	1354,88	46,26
3	158	180	1820,67	26,86
4	162	180	1354,88	46,26
5	162	180	1713,18	31,34
6	162	180	1820,67	26,86

N°_tube	pH	DCO _i (mg/l)	V (ml) H ₂ O ₂	n (moles) H ₂ O ₂	m (g) H ₂ O ₂	m (g) FeSO ₄ ·7H ₂ O	n Fe ²⁺ (moles)	mH ₂ O ₂ / DCO	nH ₂ O ₂ / nFe ²⁺
1	3	2465,6	6	0,117	3,998	4,44	0,0159	1,6	7,4
2	3	2465,6	6,6	0,129	4,398	4,89	0,0175	1,8	7,4
3	3	2465,6	7,5	0,147	4,998	5,50	0,0197	2,0	7,4
4	3	2465,6	8,1	0,158	5,397	5,90	0,0212	2,2	7,4
5	3	2465,6	9	0,176	5,997	6,60	0,0237	2,4	7,4
6	3	2465,6	12	0,235	7,996	8,80	0,0316	3,2	7,4

Optimisation du rapport molaire H₂O₂/Fe²⁺

N°_tube	pH	DCO _i (mg/l)	V (ml) H ₂ O ₂	n (moles) H ₂ O ₂	m (g) H ₂ O ₂	m (g) FeSO ₄ ·7H ₂ O	n Fe ²⁺ (moles)	mH ₂ O ₂ / DCO	nH ₂ O ₂ / nFe ²⁺
1	3	2465,6	6	0,117	3,4	16,3464	0,0588	1,6	2
2	3	2465,6	6	0,117	3,4	5,4488	0,0196	1,6	6
3	3	2465,6	6	0,117	3,4	4,0866	0,0147	1,6	8
4	3	2465,6	6	0,117	3,4	3,2693	0,0117	1,6	10
5	3	2465,6	6	0,117	3,4	2,3352	0,0084	1,6	14
6	3	2465,6	6	0,117	3,4	1,6346	0,0058	1,6	20

N°_tube	P. redox (mV)	Couleur (Hazen)	DCO _f (mg/l)	τ (%)
1	176	275	1390,71	44,77
2	155	275	1104,07	56,71
3	152	150	1104,07	56,71
4	155	150	1104,07	56,71
5	157	50	1139,90	55,22
6	156	50	1211,56	52,23

Optimisation du pH

N°_tube	pH	DCO _i (mg/l)	V (ml) H ₂ O ₂	n (moles) H ₂ O ₂	m (g) H ₂ O ₂	m (g) FeSO ₄ ·7H ₂ O	n Fe ²⁺ (moles)	mH ₂ O ₂ /DCO	nH ₂ O ₂ /nFe ²⁺
1	2	2465,6	6	0,117	3,4	4	0,0147	1,6	2
2	2,5	2465,6	6	0,117	3,4	4	0,0147	1,6	6
3	3	2465,6	6	0,117	3,4	4	0,0147	1,6	8
4	3,5	2465,6	6	0,117	3,4	4	0,0147	1,6	10
5	4	2465,6	6	0,117	3,4	4	0,0147	1,6	14
6	4,5	2465,6	6	0,117	3,4	4	0,0147	1,6	20

N°_tube	P. redox (mV)	Couleur (Hazen)	DCO _f (mg/l)	τ (%)
1	176	275	1068,2	58,02
2	155	275	924,9	63,62
3	152	150	1426,5	42,16
4	155	150	1247,3	50,56
5	157	50	1319,0	46,83
6	156	50	1426,5	43,10

ملخص

دراسة خصائص المياه الناتجة المتوسطة السن لمركز الدفن التقني لأولاد فاييت أثبتت أن هذه الأخيرة تحتوي على نسبة كبيرة من التلوث حيث بلغت قيمة الطلب الكيميائي للاكسجين حوالي 3000 مغ/ل. علجت هذه المياه بطرق فيزيوكيميائية الا و هما التسيخ-التجلط بكلورور الحديد المميه 7 مرات و الاكسدة المتقدمة الفنتونية. الربط بين هاتين الطريقتين خلص المياه من التلوث العضوي و المعدني ب80%.

كلمات مفتاحية: مركز التفريغ التقني, المياه الملوثة دراسة الخصائص, التسيخ-التجلط, اكسدة فانتون.

Abstract

The characterization of intermediate leachates of CET Ouled Fayet showed that they present a very high level of pollution. COD reached average levels of around 3000 mg / l. These leachates have been treated by chemical treatments, which are coagulation flocculation with $FeCl_3$, $6H_2O$ and advanced oxidation Fenton. The combination of these two processes has reduced the organic and mineral pollution over 80%.

Keywords: discharge control, treatment of leachate, characterization, coagulation-flocculation, oxidation, Fenton.

Résumé

L'étude de la caractérisation des lixiviats intermédiaires du CET de Ouled Fayet a montré que ces derniers présentent une très forte charge polluante. La DCO atteint des niveaux moyens de l'ordre de 3000 mg/l. Ces lixiviats ont fait l'objet d'un traitement physico-chimique par coagulation flocculation avec $FeCl_3$, $6H_2O$ et par oxydation avancée Fenton. La combinaison de ces deux procédés a aboutit à un abattement de la charge organique et minérale dépassant les 80%.

Mots clés: décharge contrôle, traitement des lixiviats, caractérisation, coagulation-flocculation, oxydation, Fenton.