

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 :

**Caractérisation et traitement par coagulation-
floculation et électrocoagulation des lixiviats du
CET de Ouled Fayet**

Proposé par :

Pr : R.KERBACHI

Dirigé par :

Mme : F.BOUMECHHOUR

Etudié par :

Melle GHARSA Sabiha

Soutenu devant le jury :

Pr. N.BELHANECHÉ	professeur	(ENP)	Président.
Dr. A.CHERGUI	maitre de conférences A	(ENP)	Examineur.
Pr. R.KERBACHI	professeur	(ENP)	Promoteur.
Mme. F.BOUMECHHOUR	chargée de cours	(UMBB)	Co-promotrice.

Promotion juin 2011

Dédicaces

Je dédie ce travail

A mes très chers parents, à mon unique sœur NASSIMA que j'adore et sans qui je ne serai pas là aujourd'hui, à mon beau frère AHMED et surtout à mon adorable petite nièce AMEL, plus connue sous le nom de MAMI...

A ma famille de KOUBA, plus particulièrement MAMA ZAHIA et TATA SOUHILA.

A toute ma grande famille : tantes, oncles et cousines en particulier NENNA RATIBA, YASMINA, NAJDAT, SALIMA, CHAHI et MERIEM.

Vous m'avez tous soutenus durant toutes mes années d'études et mes périodes de stress extrême, dieu sait combien cela était long pour vous comme pour moi...

Remerciements

Ce travail a été effectué en partie au niveau du laboratoire des sciences et techniques de l'environnement (LSTE) au département du génie de l'environnement de l'école nationale polytechnique (ENP) sous la direction du Pr. R.KERBACHI.

Je tiens à remercier mes promoteurs : le Pr. R.KERBACHI et Mme F.BOUMECHHOUR, pour leur aide précieuse, leurs conseils éclairés, et leurs encouragements durant toute la préparation de ce mémoire.

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

Je remercie aussi le Dr A.CHERGUI de m'avoir fait l'honneur d'examiner mon travail.

Je tiens également à remercier Yacine MEDKOUR pour l'aide inestimable qu'il m'a apportée tout au long de ce travail.

Mes sincères remerciements vont aussi à Mme FARRAH Lila et Mme LAMALI Zahia ainsi que toute l'équipe du laboratoire central de la SEAAL, en particulier SIHEM, DJAMILA, AMEL et Mr KADRI.

Je tiens également à remercier mes amis et camarades de promotion : Rabab, Imene, Amira, Meriem, Houria, Faouzi et Hichem pour leur sincère amitié et leur précieux soutien.

SOMMAIRE

Liste des tableaux

Liste des figures

Introduction Générale	1
-----------------------------	---

PARTIE 1 : SYNTHÈSE BIBLIOGRAPHIQUE

I. Généralités sur les déchets	4
I.1. Définition d'un déchet	4
I.2. Nature des déchets	4
I.3. Classification des déchets	5
I.4. Caractérisation, gestion et traitement des déchets ménagers	7
I.4.1. Caractéristiques des déchets ménagers	7
I.4.2. Paramètres de suivie des déchets ménagers	8
I.4.2.1. Les paramètres physiques	8
I.4.2.1.A. La quantité de déchets urbains produits	8
I.4.2.1.B. Le tri par taille	8
I.4.2.1.C. La composition des déchets	8
I.4.2.1.D. La densité	8
I.4.2.1.E. Le tassement des déchets	9
I.4.2.1.F. La capacité de rétention	10
I.4.2.1.G. La capacité de rétention	10
I.4.2.1.H. La température	10
I.4.2.2. Les paramètres chimiques	11
I.4.2.2.A. Teneur en matières organiques, perte au feu et teneur en carbone organique.....	11
I.4.2.2.B. Teneur en cellulose	11
I.4.2.2.C. Le rapport C/N	11

I.4.2.2.D. Indice lipidique.....	12
I.4.2.2.E. Teneur en métaux lourds	12
I.4.3. Variabilité des différents paramètres	12
I.4.4. Intérêt des déchets ménagers	12
I.4.5. Les différents types de décharges	13
I.4.5.1. Les décharges brutes	13
I.4.5.2. La décharge contrôlée	13
I.4.5.3. Les C.E.T	14
I.4.5.4. Les centres de stockage de déchets ultimes	15
I.4.5.5. Les bioréacteurs	15
I.4.6. Pollutions et nuisances engendrées par les décharges	16
II. Le lixiviat	18
II.1. La lixiviation et les lixiviats de décharges	18
II.2. Composition des lixiviats	18
II.3. Phénomènes mis en jeu lors de la pollution de lixiviat	20
II.4. Evolution des lixiviats au cours du temps	22
II.4.1. Le lixiviat jeune	22
II.4.2. Le lixiviat intermédiaire	22
II.4.3. Le lixiviat stabilisé	22
II.5. Impact des lixiviats sur l'environnement	23
II.5.1. La pollution organique	23
II.5.2. La pollution azotée	23
II.5.3. Pollution par les orthophosphates	25
II.5.4. Pollution par les métaux lourds	25
III. Principaux procédés de traitement des lixiviats de décharges.....	26
III.1. Les procédés de traitements biologiques	26

III.1.1. Le lagunage	26
III.1.1.1. Le lagunage naturel	26
III.1.1.2. Le lagunage aéré	26
III.1.1.3. Le lagunage anaérobie	27
III.1.2. Les boues activées	27
III.1.3. Les cultures fixées	28
III.1.3.1. Le film biologique	28
III.1.3.2. Lits à ruissellement	28
III.1.3.3. Lits granulaires	29
III.1.4. La phytoremédiation	29
III.1.5. Pourquoi traiter les lixiviats de C.E.T par voie biologique	29
III.2. Les procédés de traitements physico-chimiques	30
III.2.1. La coagulation-floculation classique	30
III.2.1.1. La coagulation	30
III.2.1.1.A. Notion de charges électriques et de double couche	30
III.2.1.1.B. Facteurs influençant la coagulation	31
III.2.1.2. La floculation	33
III.2.1.2.A. Les flocculants	33
III.2.1.2.B. Mécanismes régissant le phénomène de floculation	34
III.2.2. La précipitation chimique	35
III.2.2.1. Précipitation par le M.A.P	35
III.2.2.2. Précipitation par la chaux	35
III.2.3. Traitement par filtration sur charbon actif	36
III.2.4. Traitement par oxydation	36
III.2.4.1. Le traitement chimique classique	36
III.2.4.2. Les procédés d'oxydation avancée	37
III.2.4.3. Le procédé d'oxydation FENTON	38
III.2.5. Traitements membranaires	38

III.2.5.1. L'osmose inverse	38
III.2.5.2. La nanofiltration	39
III.2.5.3. L'ultrafiltration	39
III.2.5.4. La microfiltration	39
III.2.5.5. Les résines échangeuses d'ions	39
III.3. Le procédé électrochimique d'électrocoagulation	40
III.3.1. Théorie de l'électrocoagulation	41
III.3.2. Description de la technique d'électrocoagulation	41
III.3.3. Avantages et inconvénients du procédé d'E.C	43
III.3.4. Résumé de quelques travaux sur le traitement du lixiviat par le procédé d'E.C	44
IV. Présentation et exploitation du C.E.T d'OULED FAYET	45
IV.1. Présentation du C.E.T d'OULED FAYET	45
IV.2. Contexte juridique	45
IV.3. Présentation du site.....	46
IV.4. Quelques données sur les déchets	47
IV.4.1. Les quantités de déchets du C.E.T d'OULED FAYET	47
IV.4.2. Caractéristiques des déchets du C.E.T d'OULED FAYET	48
IV.5. Caractéristiques techniques du C.E.T d'OULED FAYET	49
IV.6. Réaménagement en fin d'exploitation	51

PARTIE 2 : ETUDE EXPERIMENTALE DES LIXIVIATS DU C.E.T DE OULED FAYET

I. Méthodologie expérimentale.....	53
I.1. Points de prélèvement des lixiviats.....	53
I.2. Campagnes de prélèvement des échantillons.....	54

I.3. Méthodes d'analyses des paramètres de pollution.....	54
I.4. Méthodes de traitement des lixiviats.....	55
I.4.1. Traitement par coagulation-floculation.....	55
I.4.2. Traitement par électrocoagulation.....	56
II. Résultats et discussion de la charge polluante véhiculée par les lixiviats	57
III. Traitement des lixiviats	64
III.1. Traitement par coagulation-floculation	64
III.1.1. Optimisation du pH	64
III.1.2. Optimisation de la dose de coagulant	65
III.1.3. Caractéristiques des lixiviats après traitement	65
III.1.4. Discussions et conclusions	66
III.2. Traitement par électrocoagulation	66
III.2.1. Optimisation des paramètres de l'électrocoagulation	66
III.2.2. Caractéristiques des lixiviats après traitement	69
III.2.3. Discussions et conclusions	69
Conclusion Générale	70
Références Bibliographiques	72
Annexe 1	78
Annexe 2	88
Annexe 3	92

Liste des tableaux

1^{ère} Partie

Tableau I.1. Composition des déchets ménagers pour les deux villes d'Alger et Paris.....	7
Tableau I.2. Types de pollutions engendrées par les décharges.....	16
Tableau II.1. Caractéristiques physico-chimique d'un lixiviat moyen.....	20
Tableau II.2. Classement des lixiviats selon l'âge de la décharge.....	23
Tableau III.1. Classification des procédés d'oxydation avancée.....	38
Tableau III.2. Historique des principales applications du procédé d'électrocoagulation.....	42
Tableau III.3. Principaux travaux sur le traitement des lixiviats par électrocoagulation.....	44
Tableau IV.1. Quantité des déchets reçus au niveau du CET pour chaque casier.....	48
Tableau IV.2. Classement des déchets autorisés et interdits du CET de Ouled Fayet.....	48
Tableau IV.3. Exploitation des casiers d'enfouissement du CET de Ouled Fayet.....	51

2^{ème} PARTIE

Tableau I.1. Méthodes d'analyses pour chaque élément.....	55
Tableau II.1. Teneurs des différents paramètres de pollution caractérisant le lixiviat du point de prélèvement P1.....	56
Tableau II.2. Teneurs des différents paramètres de pollution caractérisant le lixiviat du point de prélèvement P2.....	57
Tableau II.3. Teneurs des différents paramètres de pollution caractérisant le lixiviat du point de prélèvement P3.....	58
Tableau II.4. Comparaison des principaux paramètres de pollution des trois types de lixiviats.....	59
Tableau III.1. Résultats de traitement par coagulation-floculation.....	65
Tableau III.2. Résultats de traitement par électrocoagulation.....	69

Liste des figures

1^{ère} Partie

Figure I.1. Classification des déchets selon leur état physique.....	6
Figure I.2. Classification des déchets selon leur nature chimique.....	6
Figure I.3. Classification des déchets selon leur source de production.....	6
Figure II.1. Les différentes voies de décomposition anaérobie de la matière organique.....	21
Figure III.1. Schéma du principe d'une installation à boue activée.....	28
Figure III.2. Schématisation de la double couche et du potentiel Zêta.....	31
Figure III.3. Schéma du procédé d'électrocoagulation.....	41
Figure IV.1. Vue aérienne de la décharge d'Ouled Fayet.....	47
Figure IV.2. Schéma Représentatif de Centre d'enfouissement Technique d'Ouled Fayet.....	47
Figure IV.3. Casier neuve du CET Ouled Fayet.....	49
Figure IV.4. Buse d'évacuation du biogaz.....	50
Figure IV.5. Schéma d'un casier.....	50

2^{ème} PARTIE

Figure I.1. Point de prélèvement P1 (drain du biogaz).....	53
Figure I.2. Point de prélèvement P2 (sortie du drain collecteur).....	53
Figure I.3. Point de prélèvement P3 (bassin de décantation).....	54
Figure I.4. Schéma de dispositif expérimental.....	66
Figure III.1. Optimisation du pH de coagulation.....	64
Figure III.2. Optimisation de la dose de coagulant.....	64
Figure III.3. Effet de la vitesse d'agitation sur l'abattement de la DCO.....	67
Figure III.4. Effet de distance inter-électrode sur l'abattement de la DCO.....	67
Figure III.5. Effet de l'intensité du courant sur l'abattement de la DCO.....	68
Figure III.6. Effet du pH sur l'abattement de la DCO.....	68

Introduction Générale

En Algérie, la production des déchets est en croissance continue : les ménages produisent plus de 10 millions de tonnes de déchets ménagers et assimilés par an. Ces déchets sont déversés de manière incontrôlée dans le milieu naturel, dégradant ainsi la propreté des villes et la beauté des paysages [1].

Pour l'agglomération algéroise, la moyenne de production des déchets par habitant dépasse le kilogramme (1,2 kg/hab./j). Cette augmentation substantielle des déchets a entraîné, sous la double pression de la croissance démographique et la saturation des infrastructures urbaines, un dysfonctionnement du mode d'organisation des services chargés de la gestion des déchets, l'organisation actuelle n'étant plus adaptée aux exigences et aux attentes des citoyens [1].

Une enquête réalisée par les services du Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement (MATE) fait état de plus de 3500 décharges sauvages sur le territoire national occupant une superficie de plus de 5000 ha et localisées le plus souvent le long des oueds, des routes ou sur des terres agricoles ou d'élevages [1].

Toutes ces décharges sont actuellement dans un état d'insalubrité très prononcée et constituent de ce fait un danger permanent pour l'environnement et pour la santé publique car même si ces dernières sont destinées aux ordures ménagères, des déchets toxiques provenant des activités industrielles et des établissements de soins y compris des déchets anatomiques, sont déversés de manière illicite en même temps que les déchets ménagers [1].

Ces sites de mise en décharge sont le plus souvent exploités de façons non appropriées et leur contrôle (lorsqu' il existe) ne se limite qu'au gardiennage par des agents sans aucune qualification [1].

L'analyse de la situation nationale en matière de prise en charge de déchets solides urbains attribue les difficultés actuelles, en matière de gestion des déchets, à des facteurs multiformes d'ordre organisationnel, technique et institutionnel [1].

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, entre autre, à mettre en place

dans les grandes villes des centres d'enfouissement techniques (CET). Le premier CET réalisé est celui de Ouled Fayet (sud-ouest d'Alger) qui a été mis en exploitation en 2002. Ce CET 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 qu'ils engendrent.

Bien sur, nulle solution n'est parfaite et les CET n'échappent pas à cette règle. En fait, bien qu'ils facilitent la gestion des déchets ménagers, ils génèrent aussi beaucoup de substances dangereuses et néfastes envers les riverains et l'écosystème environnant : dégagement de poussières lors des déversements des camions d'ordures ainsi que d'odeurs nauséabondes, attirance de certains animaux pour ces endroits qui peuvent être vecteur de maladies graves...

Le fait est aussi que ce genre d'installations sert de stockage et de gestion des déchets pendant une période de temps limitée. Bien que les CET ont une durée d'exploitation limitée, leurs impacts sur l'environnement perdurent au-delà de la fermeture du site : 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 250 m³ 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 retrouvent dans l'atmosphère et accentuent l'effet de serre.

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 : ce sont *les lixiviats*. Ces lixiviats se forment au fil du temps en se chargeant de matières organiques, minérales y compris des métaux lourds, engendrant ainsi une forme de pollution des plus dangereuses. D'où la nécessité de traiter ce genre d'effluents avant rejet dans l'écosystème.

L'objectif de ce travail consiste dans un premier temps à effectuer une caractérisation physico-chimique et biologique (analyse de la charge polluante) de trois types de lixiviats supposés jeune, intermédiaire et stabilisé (ou vieux) prélevés au CET d'Ouled Fayet.

Dans une deuxième partie, l'étude portera sur le traitement d'un lixiviat stabilisé par deux procédés : la coagulation-floculation classique et l'électrocoagulation. Une comparaison du rendement d'épuration par les deux techniques sera présentée.

Pour se faire, nous commencerons par présenter des généralités sur les déchets et leur gestion, des généralités sur les lixiviats, leur effets sur l'environnement et la santé humaine et les diverses voies de traitement de ces effluents sous forme de synthèse bibliographique. Nous présenterons ensuite le CET de Ouled Fayet, montrant ainsi son rôle et ses caractéristiques techniques. Puis, dans la partie expérimentale, nous présenterons les essais réalisés, commençant par une caractérisation globale des trois types de lixiviats jusqu'à l'optimisation des conditions de traitement du lixiviat âgé.

I. Généralités Sur Les Déchets

I.1. Définition d'un Déchet

La notion de déchet est très différente suivant l'approche que l'on adopte : réglementaire, environnementale, économique ou fonctionnelle. Dans notre cas, nous allons considérer l'approche réglementaire qui définit le déchet comme « *tout résidu d'un processus de production, de transformation ou d'utilisation, toute substance, matériau, produit ou plus généralement tout meuble abandonné ou destiné à l'abandon par son détenteur* » [2].

Mais depuis le 12/12/2001 et la parution de la Loi algérienne N°01-19 relative à la gestion, au contrôle et à l'élimination des déchets, la définition officielle est devenue : « *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].

Autrement dit, un objet est déchet non pas seulement lorsque son détenteur le destine volontairement à l'abandon, mais également si, pour une raison de santé publique, son élimination est nécessaire [3].

I.2. Nature des déchets

Selon leur nature, on distingue 04 principaux groupes de déchets :

- ***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 [4].

- ***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 [5]. 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 [4].

- ***Les déchets dangereux (ou dits spéciaux)***

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 [4].

- ***Les déchets ultimes***

Ce sont des déchets qui ne peuvent plus faire l'objet d'une valorisation.

I.3. Classification des déchets

La classification des déchets peut se faire de plusieurs manières [6]. Les figures I-1 à I-3 donnent les classifications selon les 03 principaux critères :

- l'état physique ;
- la nature chimique ;
- la source de production.

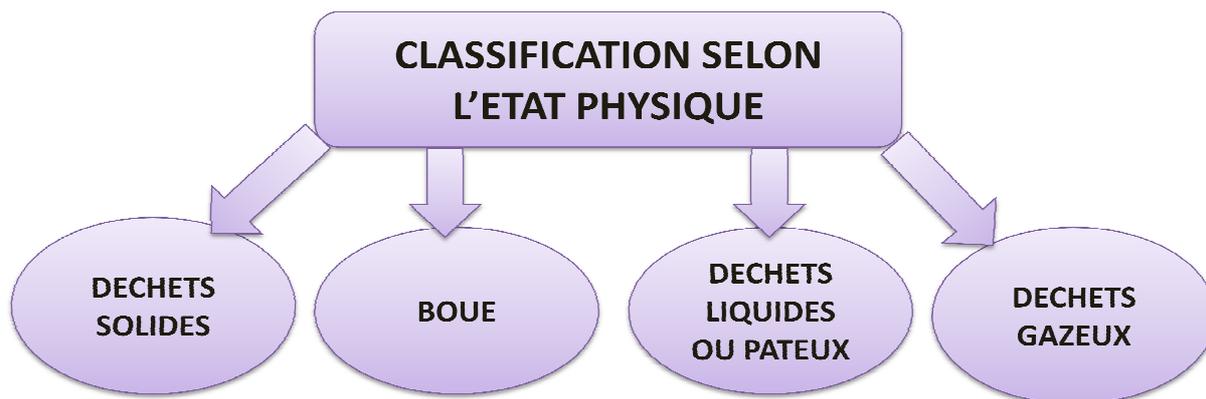


Figure I-1. Classification des déchets selon leur état physique [6].

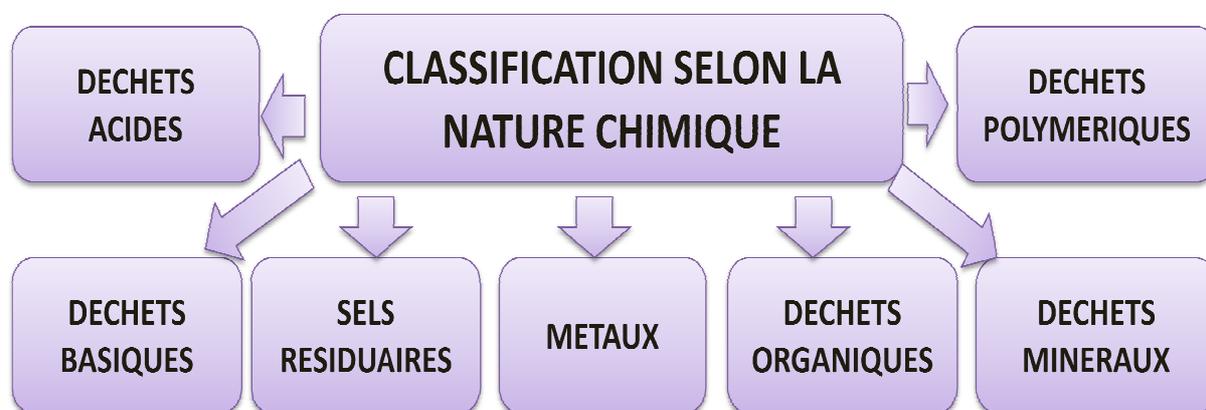


Figure I-2. Classification des déchets selon leur nature chimique [6].

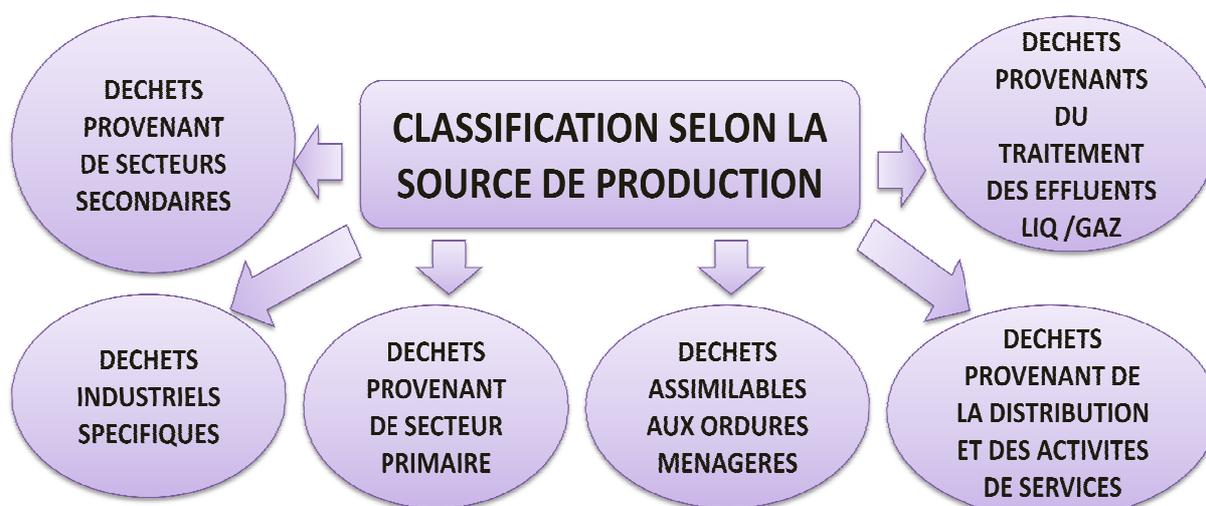


Figure I-3. Classification des déchets selon leur source de production [6].

I.4. Caractérisation, gestion et traitement des déchets ménagers

I.4.1. Caractéristiques des déchets ménagers

La composition des déchets ménagers est très différente d'un pays à un autre et même d'une ville à une autre, selon qu'elle soit grande, moyenne ou petite [7]. Afin d'illustrer ces propos, nous allons comparer la composition des déchets ménagers de deux grandes villes :

- Alger (capitale de l'Algérie, considérée comme pays en voie de développement) ;
- Paris (capitale de la France, considérée comme pays développé).

Le tableau I.1 résume les résultats obtenus [7 et 8].

Tableau I.1. Composition des déchets ménagers pour les deux villes d'Alger [7] et Paris [8]

	<i>ALGER</i>	<i>PARIS</i>
<i>Matières fermentescibles</i>	54,5	28,8
<i>Matières plastiques</i>	16,5	11,1
<i>Verre</i>	1,7	13,1
<i>Papiers et cartons</i>	13,4	25,3
<i>Métaux</i>	1,7	4,1
<i>Textiles</i>	11,5	5,7
<i>Autres</i>	0,7	11,9

Ce tableau montre que le mode de vie et le niveau de développement influe sur la composition des déchets solides produits. A Alger les déchets sont plus riches en matières fermentescibles (matières organiques) qu'à Paris. En Algérie, on consomme plus de produits frais (ex : légumes, fruits, ...) qu'en France (où on consomme plus de conserves, surgelés, ...). On constate aussi que les matières plastiques sont plus importantes à Alger et ceci à cause de l'utilisation abusive de ces dernières. Par contre le taux de papier imprimé et d'emballages en carton est moindre chez nous, ceci est caractéristique des sociétés de consommations (supports publicitaires gratuitement distribués, lecture très développée, etc.).

I.4.2. Paramètres de suivi des déchets ménagers

I.4.2.1. Les paramètres physiques

I.4.2.1.A. La quantité de déchets urbains produits : La connaissance de la quantité de déchets produits permet d'optimiser en fonction de la croissance démographique, la capacité des centres de stockage de déchets. Elle permet de planifier la collecte, le transport et le stockage et de définir la durée de vie des centres [9]. En Algérie, la quantité produite varie selon le type de zones ou de régions, elle est de 0,6 en milieu rural et dépasse 1 Kg/hab./jour dans les agglomérations urbaines.

I.4.2.1.B. Le tri par taille (ou granulométrie) : Le tri par taille est un indicateur de l'état de dégradation des déchets. Peu d'études réalisées utilisent la répartition granulométrique comme caractéristique du déchet, cependant cette séparation par taille rend compte de l'évolution des déchets dans le massif. La fraction de particules fines de taille inférieure ou égale à 20 mm est la plus étudiée notamment pour son caractère biodégradable et son pourcentage varie en fonction de l'état de dégradation des déchets (La proportion des déchets fins augmente avec l'âge des déchets). Ceci s'explique par la combinaison des dégradations biologiques et chimiques du déchet qui entraîne une réduction de la taille des éléments constitutifs [9].

La distribution granulométrique du déchet joue un rôle important dans l'évolution des tassements dans le sens où, comme pour les sols, elle conditionne la migration vers le bas des éléments fins à travers l'espace interparticulaire. Elle est étroitement dépendante de sa composition et de son prétraitement éventuel avant stockage (tri, broyage, etc.).

I.4.2.1.C. La Composition des Déchets : La classification des déchets de par leur composition peut se faire de la manière suivante : les fermentescibles, les matières plastiques, les matières en verre, le verre, les papiers et cartons, les métaux, les textiles et enfin une dernière catégorie pour les déchets spéciaux et non classés [9]. Toutefois, le tri des déchets ne se fait pas toujours selon ce type de classement.

I.4.2.1.D. La densité (ou masse volumique spécifique) : Dans la littérature il est question parfois de masse volumique, qui fixe la relation entre le poids et le volume de déchets, certains auteurs utilisent préférentiellement la masse volumique, ou encore la densité. C'est

un paramètre déterminant pour permettre une planification optimale du remplissage d'un centre de stockage de déchets et ainsi optimiser sa durée de vie [9].

La densité des déchets stockés a une double incidence sur les coûts de stockage : pour un tonnage donné de déchets à stocker annuellement, le dimensionnement d'un CET va dépendre du volume que l'on peut estimer correspondre à ce tonnage. Il constitue une caractéristique essentielle pour traiter des problèmes de tassement et de stabilité auxquels sont soumis les massifs de déchet [9].

1.4.2.1.E. Le tassement des déchets : Le tassement est un indicateur direct de la vitesse de dégradation. Il est prévisible en fonction de la hauteur du lit de déchets et est donné par des courbes théoriques. Elles permettent de diagnostiquer le temps requis jusqu'à la stabilisation biologique de la décharge. Un tassement complet théorique total de 40% est probable dans des conditions de méthanogenèse optimale (figure N° I.4). En pratique, un tassement moyen de 30 à 35% est observé en décharge [9].

Les tassements, dont la vitesse tend à décroître, est le résultat de quatre actions distinctes [9] :

- **Actions mécaniques :** Les actions mécaniques sont en premier lieu liées à l'application de surcharges. Celles-ci entraînent, comme pour tout milieu granulaire, un réarrangement, une distorsion et une réorientation des divers composants du déchet. Ces phénomènes de « fluage » peuvent se prolonger à charge constante au cours de très longues périodes.
- **Actions biochimiques :** La décomposition (aérobie puis anaérobie) de la matière organique du déchet entraîne un transfert de masse de la phase solide vers les phases gazeuse et liquide. Compte tenu de la répartition inégale de l'eau dans les déchets (ne garantissant pas une assimilation totale du substrat organique par les micro-organismes), cette perte de masse solide dépasse rarement 20% après 30 ans [9].
- **Actions physico chimiques :** Il s'agit de la corrosion des matériaux ferreux et exceptionnellement de combustion. En règle générale, l'action des transformations physico-chimiques intervient de manière marginale vis-à-vis de la dégradation biochimique. C'est un processus très long et par conséquent méconnu. Il a pour effet de réduire la taille des constituants du déchet et de libérer des espaces précédemment fermés.

- **Tamissage et percolation** : La dégradation du déchet s'accompagne d'une diminution de la taille caractéristique des constituants du déchet. Ceci entraîne un tamissage des particules dégradées au travers des macro-pores (mécanismes accentués par les vibrations). Ce phénomène continu à l'échelle d'un casier est ponctué de phases soudainement accélérées qui s'apparentent à des effondrements de structure. Il dépend en grande partie de la composition et de la distribution en taille des constituants du déchet. L'eau qui percole à travers les déchets accentue cette migration des éléments fins vers les vides ouverts.

I.4.2.1.F. Humidité / Teneur en eau : L'humidité d'un échantillon de déchets donné représente le rapport entre la masse d'eau présente dans cet échantillon et la masse sèche de cet échantillon. Elle s'exprime en pourcentage. C'est un paramètre utilisé pour caractériser les déchets entrants et les déchets stockés. L'eau étant non seulement indispensable aux réactions biochimiques mais elle permet aussi l'échange de nutriments et de micro organismes au moyen de pontages capillaires. L'humidité est donc nécessaire pour la dégradation [9].

Ce paramètre est fortement dépendant de la composition des déchets : l'humidité est de 63% pour les fermentescibles, 40% pour les fines, 30% pour les papiers cartons [9]

I.4.2.1.G. La capacité de rétention : C'est un paramètre qui traduit la quantité maximale d'eau capillaire (et adsorbée) que le milieu est capable de retenir à l'équilibre. Il correspond à la teneur en eau totale au dessus de laquelle l'eau est drainée sous l'influence de la gravité.

C'est un paramètre très important dans l'estimation de la quantité de lixiviat produit sur une décharge [9].

I.4.2.1.H. La température : La décharge est un milieu réactif dans lequel se déroulent différents processus physico- chimiques et biologiques. La variation de la température est une des conséquences de ces processus. Une fois les déchets enfouis, la température augmente rapidement en raison des réactions aérobies existantes qui s'effectuent dans la couche supérieure du casier, dues à la présence d'oxygène. Cette phase dure environ deux à trois semaines. On peut observer ensuite une baisse rapide de la température [9].

La montée initiale de température s'explique par la phase aérobie présente pendant le remplissage du casier, la chute serait due à la superposition d'autres couches et aussi comme

la phase aérobie est liée à la disponibilité d'oxygène, à la diffusion d'oxygène dans les couches supérieures provoquant des pertes thermiques. Cependant cette température pourrait remonter très rapidement en profondeur. Il a été démontré que dans une décharge expérimentale d'une densité de 0,35 T/m³, elle peut monter jusqu'à 80°C, après trois semaines [9].

1.4.2.2. Les paramètres chimiques

1.4.2.2.A. Teneur en matières organiques, perte au feu et teneur en carbone organique : La teneur en carbone organique contenu dans les déchets est reliée à l'état de dégradation du déchet. Cette valeur évolue au cours de la dégradation, une partie du carbone étant lixiviée ou transformée en biogaz. La teneur en matière organique évolue avec l'âge du déchet, du fait de la dégradation. Toutefois pour deux déchets de même âge, prélevés sur des sites différents, les valeurs peuvent être très variables. Cette disparité est liée à la nature hétérogène des déchets, aux conditions initiales d'enfouissement, au mode d'exploitation, aux conditions climatiques etc. La connaissance de ce paramètre permet d'apprécier le potentiel polluant de la décharge, ou la charge organique du massif de déchets [9].

Un déchet ménager est supposé contenir 15%, 55% et 30% respectivement de matière organique facilement, moyennement et lentement biodégradable [9].

1.4.2.2.B. Teneur en cellulose : Les déchets ménagers contiennent initialement 40 à 50 % de cellulose, en majorité présente dans les papiers-cartons, 10 à 15 % de lignine et 12 % d'hémicellulose. La cellulose est l'un des principaux producteurs de biogaz au cours des dernières phases de dégradation. Le potentiel méthanogène et la teneur en cellulose sont fortement corrélés : la cellulose et l'hémicellulose représentent 91 % du potentiel méthanogène. Il a été démontré que la teneur en cellulose mesurée pour un déchet de 4 ans est de l'ordre de 45 % alors qu'elle est de 5 % pour un déchet de 11 ans [9].

1.4.2.2.C. 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. Un rapport C/N inférieur à 12 en phase solide est considéré comme un indicateur de maturité pour le compost sachant qu'un rapport C/N proche de 10 correspond à des sols humiques [10]. 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 [11-14]. Ce rapport est également utilisé par extension lors du compostage d'ordures ménagères.

1.4.2.2.D. 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 [15] et certains auteurs l'utilisent comme indicateur de dégradation [16-18].

1.4.2.2.E. Teneurs en métaux lourds :

Les décharges sont très chargées en métaux lourds. Leur détermination permet d'évaluer le potentiel métallique du massif et de prendre des mesures pour anticiper les impacts sur l'environnement. L'apport de ces métaux lourds est, en grande partie, du aux rejets de piles, de boîtes de conserve mais surtout aux déchets industriels [9].

1.4.3. Variabilités des différents paramètres

Les déchets urbains, en général et les déchets ménagers en particulier, sont sujets à des variations plus ou moins importantes mais toujours sensibles aussi bien dans les quantités générées que dans la nature et les proportions de leurs composants.

Tous les paramètres physico-chimiques sont fonction de divers facteurs [2], à savoir :

- Temps ;
- Facteur socio-économique ;
- Situation géographique et conditions climatiques.

1.4.4. Intérêt des déchets ménagers

Depuis le milieu des années 70, plus précisément lors du choc pétrolier et l'augmentation des prix du pétrole en 1974, on assiste à un changement important dans la façon de considérer les déchets urbains en général et les déchets ménagers en particulier. Cela s'est traduit par le fait qu'il ne fallait plus les regarder comme des matériaux à éliminer, mais plutôt comme de la matière première à recycler et à valoriser.

Ceci dit, il existe plusieurs modes de récupération des déchets ménagers [2]. Les plus connues sont :

- **L'incinération** : avec récupération d'énergie ;
- **Le compostage** : avec utilisation du compost comme engrais ;
- **Le recyclage** : comme les matières plastiques, les papiers et cartons... ;
- **Le lombriocompostage** : qui consiste simplement à faire manger et rejeter sous forme digérée la partie organique des déchets ménagers par des vers de « fumier » qu'on appelle aussi lombrics rouges ;
- **La méthanisation** : processus spontané de fermentation anaérobie des déchets ménagers avec production de biogaz méthane.

I.4.5. les différents types de décharge :

Il existe 05 grandes types de décharges :

- La décharge brute, appelée aussi décharge simple ou sauvage ;
- La décharge contrôlée avec ou sans broyage préalable, ou sous forme compactée ;
- Les centres d'enfouissement technique ;
- Les centres de stockage de déchets ultimes ;
- Les bioréacteurs.

I.4.5.1. La décharge brute : Ce mode d'élimination consiste à déverser purement et simplement les déchets, soit dans un trou préalablement fait soit sur une ancienne carrière sans prendre de précautions spéciales [19].

I.4.5.2. La décharge contrôlée : Une décharge est dite contrôlée lorsque toutes les dispositions sont prises pour éviter les nuisances. C'est un procédé de traitement relativement simple ne nécessitant pas une infrastructure importante. On distingue trois types de décharges contrôlées :

➤ **La décharge contrôlée traditionnelle** :

Ce procédé consiste à déposer les ordures suffisamment tassées (densité entre 0,6 et 0,8 t/m³) en couches successives d'épaisseur modérée (2 m au maximum) afin de favoriser la circulation de l'air. Les couches doivent être soigneusement nivelées, la couverture des couches se fait de préférence avec des matériaux pulvérulents (sable), de 10 à 30 cm

d'épaisseur, dans un délai de 48 h et si possible le jour même. La couverture doit former une couche homogène et perméable pour l'eau et l'air. Dans le cas où des déchets industriels spéciaux sont admis sur la décharge, il est préférable de les disposer en couches inclinées et de les couvrir avec un matériau imperméable. Les voies d'accès à la décharge doivent être présentes et celle-ci doit être entourée par une clôture et des plantations [19].

➤ ***La décharge de déchets broyés :***

Les ordures ménagères sont fractionnées à l'aide d'un broyeur à marteaux ou à couteaux. Après fermentation en tas, le produit est répandu en couches de 1,5 m ou plus. En revanche, si la fermentation se fait sur la décharge, les broyats seront répandus en couches minces d'environ 0,5 m d'épaisseur. Cette technique conduit à un produit dense et homogène avec un broyage, un produit passant à la maille de 50 mm donne de bons résultats. Les matières organiques présentes dans la couche superficielle sont transformées par voie aérobie, en couche inerte qui protège les couches profondes. Enfin, les risques d'incendie sont réduits en raison de la compacité de la masse d'ordures [19].

➤ ***La décharge compactée :***

Dans cette décharge, les ordures sont épandues en couches minces (30 à 50 cm), puis fortement compactées à l'aide d'un compacteur épandeur type « pied de mouton » (densité finale comprise entre 0,8 et 1,0 t/m³). Le matériau de recouvrement est souvent destiné à améliorer l'apparence de la décharge. En effet le degré de compactage des déchets rend la prolifération des mouches et des rongeurs difficile et réduit les risques d'incendie [19].

1.4.5.3. Les centres d'enfouissement techniques : Un CET est une installation (classée) qui réceptionne les déchets ménagers pour les enfouir dans des fosses appelées « Casiers d'enfouissement » [2]. Le CET est composé de :

- Une zone de service où le contrôle, l'admission et la pesée des déchets se font. Cette zone abrite également les bureaux, vestiaires et autres locaux ;
- La zone d'enfouissement qui comporte les casiers d'enfouissement et la station de traitement des lixiviats (liquides émanant des déchets) et le système de récupération du biogaz.

Un réseau de voiries (bitumé) relie l'ensemble des éléments composant le CET. Il est également possible d'installer un centre de tri au niveau d'un CET (dans la zone de service), ce qui permettrait :

- La réduction des volumes de déchets à enfouir ;
- La valorisation des fractions récupérables à partir des déchets ;
- L'amélioration de la qualité des lixiviats qui devront être traités (en l'absence de piles, batteries et métaux récupérés, les lixiviats seront moins chargés en polluants dangereux et donc plus faciles à traiter).

En règle générale, le centre d'enfouissement technique (CET) est réalisé pour une population de 100 000 habitants et plus. Il reste cependant possible de réaliser un CET dans une zone de moins de 100 000 habitants mais qui, compte tenu d'activités économiques particulières, produit des quantités anormalement importantes de déchets ménagers et assimilés [2].

Un centre d'enfouissement technique devrait pouvoir rester en exploitation au moins 20 ans. Il est donc impératif de disposer de la surface de terrain nécessaire et de planifier l'exploitation du site sur la durée de vie minimale sus citée [2].

1.4.5.4. Les centres de stockage de déchets ultimes : L'évolution de la réglementation ainsi que les progrès techniques en terme de gestion et de traitement des ordures ont permis d'améliorer la sécurité des installations de stockage. Si on prend l'exemple de la 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 [9].

1.4.5.5. Les bioréacteurs : 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 [20].

I.4.6. Pollutions et nuisances engendrées par les décharges

Après installation et mise en exploitation d'une décharge ou d'un CET sur un terrain quelconque, trois types de pollutions majeures peuvent survenir sur le lieu même et ses proches alentours :

- Pollution chimique ;
- Pollution biologique ;
- Pollution atmosphérique.

Tableau I.2. Types de pollutions engendrées par les décharges

<u><i>POLLUTIONS ENGENDREES</i></u>	<u><i>MECANISME</i></u>
<i>Pollution chimique</i>	Cette pollution résulte de produits indésirables dans les eaux de lessivage. La nappe d'eau souterraine et le sol sont susceptibles d'être pollués par des teneurs élevés en matières organiques et à une forte teneur en azote ammoniacal, en sulfates et en divers minéraux.
<i>Pollution biologique</i>	Cette pollution résulte des micro-organismes qui se développent dans la décharge et qui peuvent être entraînés par infiltration du lixivats.
<i>Pollution atmosphérique</i>	Lors de la dégradation des matières organiques par voie anaérobie, il y a production d'acides organiques qui se décomposent à leur tour en gaz carbonique et méthane,

Quant aux effets engendrés par ces déchets, tant solides que liquides ou gazeux, elles sont aussi nocives pour l'homme que pour l'écosystème environnant [9] :

- *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 (le 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.

Il existe aussi certaines nuisances au niveau des décharges et des CET mêmes et qui sont dues essentiellement aux bruits et poussières des véhicules et les bio-aérosols émis lors du déversement des déchets au niveau des casiers. Le tableau I.2 résume les risques encourus pour chaque type de pollution.

II. Le Lixiviat

II.1. La lixiviation et les lixiviats de décharges

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 liquide ainsi obtenu est appelé lixiviat.

La lixiviation est très utilisée dans l'industrie minière et dans le domaine de l'altération des matériaux du fait que cette dernière soit le phénomène de lessivage d'éléments solubles.

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, finissant ensuite 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.

Le lixiviat de décharge est donc défini comme étant l'eau qui percole à travers les déchets en se chargeant bactériologiquement et chimiquement de substances minérales et organiques. Ce « jus de décharge » résulte donc de la solubilisation de composés lors de la percolation non uniforme et intermittente de l'eau à travers la masse de déchets [21]

La genèse du lixiviat est donc la conséquence de l'infiltration dans la masse de déchets d'eaux de pluie, d'eaux de ruissellement, d'eaux souterraines (dans le cas où les déchets sont enfouis sous la nappe phréatique), mais elle est aussi due, en plus faible partie, à la présence d'humidité dans les déchets au moment de leur enfouissement. Ce percolât est donc un effluent complexe caractéristique de la décharge dont il est issu [22]. Cette pollution qui peut continuer 30 – 50 ans après la clôture du site, voire même perdurer toute la vie de celui-ci, est essentiellement de type organique, azoté et minéral [23].

II.2. Composition des lixiviats

La composition du lixiviat est fortement liée aux mécanismes physico-chimiques et biologiques se déroulant dans la décharge. Les principaux paramètres influençant la composition du lixiviat sont [22, 24 et 25] :

- la composition des déchets enfouis ;
- leur degré de décomposition ;
- leur taux d'humidité ;
- leur température ;
- le taux d'infiltration de l'eau dans les déchets ;
- les conditions climatiques ;
- l'âge de la décharge.

La gamme de la composition des lixiviats d'ordures ménagères est très large et varie beaucoup d'une décharge à une autre et est parfois contradictoire à long terme. C'est la conclusion à laquelle sont parvenus plusieurs auteurs en étudiant plusieurs sites. La fraction minérale est constituée essentiellement de sels : chlorures, sulfates, bicarbonates de potassium, sodium et ammonium, alors que la partie organique est liée à l'âge de la décharge. Si les jeunes décharges sont caractérisées par la dominance des acides gras volatils (AGV), surtout les acides acétiques, propioniques et butyriques, ce sont des substances assimilées aux composés fulviques et humiques qui prédominent dans les lixiviats âgés [9 et 26] :

➤ ***Les principaux groupes de polluants caractérisant le lixiviat***

Les lixiviats de la plupart des enfouissements contiennent des concentrations en contaminants qui dépassent le critère de qualité pour les eaux de surface et les eaux potables et qui présentent ainsi un risque environnemental élevé. Ces contaminants se classent en quatre groupes de polluants à savoir [22 et 27] :

- La matière organique dissoute ;
- Les composés organiques anthropiques (hydrocarbures aromatiques, phénols, composés aliphatiques chlorés...) – concentration inférieure à 1 mg/L ;
- Les composés minéraux majeurs : Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , NH_4^+ , Fe^{2+} , Mn^{2+} ... ;
- Les métaux lourds (Zn, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb...) à l'état de traces.

Le tableau suivant nous donne quelques caractéristiques physico-chimiques pour un lixiviat moyen [28].

Tableau II.1. Caractéristiques physico-chimique d'un lixiviat moyen [28]

<u>PARAMETRES</u>	<u>TENEURS</u>	<u>POLLUTION ENGENDREE</u>
<i>DCO</i>	5000 mg/L	Pollution organique
<i>DBO₅</i>	2500 mg/L	
<i>COT</i>	1700 mg/L	
<i>Na⁺ ; K⁺</i>	3000 mg/L	Pollution saline
<i>Ca²⁺ ; Mg²⁺</i>	2000 mg/L	
<i>Cl⁻ ; SO₄²⁻</i>	5000 mg/L	
<i>Phosphore total</i>	700 mg/L	
<i>Fe²⁺</i>	900 mg/L	Pollution due aux métaux Lourds
<i>Mn²⁺</i>	25 mg/L	
<i>Zn²⁺</i>	10 mg/L	
<i>Autres métaux</i>	< 10 mg/L	
<i>Co ; Ni ; Cu ; Cr ; Pb ; As ; Hg</i>		
<i>MES totales</i>	500 mg/L	Pollution environnementale
<i>Couleur</i>	Noirâtre	
<i>Odeur</i>	Nauséabonde	

II. 3. Phénomènes mis en jeu lors de la production de lixiviats

D'une manière générale, la formation du lixiviat à partir des déchets met en jeu une grande diversité de phénomènes, résultant essentiellement du mode d'exploitation du centre de stockage (hauteur de déchets, nature et qualité des déchets, surface exploitée, compactage, âge des déchets et de l'infiltration des eaux).

Ces différents phénomènes peuvent se répartir en deux catégories :

- Les mécanismes physico-chimiques : l'évolution du pH, du pouvoir tampon, de la salinité et du potentiel d'oxydo-réduction des percolats est le résultat des mécanismes chimiques de solubilisation, complexation, oxydo-réduction, adsorption, neutralisation et transfert de matière [29].
- Les processus biologiques : grâce à l'action biochimique des enzymes sécrétées par les micro-organismes du milieu lors des différentes phases (hydrolyse, acétogénèse, acidogénèse, méthanogénèse), la fraction organique de déchets est dégradée [30]. La figure II.1 résume le déroulement de chaque phase.

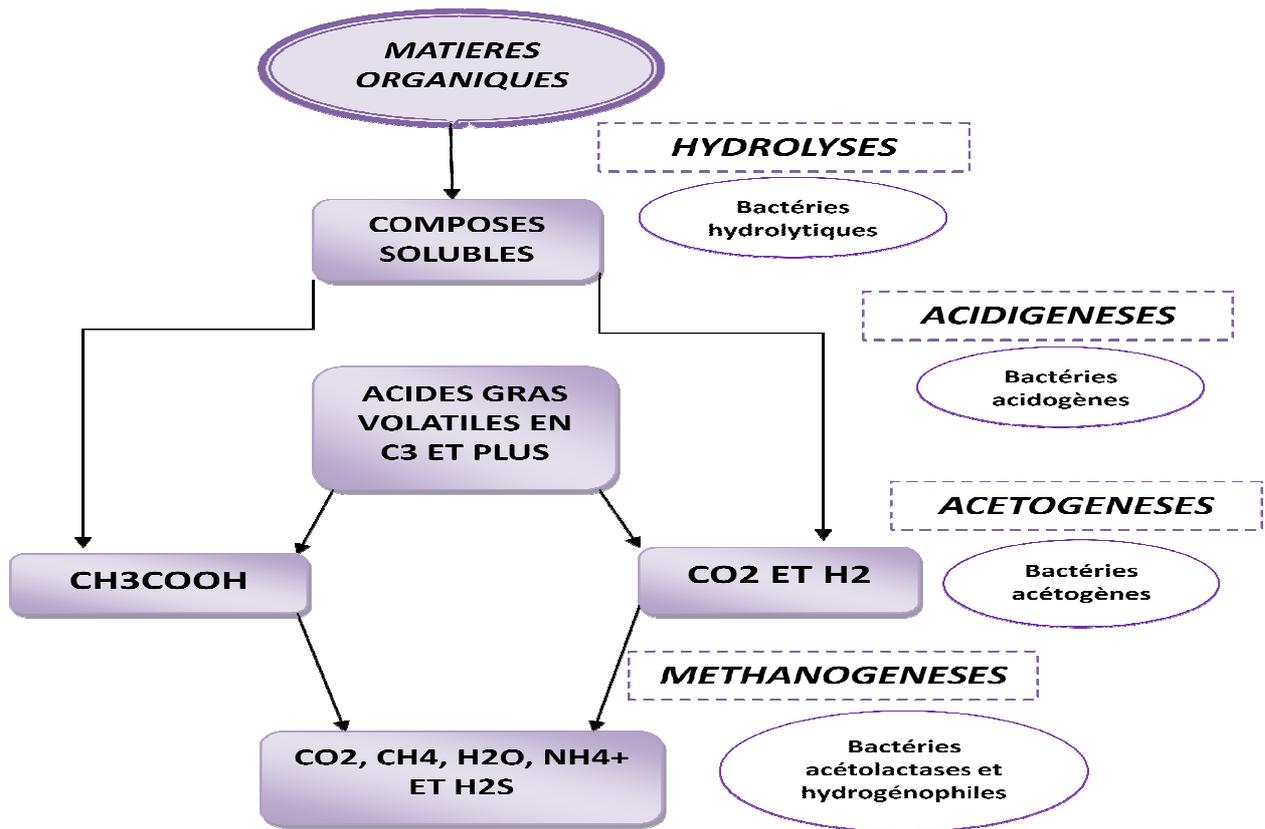


Figure II.1. Les différentes voies de décomposition anaérobie de la matière organique [4, 31-33]

L'Hydrolyse : C'est le passage des conditions aérobiees aux conditions anaérobies : chute du potentiel d'oxydoréduction, apparition d'acides carboxyliques et augmentation rapide de la charge organique. L'attaque de la matière organique par les enzymes bactériennes conduit à un mélange de sucres simples (osides) et d'acides aminés libres qui pourront servir de nutriments dans la phase suivante.

L'acidogénèse : C'est la formation des acides gras volatils (AGV) devenant prépondérants dans la structure organique des lixiviats, à partir des produits d'hydrolyse. Il se produit une diminution du pH, une complexation des espèces métalliques, une consommation de l'azote et du phosphore pour la croissance de la biomasse avec production de CO₂ et de H₂.

L'acétogénèse : Les acides gras volatils et les alcools sont transformés en acide acétique, CO₂ et H₂.

La méthanogenèse : Les métabolites intermédiaires sont transformés en CH₄ et CO₂. Le pH remonte sous le contrôle de la capacité tampon des carbonates. Le potentiel redox est à sa valeur minimale, les espèces métalliques sont complexées et précipitent. La charge organique diminue fortement en liaison avec l'augmentation de la production de biogaz.

Puis vient la dernière phase qui est celle de la **maturation** (ou stabilisation) qui met fin aux phénomènes de biodégradation, avec stabilisation de la matière organique et chute de la production de biogaz. Il y a métabolisation très lente des produits peu biodégradables avec formation des molécules complexes de type acides humiques.

II.4. Evolution des lixiviats au cours du temps

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 [28]. Ainsi, un traitement biologique est fortement recommandé pour ce genre d'effluent [34].

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 [28].

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 [28].

Le tableau II.2 donne le classement de lixiviat selon l'âge de la décharge.

Tableau II.2. Classement des lixiviats selon l'âge de la décharge [35]

	<i>lixiviats jeunes</i>	<i>lixiviats intermédiaires</i>	<i>lixiviats stabilisés</i>
Age de la décharge	< 5 ans	5 à 10 ans	> à 10 ANS
pH	< 7	= 7	> 7
DCO (g O₂.L⁻¹)	> 20	3 à 15	< 2
Biodégradabilité (DBO₅/DCO)	Moyenne > 0,3	Assez faible 0,1 à 0,3	Très faible < 0,1
Concentration en acides organiques	Forte > 80 % de la DCO	Moyenne 20 à 30 % de la DCO	Nulle
Charge organique	Prédominance des acides gras volatils	Réduction des acides gras volants	Prédominance des macromolécules

II.5. Impact des lixiviats sur l'environnement :

L'étude d'impact des lixiviats sur l'environnement est une étude scientifique et technique qui doit permettre d'estimer les conséquences probables des modifications apportées aux milieux physiques et humains lors de la réalisation d'un ouvrage, d'aménagement de travaux importants. Elle aide à mettre en évidence la gravité des risques conçus par l'air, l'eau, le sol, la flore, la faune ainsi que le paysage et la population. Elle doit envisager ou proposer des solutions pour minimiser certains effets prévisibles [36].

II.5.1. 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 (DBO₅) et en demande chimique en oxygène (DCO).

II.5.2. La Pollution Azotée

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

➤ **L'azote organique (R-NH₂)**

Pouvant avoir comme origine :

- La décomposition des déchets organiques (protéines, polypeptides, acides aminés) ;
- Les rejets organiques d'origine humaine ou animale (urée) ;
- Les adjuvants de certains détergents.

➤ ***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.

➤ ***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 apparaît 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 cancérigènes).

➤ ***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.

En résumé, l'azote dans les lixiviats peut se retrouver à la fois dans sa forme réduite et dans sa forme oxydée.

II.5.3. 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 [37].

II.5.4. 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.

III. Principaux Procédés de Traitement des Lixiviats de Décharges

La plupart des techniques utilisées pour traiter les lixiviats de décharges sont des adaptations des techniques de traitement des eaux usées qui peuvent être divisées en deux principales catégories :

- Les traitements biologiques ;
- Les traitements physico-chimiques.

Ces différents traitements sont souvent complémentaires. L'utilisation des traitements physico-chimiques peut intervenir soit pour compléter un traitement biologique, soit pour épurer un lixiviat peu biodégradable.

Récemment, les procédés électrochimiques ont fait leur apparition et se sont révélés comme une alternative sérieuse aux procédés physico-chimiques (principalement la technique de l'électrocoagulation en remplacement de la coagulation-floculation classique).

III.1. Les procédés de traitements biologiques

III.1.1. Le lagunage

III.1.1.1. Le lagunage naturel (aérobie)

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 : 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) [38].

III.1.1.2. Lagunage aéré

L'apport d'oxygène est essentiellement assuré de façon artificielle : aérateurs mécaniques flottants ou fixes, insufflation d'air, ... En l'absence d'un compartimentage bien délimité le réacteur biologique peut se rapprocher d'un système à mélange intégral. Les équilibres biologiques sont voisins de ceux du procédé classique par boues activées bien qu'un certain

développement algal soit inévitable. La concentration en micro-organismes est faible et la décantation du floc bactérien très médiocre. Les lagunes aérées sont souvent suivies de vastes lagunes de décantation (éventuellement équipées de systèmes d'évacuation des boues) [38].

III.1.1.3. Lagunage anaérobie

Dans ces lagunes, le rendement d'épuration escompté dépend essentiellement du développement d'une fermentation méthanique. Il n'est, de ce fait, applicable que sur des effluents à forte concentration et, le plus souvent, à titre de prétraitement avant un deuxième stade d'épuration de type aérobie. Dans ceux-ci se développent des phénomènes de fermentation anaérobie avec minéralisation de la matière organique et dégagement de CO₂, CH₄ (et éventuellement H₂S). Ces dépôts sont particulièrement importants en l'absence de brassage et sur des effluents contenant beaucoup de matières en suspension décantables [38].

III.1.2. Les boues activées

Le procédé d'épuration biologique à boues activées est un procédé très couramment utilisé. Il s'agit du procédé le plus fréquent pour les installations de moins de 2000 EH (Equivalent Habitat) : 46% des installations correspondant à 69% en capacité à boues activées à aération prolongée. Pour les installations de plus de 2000 EH, on retrouve la même domination avec environ 65% des installations qui correspondent à une capacité de 75%. Un bassin à boues activées est un réacteur biologique, alimenté en continu par l'eau usée à traiter, dans lequel la biomasse est brassée et aérée en même temps que l'eau usée. Dans ce procédé les molécules biodégradables sont mises en contact avec des amas biologique floculés (floc) maintenus en suspension au sein du liquide à traiter, de façon à assurer un contact intime avec toutes les parties de l'effluent (figure III.1) [39].

Le processus de dégradation des molécules est aérobie, donc la présence d'oxygène est nécessaire pour oxyder les matières organiques solubles et les colloïdes en CO₂ et H₂O. Cet oxygène est apporté par un système d'aération installé à l'intérieur du réacteur biologique. La dégradation de la matière organique se déroule en trois étapes essentielles [39] :

- adsorption par oxydation sur les floes biologiques ;
- dégradation par oxydation des molécules, entraînant la synthèse de nouveaux microorganismes, donc accroissement de la biomasse ;

- oxydation et dégradation d'une partie des floccs biologique ou matériaux de réserve des microorganismes des floccs si l'apport en matière organique est trop faible : phénomène de respiration endogène.

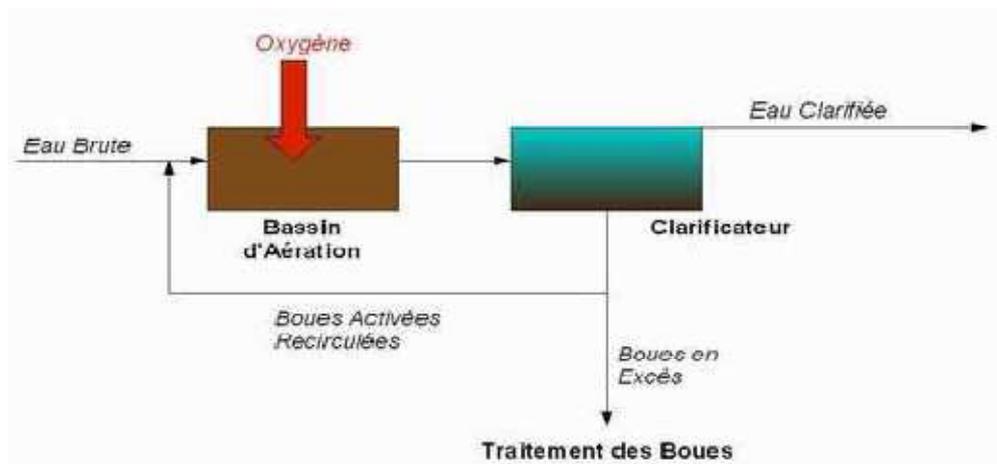


Figure III.1. Schéma du principe d'une installation à boue activée

III.1.3. Les cultures fixées

III.1.3.1 Le film biologique

La plupart des micro-organismes sont capables de coloniser la surface d'un solide quand ils disposent de composés organiques, de sels minéraux et d'oxygène. La fixation se fait par l'intermédiaire d'une matière gélatineuse à base d'exopolymères produite par les bactéries et à l'intérieur de laquelle ces dernières ont une certaine mobilité. La colonisation initiale d'un solide s'effectue sur un certain nombre de sites privilégiés et à partir de ces sites, il y a un développement continu du biofilm, jusqu'à ce que la surface totale du support soit couverte par une couche monocellulaire. L'oxygène et les nutriments véhiculés par l'eau à traiter, diffusent à travers l'épaisseur du biofilm, jusqu'à ce que cette épaisseur soit telle que les amas cellulaires les plus profonds ne soient plus atteints par l'oxygène et les nutriments [38].

III.1.3.2. Lits à ruissellement (ou lits bactériens)

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.m⁻³, servant de support aux microorganismes épurateurs qui y forment un film plus ou moins épais [38].

III.1.3.3. Lits granulaires

L'activité d'une culture bactérienne dépend, en particulier, de sa surface d'échange avec le substrat et l'oxygène. Dans les boues activées, cette surface est restreinte du fait de l'état floculé des micro-organismes, état floculé qui est indispensable si on veut obtenir une séparation correcte boue-eau traitée dans l'ouvrage de séparation finale. Plus le floc est important, plus la diffusion du substrat et de l'oxygène vers les microorganismes situés à l'intérieur est ralentie [38].

III.1.4. La 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 [40]. En contre partie, les plantes peuvent profiter du lixiviat pour subvenir à leur besoins nutritifs [41]. 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 (rhizosphères, ...) tel un lit bactérien. 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.

Il existe environs 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 [42].

III.1.5. Pourquoi traiter les lixiviats de CET par voie biologique

Cette question se pose, a priori, surtout dans le cas de CET recevant des déchets industriels. On pourrait s'attendre à collecter des lixiviats fortement chargés en métaux ou en anions solubles (chlorures, sulfates,...). Pourquoi les lixiviats peuvent-ils être traités par voie biologique ? Pour deux raisons :

- la teneur en métaux des lixiviats est relativement faible et ne constitue pas un facteur inhibiteur des microorganismes intervenant dans l'épuration biologique.

- d'autre part, il n'a jamais été mis en évidence d'inhibiteur de l'activité biologique, ni par analyse, ni par observation d'un arrêt inexplicable de l'activité biologique.

Jusqu'à présent, les lixiviats issus des CET ont pu être traités par voie biologique et les rendements obtenus pour l'abattement de la DCO ont été dans certains cas très élevés (de 90 à 95 %). On pourrait penser que les caractéristiques du lixiviat puissent changer au cours du temps avec l'apparition de métaux, auquel cas les prétraitements physico-chimiques deviendraient nécessaires. Cette hypothèse s'avère peu vraisemblable car la masse des déchets constitue un milieu tamponné, neutre ou légèrement alcalin qui a peu de raisons d'évoluer [43].

III.2. Les procédés de traitements physico-chimiques

III.2.1. La coagulation-floculation classique

III.2.1.1. La coagulation

La charge électrique et la couche d'eau qui entourent les particules hydrophiles tendent à éloigner les particules les unes des autres et, par conséquent, à les stabiliser dans la solution. Le but principal de la coagulation est de déstabiliser ces particules pour favoriser leur agglomération [44].

III.2.1.1.A. Notion de charges électriques et de double couche

Le concept de la double couche ionique a permis d'exprimer dans la pratique l'importance des forces répulsives de nature électrostatique par la mesure de la potentielle électrocinétique de Freundlich ou potentiel zêta, qui mesure la charge électrique superficielle des colloïdes [45].

Les colloïdes présents dans l'eau brute sont très généralement chargés négativement (imperfections du réseau cristallin, ionisation des groupements chimiques périphériques, ...). Dans la théorie de la double couche, la coagulation est l'annulation du potentiel Zêta. L'appareil permettant la mesure de la potentielle électrocinétique est le Zétamètre [38].

La stabilité des suspensions colloïdales est due :

- Aux forces de répulsion induites par un potentiel zêta élevé ;
- Adsorption d'un polymère non ionique.

Les particules microscopiques et colloïdales sont stabilisées par la formation de couches électriques, solidaires de la particule, comme ces dernières ont toutes la même charge, elles se repoussent mutuellement et gardent leur individualité. L'épaisseur de la charge électrique et sa densité sont influencées par la concentration et la valence des ions en solution. Si une trop grande quantité de coagulant est ajoutée, la surface de la particule va se trouver chargée positivement (un potentiel zêta positif) et la particule va se disperser à nouveau, pour des eaux usées urbaines une dose de 50mg/L de CaCl_2 à un pH de 6,5 sont nécessaires pour éviter l'apparition d'un potentiel zêta positif [46].

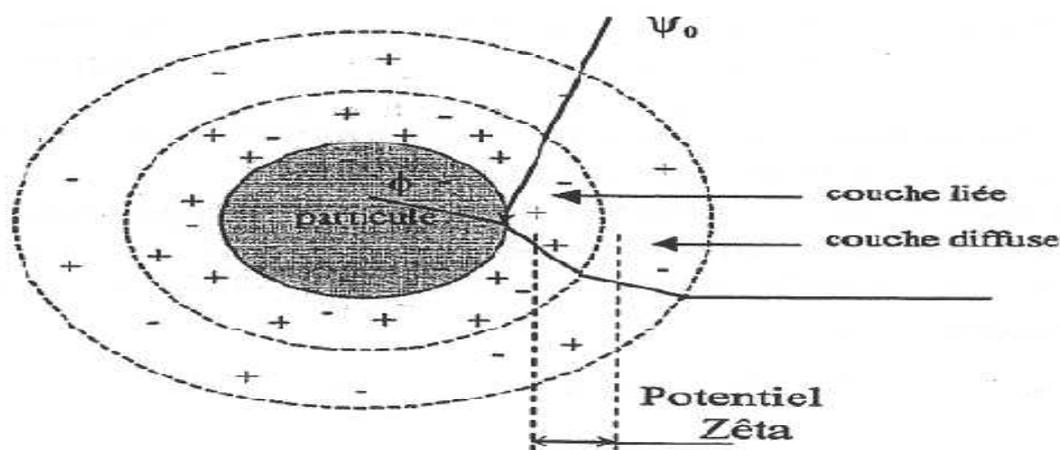


Figure III.2. Schématisation de la double couche et du potentiel Zêta [38].

III.2.1.1.B. Facteurs influençant la coagulation

Afin d'optimiser la coagulation, il faut tenir compte de plusieurs variables en interrelation, comme le pH, les sels dissous, la température de l'eau, le coagulant utilisé, les conditions de mélange, la turbidité et la couleur [44].

Les coagulants métalliques (tels que FeCl_3 , $\text{Fe}(\text{SO}_4)_3$, $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, CaCl_2 , ...) sont particulièrement sensibles au pH et à l'alcalinité. Si le pH n'est pas dans la zone optimale, la clarification est mauvaise, les ions métalliques peuvent se dissoudre. Plus la dose de coagulant diminue, et plus le floc devient sensible aux variations du pH [47].

➤ Influence du pH

Le paramètre le plus important à prendre en considération lors de la coagulation est la variation du pH. Pour chaque eau, il existe un intervalle de pH pour lequel la coagulation à

lieu rapidement, intervalle qui est fonction du coagulant utilisé, de sa concentration et de la composition de l'eau à traiter. Pour les sels de fer et d'aluminium, les plages de pH optimales s'étendent respectivement de 4 à 6 et de 5 à 7, pour certaines eaux, il faut parfois corriger le pH à l'aide de divers produits (acides, chaux ou soude) [42].

➤ ***Influence des sels dissous***

Les influences exercées par les sels dissous sont la modification de l'intervalle de pH optimal, la durée de la floculation, la quantité de coagulant utilisée, mais aussi la quantité résiduelle de coagulant [42].

➤ ***Influence de la température***

L'influence de la température de l'eau sur la coagulation a été peu étudiée, néanmoins il a été établi que lorsque la température est proche de 0°C, les floes décantent difficilement. Une diminution de la température de l'eau entraîne une augmentation de sa viscosité ; c'est ce qui explique les difficultés de décantation du floe [42].

➤ ***Influence du coagulant***

Le choix du coagulant peut influencer les caractérisations de la coagulation. Le choix du coagulant et la concentration optimale, pour une eau donnée, ne peuvent être déterminées qu'après avoir effectué des essais en laboratoire [42].

➤ ***Influence de la turbidité***

Si en règle générale, la dose des sels de métaux augmente avec la turbidité, il est bien connu que les eaux très turbides floclent rapidement, on peut par ailleurs faire les constatations suivantes :

- Il faut ajouter une concentration minimale de coagulant pour obtenir une quantité de boues minimale.
- Lorsque la turbidité augmente, il faut augmenter la concentration du coagulant. Cette dernière ne varie toute fois pas de façon linéaire en fonction de l'augmentation de la turbidité.
- La coagulation des eaux très chargées, telles que les lixiviats de décharges, est toujours difficile car elles exigent des concentrations de coagulant plus importantes que des eaux moins chargées telles que les eaux usées urbaines.

- La coagulation d'une faible concentration de particules de glaise dépend principalement du coagulant et de la composition chimique de l'eau [42].

➤ ***Influence de la vitesse d'agitation***

L'injection du coagulant doit être extrêmement énergique pour qu'il se disperse rapidement et uniformément, une fois la solution homogène, la vitesse d'agitation doit être diminuée pour obtenir de bons floccs décantables, soit des conditions optimales d'agitation rapide d'environ 300 tr/min pendant 2 min qui sera suivie d'une agitation lente à une vitesse de l'ordre de 50 tr/min pendant 20 min [42].

➤ ***Coagulation de la couleur***

En général, la couleur d'une eau est due à la décomposition de matières organiques contenues dans l'humus des sols. Elle dépend donc d'une grande variété de composés organiques, dont les substances humiques, lesquelles sont des polymères dont la masse moléculaire varie de 800 à 50000. Des études ont révélé que 90 % des particules responsables de la couleur avaient un diamètre supérieur à 3.5 nm. On peut dire que les particules responsables de la couleur sont de natures organiques, hydrophiles, petites et chargées négativement [44].

III.2.1.2. La floculation

La floculation a pour but d'accroître par une agglomération, le volume, le poids et la cohésion de l'agglomérat formé. Ce grossissement est obtenu par création d'une turbulence modérée afin d'augmenter la probabilité de rencontre des floccs [47].

L'agglomération des particules neutralisées en microfloccs puis en floccs volumineux et décantables s'effectue grâce à deux phénomènes [47] :

- Le mouvement Brownien de particules ou floculation péricinétique.
- Le déplacement des particules du fluide ou floculation orthocinétique.

III.2.1.2.A. Les flocculants

Les flocculants clarifient l'eau en se combinant avec les particules en suspension de façon à permettre à ces particules d'être rapidement et facilement séparées de l'eau. Toutes les industries rejetant des effluents turbides utilisent les flocculants, c'est le cas, par exemple, de l'industrie des mines, les usines de papeterie, etc..

➤ **Les adjuvants de floculation :**

Les polymères organiques et les polymères naturels sont les premiers à avoir été utilisés. Mais l'utilisation d'adjuvants synthétiques de floculation permet de minimiser la production de boues. Si l'on combine ces adjuvants de floculation avec différentes techniques de séparation, on peut produire des boues denses qui seront directement traitées dans des unités de déshydratation [48].

III.2.1.2.B. Mécanismes régissant le phénomène de floculation

➤ **Floculation péricinétique**

Les colloïdes présents dans l'eau entrent en collision avec les molécules de l'eau qui s'agitent sous l'influence du gradient thermique. Il en résulte un déplacement des particules par mouvement Brownien, on peut exprimer le taux de variation de la concentration des particules à l'aide de l'équation suivante [49] :

$$-dN/dt = (4 * \alpha * K_b * T_a / 3 * \mu) * N \quad \dots\dots\dots (I)$$

Avec : **N** : nombre de particules à un instant t ;

T_a : température absolue [K] ;

K_b : constante de Boltzmann ($K_b = 1.38 * 10^{-23} \text{ J/K}$) ;

μ : viscosité dynamique [Pa*s] ;

α : facteur qui rend compte de l'efficacité des collisions (nombre de collisions effectives/nombre de collisions total, une collision effective étant une collision qui entraîne l'agglomération de deux particules).

➤ **Floculation orthocinétique**

En déplaçant les particules fluides, l'agitation de l'eau provoque une différence de vitesse liée à l'énergie dissipée. Cette phase est dominée par un gradient de vitesse G [49] :

$$G = (P / V_f * \mu)^{1/2} \quad \dots\dots\dots (II)$$

Avec : **P** : puissance d'agitation [W] ;

G : gradient de vitesse ;

μ : viscosité dynamique [Pa*s].

III.2.2. La précipitation chimique

Compte tenu de sa capacité, sa simplicité et son coût peu élevé, la précipitation chimique est un procédé très conseillé dans le traitement des eaux polluées telles que les lixiviats, car elle permet la réduction de la masse non biodégradable (DCO), de l'azote et des métaux lourds [52]. La précipitation chimique consiste à transformer les ions dissous dans l'eau en solides insolubles en utilisant des précipitants chimiques, généralement des hydroxydes, MAP ($Mg/NH^4^+/PO_4^{3-}$: Magnésium/Ammonium/Phosphate) ou de la chaux, en fonction de ce qu'on cherche à éliminer.

III.2.2.1. Précipitation par le MAP

Le procédé s'effectue selon la réaction suivante [50] :



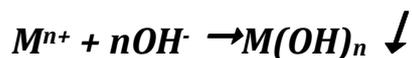
$$pK_s = 12,6 (25 \text{ }^\circ\text{C}) ; pH = 7,5$$

L'ajout de MAP dans des proportions (M/A/P : 1/1/1) donne de très bons résultats, jusqu'à 50% d'abattement de la DCO et 90% de réduction du NH_3-N . De plus avec ce procédé le problème des boues ne se pose plus, puisque elles sont réutilisées comme fertilisant dans l'agriculture [50].

III.2.2.2. Précipitation par la chaux

➤ Action sur les métaux lourds

Son efficacité principale est d'entraîner par précipitation une élimination des métaux sous forme d'hydroxydes métalliques. Les métaux concernés sont : Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, Sn et Zn. La précipitation se fait suivant la réaction suivante [47] :



Il a été démontré dans une étude qu'une dose de 8g/L de chaux permettait d'éliminer 46% de Pb(II), 51% de Ni(II), 72% de Cu(II), 78% de Fe(II), et jusqu'à 98% de Mn(II) [50].

III.2.3. Traitement par filtration sur charbon actif

L'adsorption est la méthode la plus généralement appliquée pour le déplacement des composés organiques récalcitrant du lixiviat de décharge [47].

Fondamentalement, 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, et devient limitée par des interactions physiques et/ou chimiques. 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 (GAC) ou le charbon actif par poudre (PAC) a suscité une attention considérable pour le déplacement des polluants organiques et inorganiques de l'eau usagée souillée. Le traitement du lixiviat de décharge en utilisant une adsorption séparée de GAC, une alumine activée granulaire (GAA) et/ou un chlorure ferrique (FC) a été également effectué. Parmi les trois adsorbants étudiés, GAC 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% métaux lourds avec une première concentration de 184 mg/L pouvaient être enlevés à une gamme de pH de 6 –7,7 avec 2 g/L de GAC [47].

III.2.4. Traitement par oxydation

Ils sont généralement employés lorsque les processus biologiques ont peu d'efficacité, comme pour le traitement de polluants organiques présents à l'état de traces. L'oxydation chimique a pour objectif, la minéralisation des composés organiques, c'est-à-dire la transformation en dioxyde de carbone et en eau et la transformation en produits moins nocifs. L'oxydation chimique peut être divisée en deux classes [51] :

- les traitements chimiques classiques ;
- les procédés d'oxydation avancée.

III.2.4.1. Le traitement chimique 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 [51] :

- 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.

III.2.4.2. Les procédés d'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.

Les nombreux procédés d'oxydation avancés ont en commun beaucoup de similitudes du fait de la participation des radicaux hydroxyles dans la plupart des mécanismes [52]. Comme les radicaux hydroxyles sont des espèces très réactives et instables, ils doivent être produits de façon continue au moyen de plusieurs réactions : chimiques, photochimiques, biologique ou électrochimiques. Une classification des principaux procédés de production de ces radicaux est donnée sur le tableau III.1.

Dans les procédés d'oxydation avancée, on caractérise souvent la charge organique de l'effluent en mesurant la DCO. Habituellement les effluents aqueux dont la DCO est inférieure à 10 g/L peuvent être traités par des procédés d'oxydation avancée. Si la DCO de l'effluent à traiter est supérieure, il est généralement nécessaire d'augmenter la concentration en réactif, ce qui accroît considérablement le coût du procédé. Par conséquent, pour des DCO trop importantes (> 10 g/L) il est préférable d'utiliser le procédé d'oxydation en voie humide alors qu'au delà de 200 g/L, l'incinération est le procédé préféré [54].

Tableau III.1. Classification des procédés d'oxydation avancée [53]

OXYDANTS UTILISES	PROCEDES D'OXYDATION AVANCEE
H_2O_2/Fe^{3+}	Fenton
H_2O_2/Fe^{2+} (Fe^{3+}) UV	Photo-fenton (photocatalyse homogène)
TiO_2/UV	Photocatalyse hétérogène
O_3/UV	Oxydation UV
H_2O_2/UV	Photochimie assistée
Nouvelles technologies	Electrochimie, irradiation sous vide et sonochimie (ultrasons)

III.2.4.3. Le procédé d'oxydation fenton

La réaction de Fenton est basée sur le transfert d'électron entre la molécule de H_2O_2 et un métal (le fer), agissant comme un catalyseur homogène. Depuis très longtemps, le plus utilisé d'entre eux est le fer. L'efficacité de ce procédé a été observée pour la première fois en 1894 par son inventeur Fenton, mais son utilité a seulement été reconnue à partir de 1930 lorsque le mécanisme avec les radicaux hydroxyles fut proposé. Le procédé Fenton peut être utilisé pour traiter une grande variété de déchets industriels, à savoir : phénol, formaldéhyde, pesticides,...

III.2.5. Traitements membranaires

III.2.5.1. L'osmose inverse (O.I)

Ce procédé largement utilisé pour le dessalement de l'eau de mer, a naturellement pris sa place dans le traitement des lixiviats. L'osmose inverse ou hyper-filtration, utilise une membrane semi-perméable afin de séparer les solides dissous, la matière organique et minérale, les virus et bactéries de l'eau. Le procédé est dit inverse car il nécessite une pression suffisante pour la filtration de l'ordre de 30 à 80 bars, selon la concentration en sels de l'effluent, pour forcer l'eau pure à passer à travers la membrane [55].

III.2.5.2. La nanofiltration (NF)

En raison de ses propriétés uniques entre les membranes de l'ultrafiltration (UF) et de l'osmose inverse (OI), la NF a trouvé sa place dans le déplacement des composés organiques récalcitrant et des métaux lourds du lixiviats de décharge. Ce processus de traitement a la

capacité d'enlever des particules avec un poids moléculaire plus haut que 300 aussi bien que les substances inorganiques par des interactions électrostatiques entre les ions et les membranes [47].

III.2.5.3. L'ultrafiltration (U.F)

Les membranes d'ultrafiltration, de structure plus lâche (asymétrique ou composite), ne permettent de rejeter que les solutés les plus grossiers (macromolécules) et a fortiori tous les éléments particuliers tels que les virus et bactéries. Elles sont communément caractérisées par leur "point de coupure" : c'est la taille de la protéine de plus faible masse molaire rejetée par la membrane. On trouve ainsi des membranes industrielles à point de coupure allant de $2 \cdot 10^3$ à 10^5 daltons [47].

III.2.5.4. La microfiltration (M.F)

Ces membranes n'altèrent plus du tout la composition de la solution; seuls les matières en suspension, colloïdes, bactéries ...sont rejetés (filtrés). Dans ce cas, les phénomènes de pression osmotique, concentration de polarisation, ... décrits comme conséquence du rejet des solutés, disparaissent et on retrouve à leur place les phénomènes de filtration sur milieux poreux peu épais : colmatage par accumulation d'un gâteau ou colmatage interne aux pores [47].

III.2.5.5. Les résines échangeuses d'ions

Un échangeur d'ions est un solide insoluble (des macromolécules portant des groupements ionisables) qui, au contact d'une solution ionique, peut échanger les ions qu'il contient avec d'autres ions de même signe présents dans la solution [47].

On les utilise sous forme de grain très fin. Pour accélérer les échanges et atteindre l'état d'équilibre en un temps aussi court que possible, par présentation d'une surface maximum de contact avec la solution. Actuellement, on réalise des échangeurs d'ions organiques grâce à la stabilité de certains polymères synthétiques face au caractère acide, basique, oxydant ou réducteur de nombreuses solutions ioniques. Les caractéristiques parfaitement reproductibles de ces échangeurs d'ions artificiels ont permis de connaître avec précision le phénomène d'échange et de développer de nombreuses applications [47].

III.3. Le procédé électrochimique d'électrocoagulation

Tel que son nom l'indique, l'électrocoagulation est la fusion des sciences de l'électrochimie et de la coagulation. En effet, l'électrocoagulation est un procédé électrochimique complexe qui met à profit un éventail de phénomènes physiques et chimiques entraînant l'abatement des polluants disséminés dans l'effluent. Ce procédé s'opère à l'aide d'électrodes (anodes et cathodes), lesquelles sont plongées dans un milieu aqueux [56].

L'électrocoagulation (EC) est une technique de traitement de l'eau polluée qui a montré son efficacité pour le traitement de certains polluants solubles ou colloïdaux rencontrés dans des rejets liquides contenant des métaux lourds, des émulsions, des suspensions.... Des recherches ont déjà montré que l'eau comportant des nitrates, des fluorures ou du plomb par exemple peut être potabilisée par ce procédé [57 et 58].

L'électrocoagulation (EC) est une technologie qui résulte de l'interaction de trois technologies fondamentales qui sont : l'électrochimie, la coagulation et la flottation [57]. Elle est basée sur le fait que la stabilité des colloïdes, suspensions et émulsions, soit influencée par les charges électriques [59]. Durant le phénomène de la coagulation, le coagulant est ajouté sous forme de substances chimiques adéquates. Lors du procédé d'électrocoagulation, le coagulant est généré *in situ* par l'oxydation électrolytique d'une anode solide appropriée.

Dans l'électrocoagulation, la déstabilisation des colloïdes se fait suite au champ électrique entre les électrodes et l'action des composés coagulants produits par oxydation de l'anode. Ces composés sont chargés électriquement, ils déstabilisent le système colloïdal dans lequel des particules solides sont initialement présentes et forment des floccs de particules qui peuvent être facilement séparables par flottation. La flottation est améliorée par la formation des bulles de gaz durant l'électrolyse du solvant eau [60].

III.3.1. Théorie de l'électrocoagulation

L'EC utilise des électrodes consommables (sacrificielles) pour fournir des ions dans l'effluent d'eau. Trois étapes successives principales sont impliquées durant l'EC [58] :

- Formation des coagulants par oxydation électrolytique de l'électrode sacrificielle ;
- Déstabilisation des contaminants, suspension particulaire et rupture des émulsions ;
- Agrégation des phases déstabilisées pour former les floccs.

Le mécanisme de déstabilisation des contaminants, suspension particulaire et rupture des émulsions peut être résumé comme suit [58] :

- Compression de la couche diffuse autour des espèces chargées par les interactions avec les ions générés par l'oxydation de l'anode sacrificielle ;
- Neutralisation de la charge des espèces ioniques présentes dans le rejet d'eau à l'encontre des ions produits par dissolution électrochimique de l'anode sacrificielle ;
- Ces ions réduisent la répulsion électrostatique entre les particules jusqu'à ce que les forces d'attraction de Van der Waals prédominent, causant ainsi la coagulation ;
- Formation du floc : le floc formé suite à la coagulation crée les boues qui piègent et relie les particules colloïdales restant dans le milieu aqueux.

III.3.2. Description de la technique d'électrocoagulation

Dans sa forme la plus simple, un réacteur d'EC est formé d'une anode et d'une cathode. Quand un courant est appliqué à partir d'une source externe, le matériel anodique subira une oxydation, pendant que la cathode fera l'objet d'une réduction [57].

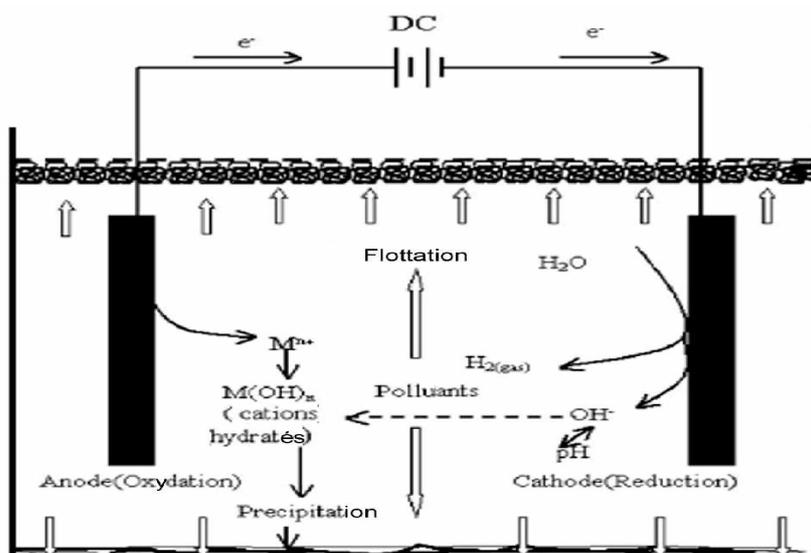
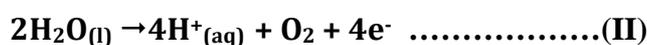
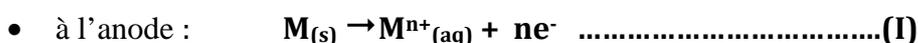


Figure III.3. Schéma du procédé d'électrocoagulation

Les réactions électrochimiques avec un métal M (généralement le fer ou l'aluminium) comme anode peuvent être résumées comme suit :



- à la cathode : $M^{n+}_{(aq)} + ne^- \rightarrow M_{(s)}$ (III)
 $2H_2O_{(l)} + 2e^- \rightarrow H_{2(g)} + 2OH^-$ (IV)

Les gaz produits aux électrodes peuvent entraîner la flottation des matières coagulées [60].

Bien que l'électrocoagulation soit rentable par rapport aux méthodes chimiques de traitement des eaux, la difficulté majeure qui limite le développement de cette technique est le manque d'études de génie chimique destinées à son application, de la conception des équipements aux modèles de procédés liés à cette technologie. Le tableau III.2 présente l'historique des procédés étudiés [61].

Tableau III.2. Historique des principales applications du procédé d'électrocoagulation [62]

<i>DATE</i>	<i>TYPE D'ELECTRODES</i>	<i>APPLICATIONS</i>
1909	Al + Fe + sel de cuivre	Eaux usées urbaines
1956	Al	Eau de surface
1974	Al + Fe	Eau riche en phosphates
1984	Al	Eau très chargée en substances humiques
1985	Al + Fe	Emulsions d'huiles
1988	Al + Fe	Eau riche en sable bitumeux et schistes pétrolifères
1989	Al + Fe	Suspension d'argile
1992	Al + Fe	Eau de teinture et d'impression
2000	Al	Rejets liquides des industries de la Restauration
2002	Al	Eau riche en dérivés de nitrates
2003	Al	Eau industrielle chargée en fluors
2005	Al	Emulsions d'huiles industrielles
2007	Al	Rejets de textiles et eaux industrielles chargées en fluors

III.3.3. Avantages et inconvénients du procédé de l'EC

De nombreux auteurs ont comparé le procédé d'EC avec le procédé physico-chimique classique réalisé par l'addition de coagulants chimiques. Parmi les arguments en faveur de l'électrocoagulation on peut citer les suivants [62] :

1. Pas d'ajout de substances chimiques : même s'il semble nécessaire d'augmenter légèrement la salinité de l'effluent à traiter pour accroître la conductivité électrique de l'effluent, plusieurs études ont montré l'efficacité de l'EC sans aucune variation de conductivité initiale du rejet à traiter, ce qui évite d'autres formes de traitement en aval.
2. Le procédé d'électrocoagulation est d'une grande efficacité pour des polluants colloïdaux très fins. Avec d'autres procédés telle que la coagulation chimique, ces polluants imposent des étapes de traitement plus lentes et des quantités de coagulant plus élevées.
3. les boues obtenues plus denses et moins hydrophiles. Cela rend la décantation et la flottation plus aisée et diminue le volume des boues. Cela se reflète par une réduction du temps et des coûts de traitement des boues.
4. L'importance du champ électrique entre les électrodes conduit à la destruction de certaines souches de bactéries.
5. L'électrocoagulation offre la possibilité de traiter des effluents par oxydation et réduction de plusieurs composés dissous tels que les nitrites, les sulfures, les cyanures, les sulfites, les chromates et les ions fluorures.
6. La biodégradabilité des effluents traités par électrocoagulation est améliorée. Cette amélioration est due à la non-toxicité de la forme d'aluminium ou de fer utilisés et à la faible salinité du milieu.
7. L'électrocoagulation permet de réduire le temps de traitement. On peut en outre obtenir un grand gain en compacité des installations et une possibilité d'automatisation.

Les inconvénients majeurs de l'EC concernent principalement la conductivité souvent faible de l'eau polluée et la formation de dépôts sur les électrodes. En effet, la conductivité du rejet doit être suffisante pour permettre le passage du courant sans consommation excessive d'électricité [64]. Lorsque la conductivité de l'eau polluée est trop faible, un rajout du chlorure de sodium est généralement nécessaire. La présence de certains ions tels que les chlorures, permet d'éviter le phénomène de passivation des électrodes d'aluminium [62].

Par ailleurs, une présence importante d'ions calcium et hydrogénocarbonate provoque l'apparition d'un dépôt de tartre au niveau de la cathode, augmentant ainsi la résistance de la cellule. Pour faire face à ce problème, la manière la plus simple est de réaliser une inversion périodique de la polarité [62]. Il est aussi important de prévoir un nettoyage mécanique périodique des électrodes à l'aide de solutions acides. La formation et le dépôt de tartre sur les

électrodes représentent une part importante de la consommation électrique du procédé. Il existe même un procédé électrochimique dont le but est de réaliser un détartrage de l'eau potable par dépôt du tartre sur la cathode [62].

III.3.4. Résumé de quelques travaux sur le traitement du lixiviat par le procédé d'électrocoagulation

Bien que la consommation de haute énergie et la formation potentielle de produits organiques chlorés puissent limiter ces applications, la technique électrochimique est une puissante technologie pour le traitement du lixiviat de décharge [63]. Le tableau III.3 montre les principaux travaux sur le traitement des lixiviats par électrocoagulation.

Tableau III.3. Principaux travaux sur le traitement des lixiviats par électrocoagulation [62]

<i>ANNEE</i>	<i>NATURE DU LIXIVIAT</i>	<i>L'ELECTRODE</i>
1997	en cours de stabilisation	Al, Fe
1997	non stabilisé	Al, Fe
2001	Stabilisé	Fe
2004	Stabilisé	Al
2006	Stabilisé	Fe
2008	en cours de stabilisation	Al, Fe

IV. Présentation et Exploitation du Centre d'Enfouissement Technique d'OULED FAYET

IV.1. Présentation du CET d'OULED FAYET

Le Centre d'Enfouissement Technique (CET) d'Ouled Fayet est situé à 15 Km d'Alger, et à 3 Km de la localité d'Ouled Fayet entre la nationale 26 et la route N° 142. Le site a une superficie de 40 hectares dont 19 exploitables.

La région bénéficie d'un climat local de type méditerranéen semi – humide : Les précipitations moyennes annuelles se situent entre 700 mm et 800 mm, les plus fortes s'étendent du mois d'octobre au mois de février et presque inexistante en juin, juillet et août.

Les températures se situent entre les valeurs extrêmes de -2 à 45 °C, pouvant atteindre 60 °C au soleil. Les vents dominants sont de direction sud – ouest en automne et en hiver, et peuvent atteindre plus de 40 Km/h. Au printemps et en été, ils ont la même direction mais quelque fois orientée nord – est [9].

IV.2. 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 [64] :

- L'imperméabilisation du fond des casiers ;
- La mise en place de points de contrôle des eaux superficielles ;
- La mise en place d'une buse pour l'évacuation des eaux de pluie du bassin versant ;
- La mise en place d'une chemise de drainage pour l'évacuation des percolas de chaque casier ;

- 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 ;
- L'installation d'un bassin de stockage des eaux de percolation ;
- La mise en place et en service d'un pont bascule à l'entrée de la décharge ;
- La construction des bâtiments d'entretiens et des bureaux ;
- Les plantations périphériques intérieures et extérieures (mur de clôture) d'une longueur de 2600 m.

La géomembrane adoptée par le maître d'ouvrage est en PEHD d'une épaisseur de 1,5 mm. Ce type de géomembrane est conditionné sous forme de rouleau de 130 m de longueur et une surface de 975 m². Ses caractéristiques sont :

- Résistance à la rupture : 30 N /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 solvants quand la température est plus élevée. Grâce à l'adjuvant de la suie, elle est résistante aux rayons U.V [64].

A noter que le réseau de drainage des casiers 1, 2, 3 et 5 est constitué de tuyaux en PVC.

IV.3. Présentation du site

Le site comporte 5 casiers étanchéifiés comme nous le montrent les figures IV.1 et IV.2 : C1, C2, C3 et C5 sont remplis et couverts, alors que le casier C4 reste le seul toujours en exploitation.

La décharge ayant été réhabilitée en 1999, l'ouverture du CET a eu lieu en 2002. Les casiers 1 et 2 sont fermés depuis juin 2004, quant aux casiers 3 et 5, leur fermeture a eu lieu respectivement en 2007 et 2009.



Figure IV.1. Vue aérienne de la décharge d'Ouled Fayet

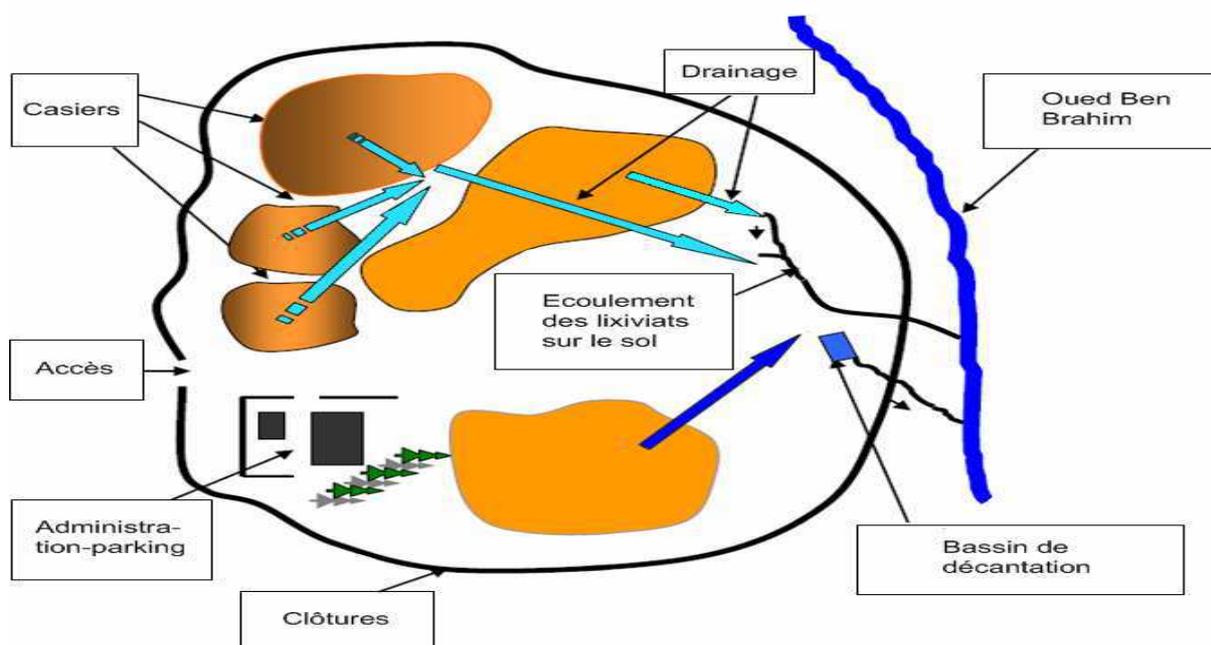


Figure IV.2. Schéma Représentatif de Centre d'enfouissement Technique d'Ouled Fayet

IV.4. Quelques données sur les déchets

IV.4.1. Les quantités de déchets du CET d'OULED FAYET

Actuellement la quantité moyenne de déchets déversés dans le CET de Ouled Fayet est de 450 tonnes par jour. La quantité des déchets reçus pour chaque casier est donnée dans le tableau IV-1.

Tableau IV.1. Quantité des déchets reçus au niveau du CET pour chaque casier

CASIER	NOMBRE DE VOYAGES			TONNAGE			TAUX D'EXPLOITATI ON
	Ordures ménagères	Terre de couverture	total	Ordures ménagères	Terre de couverture	total	
N°1 (2002-2004)	29 130	2 743	31 873	132 791	19168	151 959	119% (saturé)
N°2 (2002-2004)	19 090	668	19 758	79 420	4 676	84 096	116% (saturé)
N°3 (2004-2007)	180 952	12 905	193 857	972 771	86 287	1 059 058	123% (saturé)
N°4 (2009 à ce jour)	147 103	2 227	149 330	502 254,32	29 995	532 249,35	61% (toujours en exploitation)
N°5 (2007-2009)	179 923	5 539	185 462	554 680,27	50 090	604 770,27	165% (saturé)

IV.4.2. Caractéristiques des déchets du CET d'Ouled Fayet

Le tableau IV.2 nous montre les déchets interdits et autorisés au niveau de ce centre [65].

Tableau IV.2. Classement des déchets autorisés et interdits du CET de Ouled Fayet [65]

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

IV.5. Caractéristiques techniques du CET d'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].



Figure IV.3. 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 [64].

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 (Figure IV.4) [64].



Figure IV.4. Buse d'évacuation du biogaz

A partir de cette ultime phase, l'épandage des déchets domestiques peut commencer. La figure IV.5 illustre schématiquement l'aménagement d'un casier.

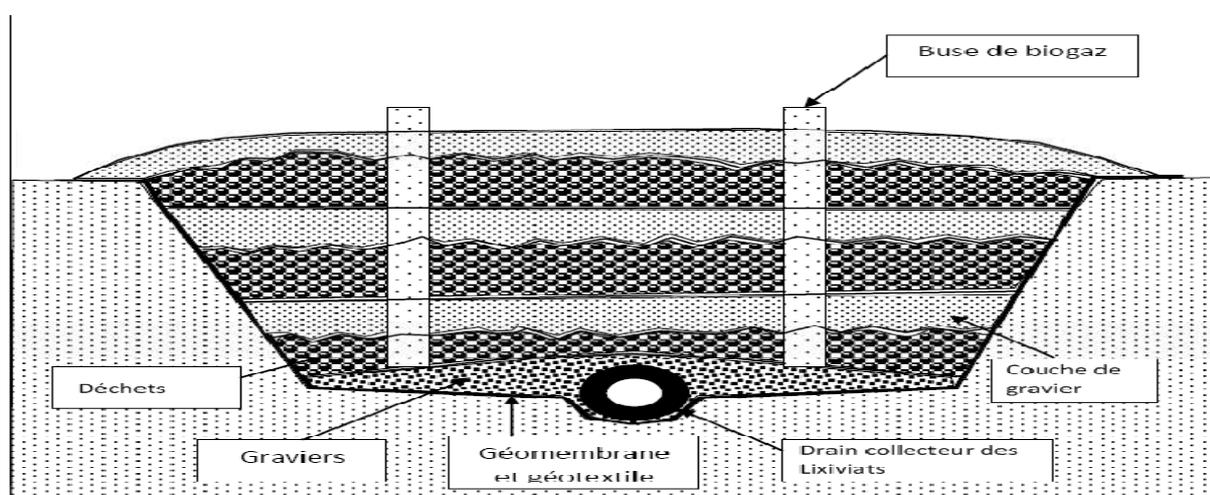


Figure IV.5. Schéma d'un casier

➤ *Le 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. 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]. Le tableau IV.3

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

Tableau IV.3. Exploitation des casiers d'enfouissement du CET de Ouled Fayet.

CASIER	PROFONDEUR (m)	CAPACITE (m³)	TAUX D'EXPLOITATION	DUREE DE VIE
N°1	12	130.000 soit 65.000 tonnes de déchets compactés	116%	12 mois : saturation définitive
N°2	10	80.000 soit 40.000 tonnes de déchets compactés	105%	07 mois et 19 jours : saturation définitive
N°3	20	960.000 soit 480.000 tonnes de déchets compactés	123%	23 mois : saturation définitive
N°4	22	1.250.000 soit 625.000 tonne de déchets compactés	61%	En cours d'exploitation
N°5	16	500.000 soit 250.000 tonnes de déchets compactés	165%	23 mois et 06 jours : saturation définitive

IV.6. Réaménagement en fin d'exploitations

Le réaménagement de la décharge contrôlée ne pourra s'effectuer dans des conditions satisfaisantes qu'au bout d'une année environ, afin de laisser aux ordures de la dernière couche le temps de fermenter [34 et 65].

Après la stabilisation de la décharge, il est recommandé de procéder à la réintégration du site dans son environnement naturel. Cette opération est fonction de la destination finale, qui dépend de la volonté des autorités locales [34 et 65] :

- Espace vert (ou engazonnement) ;
- Mise en culture ;
- Espace de loisirs (terrain de sport ou parc public).

Il est nécessaire de tenir compte de la forme de la décharge qui est un important facteur de réussite d'une telle opération. En effet, la décharge doit se terminer en pente pour éviter la formation de cuvettes où les eaux stagnent provoquant ainsi la mort des végétaux par asphyxie. La réussite d'un reverdissement de la décharge contrôlée dépend de l'application de principes agronomiques simples [34 et 65] :

- Préparation d'un sol favorable : L'apport de matériaux de couverture est nécessaire. On veillera notamment à ne pas tasser la terre lors de sa mise en place car le sol favorable au développement de la végétation doit être perméable à l'air, à l'eau et suffisamment profond ;
- Plantation d'une végétation adaptée au milieu et le choix des espèces doit être fonction du choix de réaménagement, en relation avec le type de sol et les conditions environnementales.

I. Méthodologie expérimentale

I.1. Points de prélèvement des lixiviats

Pour notre étude, nous avons retenu trois points de prélèvements que l'on nommera P1, P2 et P3 (voire photos données en figures I.1 à I.3) et qui correspondent théoriquement à trois lixiviats complètement différents de par leurs caractéristiques physico-chimiques et biologiques.

Le premier point P1 se situe à la sortie du système de drainage vertical du biogaz du casier n°1 qui est fermé depuis 2004, le point P2 se situe à la sortie du système de drain collecteur des casiers n°1, 2, 3 et 4 (mélange de différents lixiviats). Ce point est particulièrement difficile d'accès. Quant au point P3, il se trouve sur le bassin de décantation du casier n°5 (fermé depuis 2009).



Figure I.1. Point de prélèvement P1 (drain du biogaz)



Figure I.2. Point de prélèvement P2 (sortie du drain collecteur)



Figure I.3. Point de prélèvement P3 (bassin de décantation)

I.2. Campagnes de prélèvement des échantillons de lixiviats

Afin d'effectuer une caractérisation des lixiviats, nous avons réalisé trois campagnes de prélèvement échelonnées dans le temps à raison de trois prélèvements par site :

- 1^{ère} campagne de prélèvement de trois échantillons, effectuée le : **16/03/2011** (après une période pluviale) ;
- 2^{ème} campagne de prélèvement de trois échantillons, effectuée le : **09/04/2011** (après une période sèche) ;
- 3^{ème} campagne de prélèvement de trois échantillons, effectuée le : **10/05/2011** (après une période sèche).

Les lixiviats sont collectés dans des flacons en plastique (PEBD) préalablement rincé avec l'effluent et remplis à raz-bord, puis sont transportés au laboratoire où ils seront conservés au réfrigérateur à 4°C de manière à limiter toute évolution biologique.

Les analyses des paramètres globaux sont réalisées au niveau du laboratoire central de la SEAAL à Kouba.

I.3. Méthodes d'analyses des paramètres de pollution

Pour la caractérisation des lixiviats, nous avons étudié un ensemble de paramètres de pollution. Le Tableau I.1 regroupe les méthodes analytiques utilisées dans l'étude des

différents paramètres de pollution. Les détails des méthodes d'analyse sont donnés dans l'annexe I.

Tableau I.1. Méthodes d'analyses des paramètres de pollution.

Paramètre	Méthode
<i>Température</i>	Mesure directe avec thermomètre
<i>pH</i>	Mesure directe avec pH-mètre
<i>Conductivité</i>	Mesure directe avec conductimètre
<i>E redox</i>	Mesure directe avec pH-mètre
<i>MES/MVS</i>	Différence de poids
<i>Résidu sec</i>	Différence de poids
<i>DCO</i>	Oxydation par le bichromate + spectrométrie
<i>DBO</i>	Respirométrie
NH_4^+	Spectrométrie
NO_3^-	Spectrométrie
NO_2^-	Spectrométrie
SO_4^{2-}	Spectrométrie
PO_4^{3-}	Spectrométrie
<i>Cl</i>	Titration
Ca^{2+}, Mg^{2+}	Titration
<i>Métaux lourds</i>	Spectroscopie d'absorption atomique

I.4. Méthodes de traitement des lixiviats

I.4.1. Traitement par coagulation-floculation

- **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. 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.

➤ ***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 floccs. 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 traités (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 :

$$R = (DCO_i - DCO_f) \times 100 / DCO_i (\%)$$

Avec :

- DCO_i : valeur de la DCO avant traitement ;
- DCO_f : valeur de la DCO après traitement.

Les résultats sont regroupés dans l'annexe III.

I.4.2. Traitement par électrocoagulation

- ***Conception du réacteur***

Le réacteur utilisé est une cellule d'électrocoagulation d'une géométrie cylindrique et d'une capacité volumétrique de 1 litre (bêcher en verre d'un litre) à, ce qui permet d'effectuer le suivi visuel du processus d'électrocoagulation.

La conception de cette cellule d'électrocoagulation par la mise au point d'un filtre qui permet de piéger les floccs formés par mécanisme de flottation au cours de l'électrocoagulation a déjà démontrée son efficacité [62]. Les deux électrodes utilisées sont en Fer d'une surface active de 29 cm^2 .

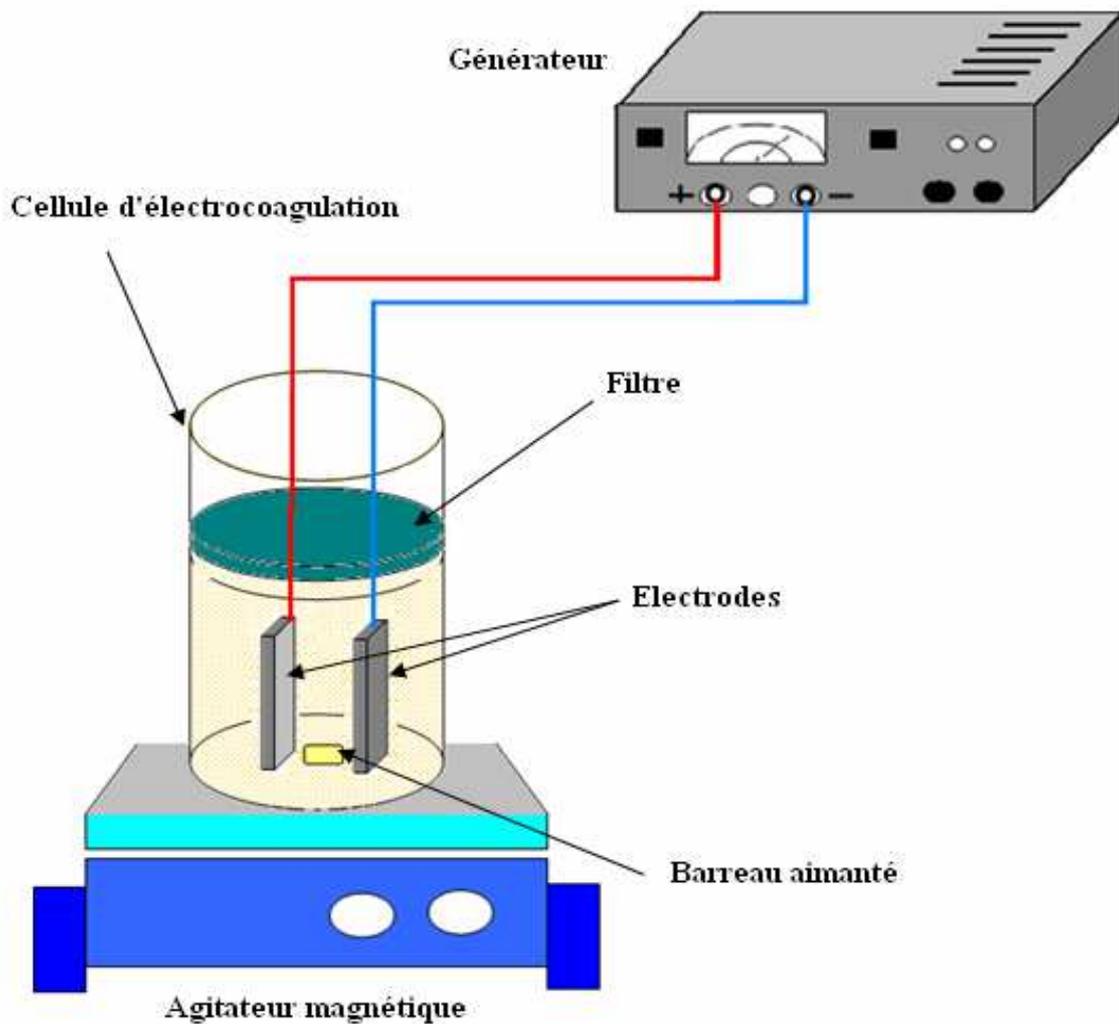


Figure I.4. Schéma de dispositif expérimental

II. Résultats et discussion de la charge polluante véhiculée par les lixiviats

Les analyses physico-chimiques et biologiques que nous avons effectuées ont été axées sur l'évolution de la charge organique, de la biodégradabilité, des principaux paramètres de pollution ainsi que des éléments toxiques. Les résultats obtenus sont représentés dans les tableaux de II.1 à II.3. Une comparaison des principaux paramètres de pollution est donnée en tableau II.4.

Tableau II.1. Teneurs des différents paramètres de pollution caractérisant le lixiviat P1

Paramètres	Point 1					Norme
	Prélèvement 1 16/03/2011	Prélèvement 2 09/04/2011	Prélèvement 3 10/05/2011	Intervalle de variation	Moyenne	
pH	7,98	7,84	7,89	7,84 – 7,98	7,90	6,5 – 8,5
E redox (mV)	-52	-54	-57	(-52) – (-57)	-54,33	/
Conductivité (ms/cm)	34,1	35,8	32,5	32,5 – 35,8	34,13	/
Température lixiviat (°C)	17,1	21,8	19,6	17,1 – 21,8	19,5	30
DCO (mg O ₂ /L)	5 491,53	5 644,80	5 593,22	5 491,53 – 5 644,80	5 576,52	120
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	243	270	75	75 – 270	196	35
DBO ₅ /DCO	0,044	0,047	0,013	0,013 – 0,047	0,035	/
Résidu sec (g/L)	13,83	14,28	12,07	12,07 – 14,28	13,39	/
MES (mg/L)	952,5	1 575	1 612,5	952,5 – 1 612,5	1 380	40
MVS (mg/L)	237,22	937,67	797,5	237,22 – 937,67	657,43	/
COT (mg/L)	1 296,8	1 024,4	919,8	919,8 – 1 296,8	1 080,33	/
NH ₄ ⁺ (mg/L)	37,5*10 ³	39*10 ³	7*10 ³	7*10 ³ – 39*10 ³	27,83*10³	/
NO ₃ ⁻ (mg/L)	31,5	38	19	19 – 38	29,5	/
NO ₂ ⁻ (mg/L)	7,26	5,5	7	5,5 – 7,26	6,59	/
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	128	148	99	99 – 148	125	10
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	375,6	493,8	427	375,5 – 493,8	432,13	/
Cl (mg/L)	3 725,73	4 080,51	4 517,25	3 725,73 – 4 517,25	4 116,83	/
Ca ²⁺ (mg/L)	157,12	480,96	276,55	157,12 – 480,96	304,88	/
Mg ²⁺ (mg/L)	89,46	184,76	19,45	19,45 – 184,76	97,89	/
Na ⁺ (mg/L)	2 427	4 015	3 804	2 427 – 4 015	3 415,33	/
K ⁺ (mg/L)	2 502	652	711	652 – 2 502	1 288,33	/
Fe (mg/L)	166	21	20	20 – 166	69	3
Mn (mg/L)	12	3	4	3 – 12	6,33	/
Zn (mg/L)	2	3	2	2 – 3	2,33	/
Al (mg/L)	3,2	4,6	4,4	3,2 – 4,6	4,07	/
Cu (mg/L)	/	1,4	1,7	1,4 – 1,7	1,55	0,5
Ni (mg/L)	/	24	19	24 – 19	21,5	/
Cd (mg/L)	/	5	5	/	5	3
Co (mg/L)	/	10	12	10 – 12	11	/

Tableau II.2. Teneurs des différents paramètres de pollution caractérisant le lixiviat P2

Paramètres	Point 2					Norme
	Prélèvement 1 16/03/2011	Prélèvement 2 09/04/2011	Prélèvement 3 10/05/2011	Intervalle de variation	Moyenne	
pH	8,44	8,37	8,62	8,37 – 8,62	8,48	6,5 – 8,5
E redox (mV)	-92	-95	-96	(-92) – (-96)	-94,33	/
Conductivité (ms/cm)	13,22	20,9	20,4	13,22 -20,9	18,17	/
Température lixiviat (°C)	16,4	19,8	18,6	16,4 – 19,8	18,27	30
DCO (mg O ₂ /L)	2 161,02	3 792	4 576,27	4 576,27 – 2 161,02	3 509,76	120
DBO ₅ (mgO ₂ /L)	162	254	259	162 - 259	225	35
DBO ₅ /DCO	0,075	0,067	0,056	0,056 – 0,067	0,066	/
Résidu sec (g/L)	8,31	9,94	8,34	8,31 – 9,94	8,86	/
MES (mg/L)	287,33	1 225	1 202,5	287,33 – 1 202,5	904,94	40
MVS (mg/L)	78,25	897,83	420,2	78,25 – 897,83	465,43	/
COT (mg/L)	445,2	557,2	574,6	445,2 – 574,6	525,67	/
NH ₄ ⁺ (mg/L)	19,5*10 ³	28*10 ³	3*10 ³	3*10 ³ – 28*10 ³	16,83*10³	/
NO ₃ ⁻ (mg/L)	19	27,5	21	19 – 27,5	22,5	/
NO ₂ ⁻ (mg/L)	5,5	6	4,5	4,5 – 6	5,33	/
PO ₄ ³⁻ (mg/L)	22	82	41	22 – 82	48,33	10
SO ₄ ²⁻ (mg/L)	682	913,4	892,8	682 – 913,4	829,4	/
Cl ⁻ (mg/L)	2 117,58	2 873,51	3 183,87	2 117,58 – 3 183,87	2 724,99	/
Ca ²⁺ (mg/L)	222,84	832,06	334,27	832,06 – 222,84	463,06	/
Mg ²⁺ (mg/L)	146,83	222,68	132,25	132,25 – 222,68	167,25	/
Na ⁺ (mg/L)	1 167	4 361	3 839	1 167 – 4 361	3 122,33	/
K ⁺ (mg/L)	761	956	704	704 - 956	807	/
Fe (mg/L)	33	107	16	16 - 107	52	3
Mn (mg/L)	27	49	5	5 - 49	27	/
Zn (mg/L)	2	3	2	2 - 3	2,33	/
Al (mg/L)	5	3,8	4,8	3,8 – 5	4,53	/
Cu (mg/L)	/	1,3	1,8	1,3 – 1,8	1,55	0,5
Ni (mg/L)	/	26	22	26 – 22	24	/
Cd (mg/L)	/	5	6	5 - 6	5,5	3
Co (mg/L)	/	16	10	10 - 16	13	/

Tableau II.3. Teneurs des différents paramètres de pollution caractérisant le lixiviat P3

Paramètres	Point 3					Norme
	Prélèvement 1 16/03/2011	Prélèvement 2 09/04/2011	Prélèvement 3 10/05/2011	Intervalle de variation	Moyenne	
<i>pH</i>	8,67	8,43	8,68	8,43 – 8,68	8,59	6,5 – 8,5
<i>E redox (mV)</i>	-100	-100	-100	/	-100	/
<i>Conductivité (ms/cm)</i>	27,9	34,3	35,5	27,9 – 35,5	32,57	/
<i>Température lixiviat (°C)</i>	20,2	23	23,5	20,2 – 23,5	22,3	30
<i>DCO (mg O₂/L)</i>	11 122,8	14 560	13 347,6	11 122,8 – 14 560	13 010,11	120
<i>DBO₅ (mg O₂/L)</i>	254	416	96	96 - 416	255,33	35
<i>DBO₅/DCO</i>	0,022	0,026	0,007	0,007 – 0,026	0,018	/
<i>Résidu sec (g/L)</i>	16,75	15	15,59	15 – 16,75	15,78	/
<i>MES (mg/L)</i>	670,56	675	1 325,75	670,56 – 1 325,75	890,44	40
<i>MVS (mg/L)</i>	143,1	106,5	975	106,5 - 975	408,2	/
<i>COT (mg/L)</i>	1 789,6	1 949,5	1 900	1 789,6 – 1 949,5	1 879,7	/
<i>NH₄⁺ (mg/L)</i>	48,5*10 ³	42*10 ³	20*10 ³	20*10 ³ – 48,5*10 ³	37*10³	/
<i>NO₃⁻ (mg/L)</i>	28,5	54	25	25 - 54	35,83	/
<i>NO₂⁻ (mg/L)</i>	11,65	13,5	16,5	11,65 – 16,5	13,88	/
<i>PO₄³⁻ (mg/L)</i>	153	193	119	119 - 193	155	10
<i>SO₄²⁻ (mg/L)</i>	934,4	1 032	823,2	823,2 – 1 032	929,87	/
<i>Cl⁻ (mg/L)</i>	3 033,48	1 879,51	3 702,17	1 879,51 – 3 702,17	2 871,71	/
<i>Ca²⁺ (mg/L)</i>	232,6	1 234,86	244,89	232,46 – 1 234,86	570,74	/
<i>Mg²⁺ (mg/L)</i>	12,4	133,2	29,90	12,64 – 133,22	58,59	/
<i>Na⁺ (mg/L)</i>	2 323	4 064	4 011	2 323 – 4 064	3 466	/
<i>K⁺ (mg/L)</i>	2 423	652	711	652 – 2 423	1 262	/
<i>Fe (mg/L)</i>	15	11	7,1	7,1 - 15	11,03	3
<i>Mn (mg/L)</i>	5	4	3	3 - 5	4	/
<i>Zn (mg/L)</i>	2	3	3	2 - 3	2,66	/
<i>Al (mg/L)</i>	2	9,6	5	2 – 9,6	5,53	/
<i>Cu (mg/L)</i>	/	1,5	2,5	1,5 – 2,5	2	0,5
<i>Ni (mg/L)</i>	/	31	22	22 – 31	26,5	/
<i>Cd (mg/L)</i>	/	5	5	/	5	3
<i>Co (mg/L)</i>	/	11	8	8 – 11	9,5	/

Tableau II.4. Comparaison des principaux paramètres de pollution des trois types de lixiviats

<i>Paramètres</i>	<i>P1</i>	<i>P2</i>	<i>P3</i>
<i>pH</i>	7,90	8,48	8,59
<i>E redox (mV)</i>	-54,33	-94,33	-100
<i>Conductivité (ms/cm)</i>	34,13	18,17	32,57
<i>DCO (mg O₂/L)</i>	19,5	18,27	22,3
<i>DBO₅ (mg O₂/L)</i>	5 576,52	3 509,76	13 010,11
<i>DBO₅/DCO</i>	196	225	255,33
<i>Résidu sec (g/L)</i>	0,035	0,066	0,018
<i>MES (mg/L)</i>	13,39	8,86	15,78
<i>MVS (mg/L)</i>	1 380	904,94	890,44
<i>COT (mg/L)</i>	657,43	465,43	408,2
<i>NH₄⁺ (mg/L)</i>	1 080,33	525,67	1 879,7
<i>PO₄³⁻ (mg/L)</i>	27,83*10 ³	16,83*10 ³	37*10 ³
<i>SO₄²⁻ (mg/L)</i>	29,5	22,5	35,83
<i>Cl (mg/L)</i>	6,59	5,33	13,88
<i>Ca²⁺ (mg/L)</i>	125	48,33	155
<i>Mg²⁺ (mg/L)</i>	432,13	829,4	929,87
<i>Na⁺ (mg/L)</i>	4 116,83	2 724,99	2 871,71
<i>K⁺ (mg/L)</i>	304,88	463,06	570,74
<i>Type réel de lixiviat</i>	<i>Intermédiaire en cours de stabilisation</i>	<i>Mélange dilué prétraité par le sol</i>	<i>Intermédiaire</i>

Les résultats obtenus montrent que les lixiviats prélevés ont un pH moyen de 7,90 pour le point P1, 8,48 pour le point P2 et 8,59 pour le point P3. En ce qui concerne les lixiviats issus du point P1 et datant de plusieurs années, il est clair qu'il se produit une transition progressive de la phase méthanogène vers la phase finale de maturation. Cependant, pour les lixiviats

issus des points P2 et P3, c'est la phase méthanogène qui prédomine et favorise l'autoépuration.

La conductivité moyenne élevée des trois échantillons prélevés (34,14 ms/cm, 18,17 ms/cm et 32,57 ms/cm pour P1, P2 et P3 respectivement) nous indique une minéralisation excessive qui caractérise en général les lixiviats de décharges (du fait que les déchets contiennent toute sorte de minéraux).

Vu que la température des lixiviats étudiés étant assez proche de la température ambiante, cela démontre que l'activité biologique n'est plus importante (pas de réactions exothermiques).

Le potentiel redox moyen des trois échantillons prélevés étant négatif : -54,33 mV pour P1, -94,33 mV pour P2 et -100 mV pour le point P3, ces lixiviats constituent des milieux réducteurs.

En ce qui concerne la DCO et la DBO₅ :

Pour ce qui est de point P1, la DCO moyenne est supérieure à 3000 et très largement inférieure à 15000 mg d'O₂/L. On peut donc déduire que ce lixiviat intermédiaire est presque stabilisé. En ce point la DBO₅, qui exprime la quantité d'O₂ nécessaire pour la dégradation de la matière organique biodégradable par les micro-organismes en cinq jours, s'élève à environ 196 mg d'O₂/L. Elle n'est pas très excessive (bien qu'elle soit plus de cinq fois plus importante que la norme de rejet), et signifie que la charge organique biodégradable est très faible ce qui est caractéristique des lixiviats intermédiaires.

Pour le lixiviat du point P3, la DCO moyenne est de l'ordre de 13 010,11 mg d'O₂/L, ce qui le situe dans l'intervalle des lixiviats intermédiaires. Cela se confirme par la faible valeur moyenne de la DBO₅ qui est de 255,33 mg d'O₂/L.

Le lixiviat P2, qui est un mélange entre les lixiviats des casiers 1, 2, 3 (qui sont fermés depuis fort longtemps) et 4 (qui est en cours d'exploitation) ainsi que de l'eau pluviale stockées, les résultats obtenus nous font penser que ce dernier est un percolât qui a déjà subi un certain prétraitement par le sol, avec une autoépuration au contact avec l'oxygène de l'air libre (DCO_{moy} = 3509,76 mg d'O₂/L et DBO_{5moy} = 225 mg d'O₂/L). A noter que nous avons eu

beaucoup de difficultés dans l'analyse de la DBO₅ et que les résultats mentionnés ici sont à prendre avec précaution, ils nécessitent dans tous les cas une vérification

L'examen du rapport DBO₅/DCO, montre qu'il est, pour tous les types de lixiviats, très largement inférieur à 0,1, ce qui nous éloigne de toute proposition d'un traitement par voie biologique.

La concentration en MES pour les trois échantillons est très élevée, qu'elle soit d'origine organique (décomposition de MO végétales, animales ou d'acides humiques,...), minérale (sables, argiles, limons,...) ou biologique (bactéries, plancton, algues, virus,...). Elle correspond à la pollution solide.

Les teneurs en matières dissoutes (résidu sec), sont aussi très importantes et concordent avec la très forte charge minérale des lixiviats (Cl⁻, Na⁺, etc.).

On remarque par ailleurs de très forts taux d'ammonium dans les lixiviats étudiés, avec des valeurs moyennes très excessives (27,83 g/L pour le point P1, 16,83 g/L pour le point P2 et 37 g pour le point P3). Cependant les teneurs en nitrites et en nitrates reste tout à fait raisonnables, ne dépassant pas en moyenne 13,88 mg/L pour les premiers et 35,83 mg/L pour les seconds. Ceci s'explique par le fait que le lixiviat soit un milieu réducteur, donc c'est surtout l'azote sous sa forme réduite qui prédomine (N-ammoniacal).

Les teneurs en orthophosphates mesurées dans les 03 échantillons de lixiviats prélevés sont caractéristiques des lixiviats issus des déchets ménagers non triés. Cette forte concentration peut entraîner un important développement des algues microscopiques et macroscopiques (phénomène d'eutrophisation).

Les teneurs élevées en SO₄²⁻ ainsi qu'en Cl⁻ contribuent grandement à la forte conductivité et salinité du lixiviat. On constate aussi que du fait de la percolation des lixiviats dans le sol argileux, les teneurs en ions calcium sont très élevées.

Vu que le CET ne reçoit pas des déchets industriels et dangereux, il était prévisible que la teneur en métaux lourd ne soit pas très importante dans nos effluents, bien qu'on remarque un

excès de fer, vu qu'en général, les déchets ménagers présentent souvent des objets de ferraille. Le pH élevé favorise aussi la précipitation des métaux lourds

Pour conclure :

Les résultats obtenus montrent que les lixiviats étudiés véhiculent une forte charge organique (DCO et concentrations en COT élevée) peu biodégradable, une forte charge minérale et une pollution azotée importante sous forme principalement d'azote ammoniacal. La caractérisation nous a montré aussi que les lixiviats sont :

- Intermédiaire en cours de stabilisation pour le lixiviat du point P1 (casiers fermés depuis 7 ans) ;
- Intermédiaire pour le lixiviats du point P3 (casier fermé depuis 3 ans) ;
- Mélange de lixiviats en voie de stabilisation, de lixiviat jeune et d'eau pluviale prétraité par le sol pour le lixiviat de point P2.

III. Traitement des lixiviats

Les traitements que nous allons effectuer ne se feront que sur le lixiviat prélevé au point P1 dont les caractéristiques ont été citées ci-dessus.

La coagulation-floculation ainsi que l'électrocoagulation sont des procédés très utilisés pour le traitement des eaux usées, plusieurs études les ont utilisées pour le traitement des lixiviats de décharge avec une meilleure optimisation des paramètres.

III.1. Traitement par coagulation-floculation

III.1.1. Optimisation du pH

A partir de résultats des recherches antérieures faits sur ce procédé [37], nous allons faire varier le pH en maintenant la dose du coagulant constante.

Les résultats obtenus sont illustrées par la figure III.1.

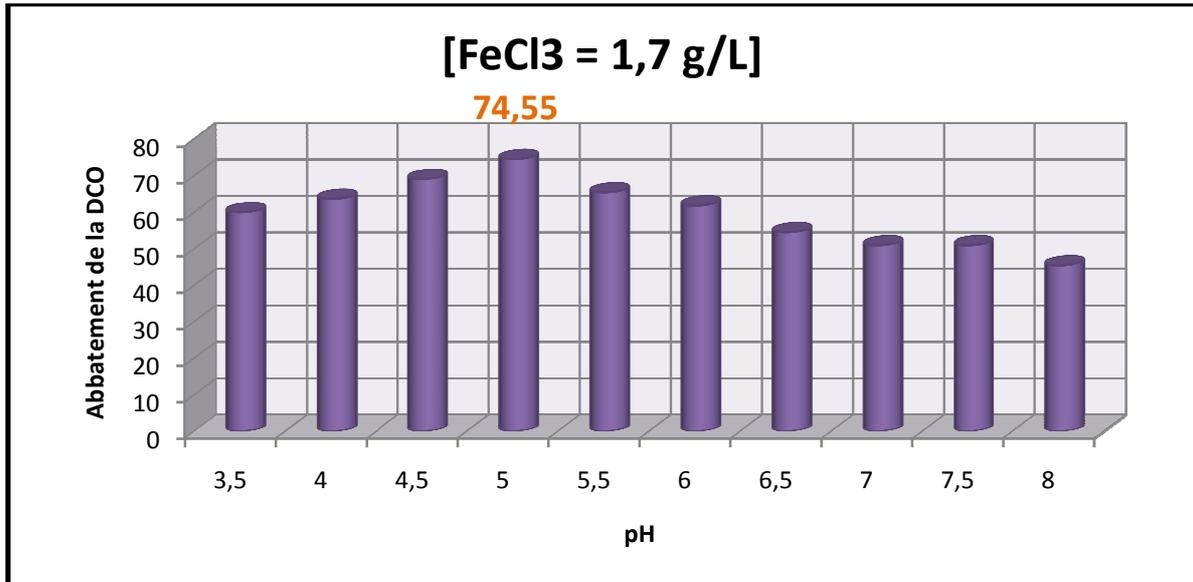


Figure III.1. Optimisation du pH de coagulation

III.1.2. Optimisation de la dose de coagulant

A partir du résultat précédent (pH optimal à 5), on varie les doses de coagulant en maintenant la dose le pH constant (Figure III.2).

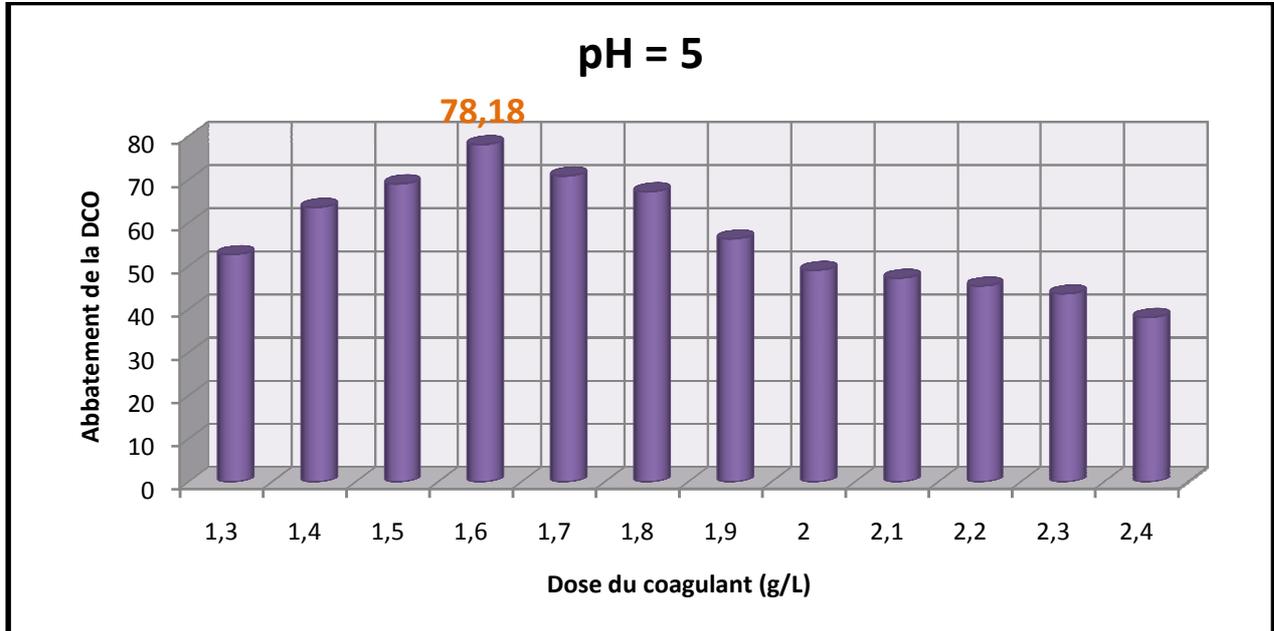


Figure III.2. Optimisation de la dose de coagulant

III.1.3. Caractéristiques des Lixiviats Après Traitement

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

Tableau III.1. Résultats de traitement par coagulation-floculation

<i>Paramètres</i>	<i>Avant traitement</i>	<i>Après traitement</i>	<i>Norme</i>
<i>pH</i>	5	4,79	6,5 – 8,5
<i>DCO (mg d'O₂/L)</i>	5593,22	1220,4	120
<i>DBO₅ (mg d'O₂/L)</i>	75	0	35
<i>COT (mg/L)</i>	919,8	478,6	/
<i>NH₄⁺ (mg/L)</i>	7*10 ³	5,25*10 ³	/
<i>NO₃⁻ (mg/L)</i>	19	13	/
<i>NO₂⁻ (mg/L)</i>	7	3,47	/
<i>PO₄³⁻ (mg/L)</i>	99	13,5	10
<i>SO₄²⁻ (mg/L)</i>	427	674,8	/

III.1.4. Discussions et Conclusions

La coagulation a donné un rendement, après optimisation du pH et de la dose du coagulant, supérieur à 78%. Ce qui confirme les précédents travaux établis sur ce procédé.

L'effluent après traitement ne peut être rejeté en l'état dans la nature, nécessitant pour cela un ajustement de pH (6,5 – 8,5).

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 dernières doivent faire l'objet d'un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.

III.2. Traitement par électrocoagulation

Cette partie porte sur l'optimisation de la performance épuratrice de l'unité d'électrocoagulation. La performance du réacteur conçu et les paramètres influençant l'efficacité d'enlèvement de la DCO seront les principales lignes à discuter.

III.2.1. Optimisation des paramètres d'électrocoagulation

Les nombreux mécanismes impliqués dans le processus d'électrocoagulation, sont régis par divers paramètres (conditions opératoires), dont certains ont une influence majeure sur l'abattement de la DCO. De ces paramètres, quatre ont été retenus pour cette étude :

- La vitesse d'agitation (*v*) : 100, 150, 200 et 300 tr/min ;
- La distance inter électrode (*e*) : 1, 1,5, 1,7, 2 cm ;

- Intensité du courant (i) : 1,5, 2, 2,5 et 3 A ;
- Le pH : l'ajustement du pH a été choisi pour quatre valeurs (4, 4,5, 5, 5,5, 6 et 8).

➤ *Effet de la vitesse d'agitation*

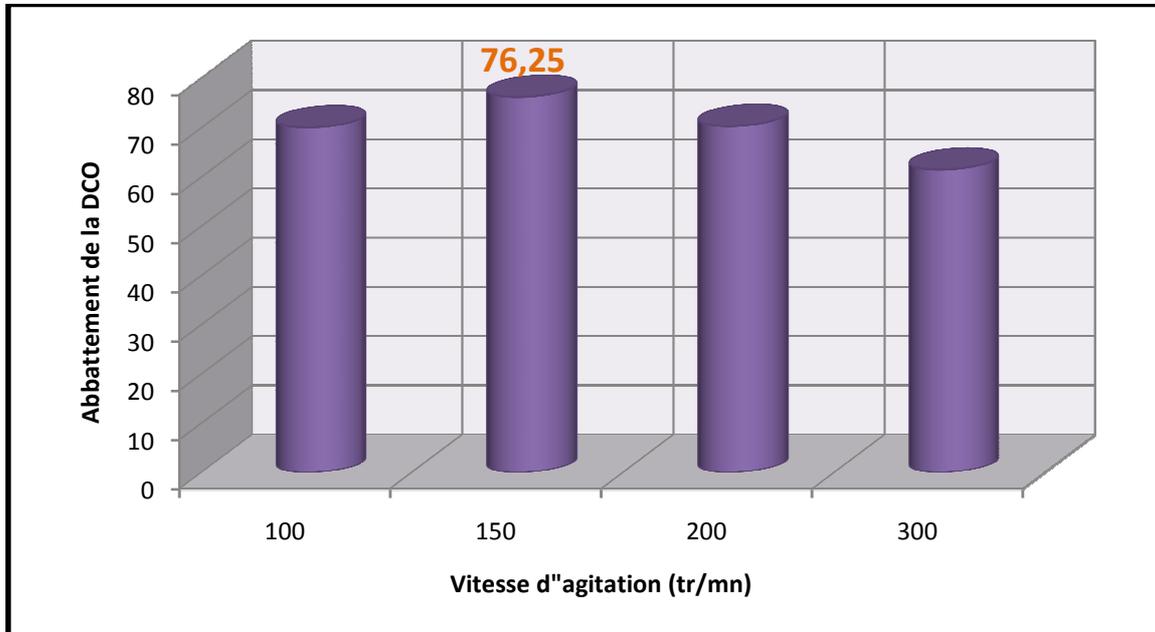


Figure III.3. Effet de la vitesse d'agitation sur l'abatement de la DCO (avec : $e = 2,5$ cm ; $i = 1,5$ A et $pH = 5$).

➤ *Effet de la distance inter-électrode*

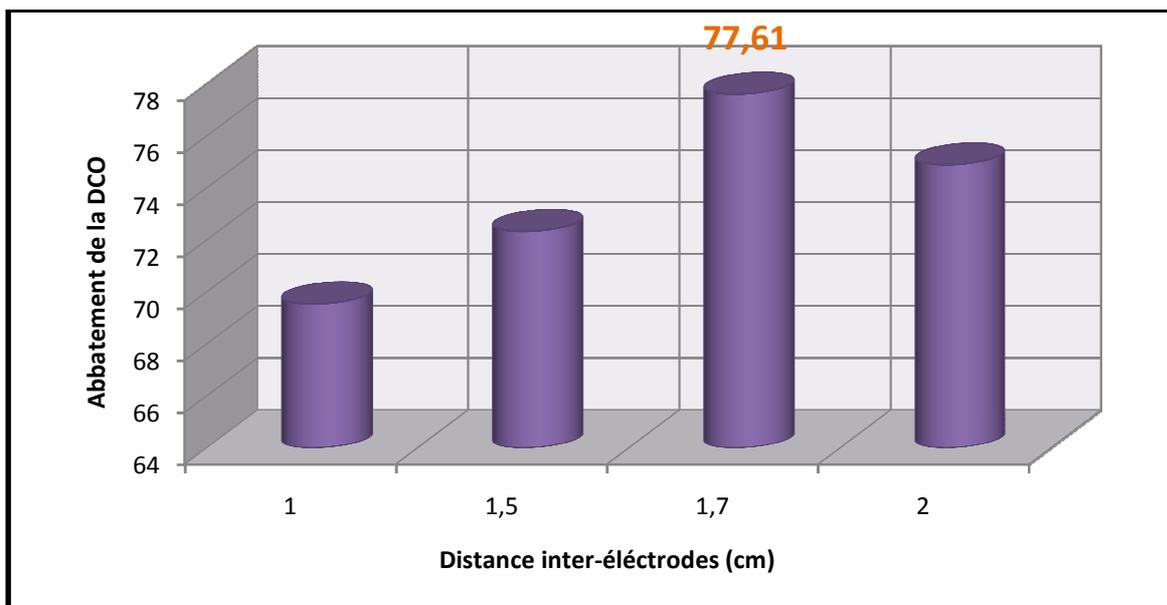


Figure III.4. Effet de distance inter-électrode sur l'abatement de la DCO (avec : $v = 150$ tr/mn ; $i = 1,5$ A et $pH = 5$).

➤ **Effet de l'intensité du courant**

Dans la figure III.5 sont présentés les résultats d'abattement de la DCO en fonction du temps et sous l'effet de l'intensité du courant.

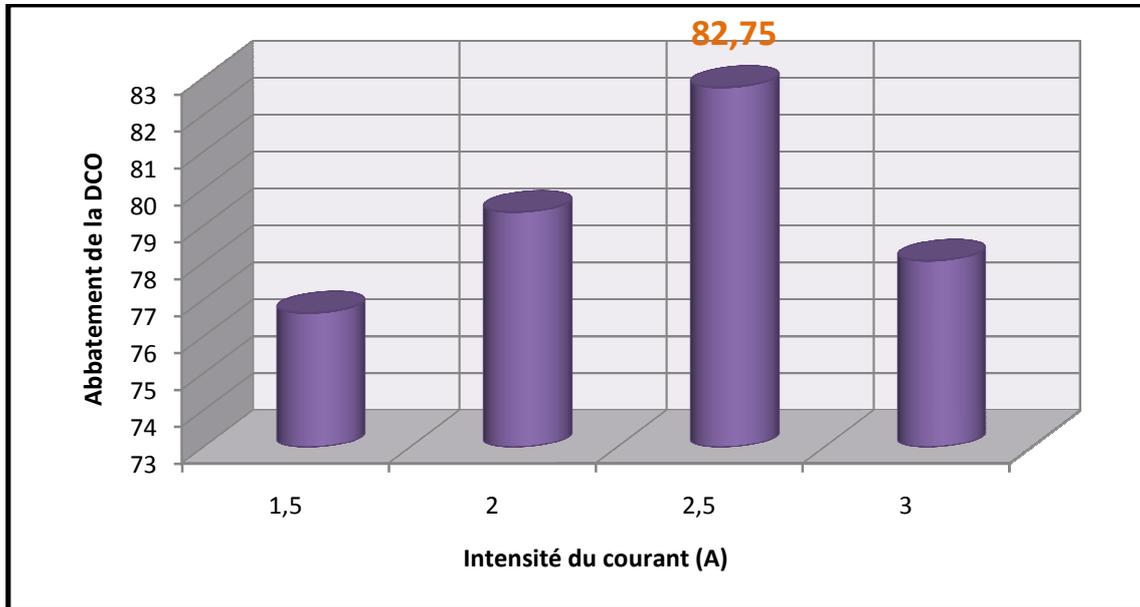


Figure III.5. Effet de l'intensité du courant sur l'abattement de la DCO (avec : $v = 150$ tr/mn ; $e = 1,7$ cm et $pH = 5$).

➤ **Effet de pH**

La figure III.6 montre bien l'effet du pH sur la cinétique d'élimination de la DCO

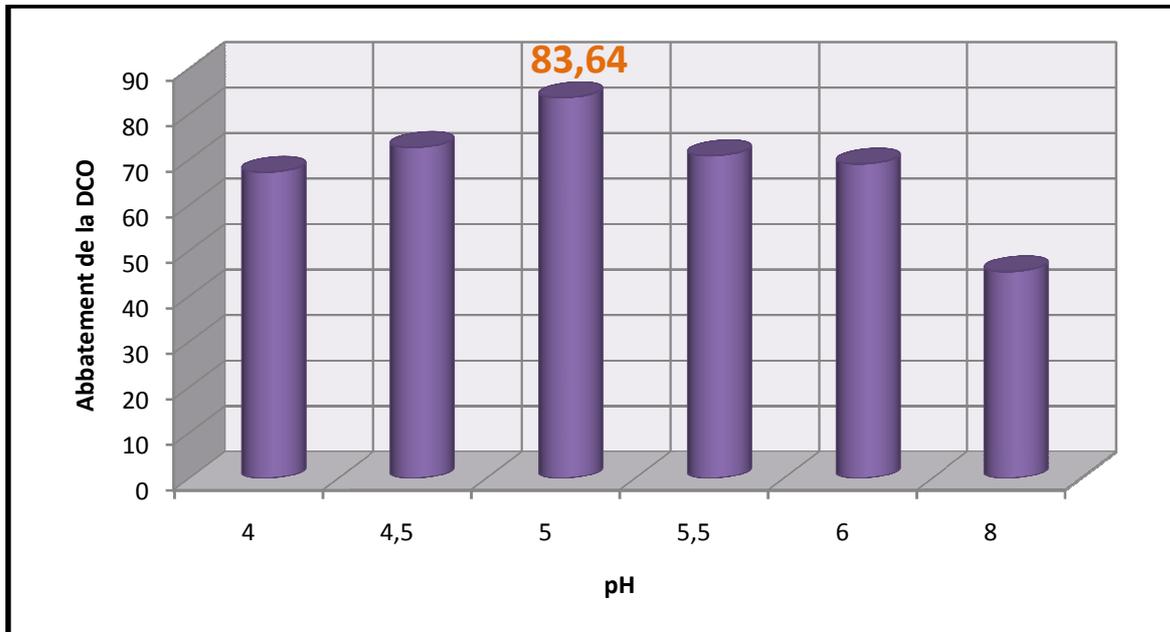


Figure III.6. Effet du pH sur l'abattement de la DCO (avec : $v = 150$ tr/mn ; $e = 1,5$ cm et $i = 2,5$ A).

L'abattement final de la DCO est de 83,64% et a lieu pour les conditions optimales suivante :
 $v = 150$ tr/mn, $e = 1,7$ cm, $i = 1,5$ A et $\text{pH} = 5$.

III.2.2. Caractéristiques des Lixiviats Après Traitement

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

Tableau III.2. Résultats de traitement par électrocoagulation

<i>Paramètres</i>	<i>Avant traitement</i>	<i>Après traitement</i>	<i>Norme</i>
<i>pH</i>	5	6,18	6,5 – 8,5
<i>DCO (mg d'O₂/L)</i>	5593,22	915,03	120
<i>DBO₅ (mg d'O₂/L)</i>	75	0	35
<i>COT (mg/L)</i>	919,8	655,6	/
<i>NH₄⁺ (mg/L)</i>	$7 \cdot 10^3$	$5,75 \cdot 10^3$	/
<i>NO₃⁻ (mg/L)</i>	19	11	/
<i>NO₂⁻ (mg/L)</i>	7	4,2	/
<i>PO₄³⁻ (mg/L)</i>	99	ND	10
<i>SO₄²⁻ (mg/L)</i>	427	626,2	/

ND : non détecté.

III.2.3. Discussions et Conclusions

L'électrocoagulation a donné, après optimisation des paramètres, un très bon rendement supérieur à 83%.

A la fin de traitement du lixiviat par ce procédé et après une phase de décantation pendant 2 heures, on a remarqué que la formation des boues est malgré tout assez importante. Ces dernières doivent faire l'objet d'un traitement ou incinération avant rejet dans le milieu naturel.

Quant au pH de l'effluent après traitement, il est parfaitement conforme aux normes de rejet.

A noter qu'il y a eu une complète précipitation des orthophosphates après le traitement par électrocoagulation.

Conclusion Générale

La question de la gestion des déchets reste très délicate même de nos jours. En ce qui concerne les déchets ménagers en Algérie, la mise en décharge ou en C.E.T semble être la plus appropriée vue la haute biodégradabilité de ces derniers.

Cependant, toute solution n'est pas définitive et les C.E.T n'échappent pas à cette règle : Le C.E.T est un écosystème qui est en constante évolution tout au long de la dégradation des déchets *solides* et produisant en parallèle d'autres éléments dits « dérivés » sous forme *gazeuse* (biogaz : CH₄ et CO₂ essentiellement), ou *liquide* (lixiviats de décharges). Ces dérivés ont des impacts très nuisibles pour l'homme ainsi que pour l'écosystème environnant.

Notre étude a porté sur la caractérisation et le traitement des lixiviats en voie de stabilisation du C.E.T d'Ouled Fayet. Ces lixiviats véhiculent une forte pollution organique, minérale et azotée. S'agissant de milieux réducteurs, ces lixiviats ne sont pas riches en métaux lourds toxiques.

L'étude montre que l'aménagement du CET d'Ouled Fayet accuse beaucoup de lacunes : Le lixiviat P1 jaillit de la buse de méthane, alors qu'il est censé couler ailleurs. Le lixiviat qui est censé être jeune (pH acide) puisque issu d'un casier en exploitation depuis peu de temps, est tout autre, il y a vraisemblablement rupture de canalisations et mélange avec d'autres lixiviats.

La quasi-totalité des paramètres de pollution analysés dépassent les normes de rejet dans un milieu récepteur, d'où la nécessité de traiter et de diminuer au maximum tous les polluants. Pour cela, nous avons utilisé deux différents procédés : la coagulation-floculation classique et l'électrocoagulation.

Le procédé de coagulation-floculation a donné un abattement de 78,18% de la charge organique, soit une DCO = 1220,4 mg d'O₂/L. Cependant l'effluent obtenu après traitement est très acide et ne peut être rejeté en l'état dans la nature sans régulation de pH.

Quant au procédé d'électrocoagulation, il a donné un meilleur rendement : un abattement de plus de 83% de la charge organique (DCOf = 915,03 mg d'O₂/L) avec une totale précipitation

des orthophosphates. De plus, le pH de l'effluent après traitement ne nécessite pas d'ajustement avant son rejet dans l'environnement.

A noter qu'un traitement d'appoint, tel que l'oxydation avancée ou la filtration sur charbon actif en grain (CAG), rendrait nos lixiviats sans doute satisfaisants aux normes d'admission dans un milieu récepteur (DCO = 120 mg d'O₂/L).

En terme de gestion environnementale des C.E.T, la solution qui nous parait la plus évidente, reste la mise en place d'une unité de traitement in situ, qui permettrait d'éviter les risques encourus lors du transport de ces eaux (risque de rupture de canalisation,...) vers des unités de traitements extérieures (telle qu'une station d'épuration par exemple).

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 et l'instauration d'une politique de développement durable.

Références Bibliographiques

- [1] M.A.T.E (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), A.N.D, Inventaire des décharges sauvages, Octobre 2006.
- [2] M.A.T.E (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), A.N.D, Guide des techniciens communaux pour la gestion des déchets ménagers et assimilés, 2003.
- [3] A. DAMIEN, 2002, Guide du traitement des déchets, DUNOD, Paris.
- [4] M. GAUTIE, 2008, Thèse doctorat, interactions entre argile ammoniée et molécules organiques dans le contexte du stockage des déchets. Cas des molécules à courtes chaînes. Ecole Doctorale Sciences et Technologies, Laboratoire ISTO, Université Paris IV, France.
- [5] H. JUPSIN, E. PRAET AND J.L. VASEL, Caractérisation des lixiviats de CET et modélisation de leur évolution. Proceeding of International Symposium on Environmental Pollution Control and Waste Management, 884-896, 7-10 January 2002, Tunis.
- [6] M. MURAT, 1981, Valorisation des déchets et sous produits industriels, Paris.
- [7] Etude du schéma directeur de collecte et de traitement des déchets solides des 57 communes de la wilaya d'Alger, octobre 2008, A.N.D
- [8] ADEME, 2000, Déchets municipaux 2ème édition. ADEME éditions, Paris.
- [9] M.P. AINA, 2006. Expertises des centres d'enfouissement techniques de déchets urbains dans les PED : contribution à l'élaboration d'un guide méthodologique et à sa validation expérimentale sur sites. Thèse de doctorat, Université de Limoges.
- [10] E. IGLESIAS-JIMENEZ, V. PEREZ GARCIA, M. ESPINO & J.M. HERNADEZ, 1993. City refuse compost as a phosphorus source to overcome the P-fixation capacity of sesquioxide-rich soils. *Plant and Soil*, 148, 115-127.
- [11] S. GOYAL, S.K. DHULL & K.K. KAPOOR, 2005. Chemical and biological changes during composting of different organic wastes and assessment of compost maturity, *Bioresource Technology*, 96(14), 1584-1591.

- [12] M. DOMEIZEL, A. KHALIL & P. PRUDENT, 2004. UV spectroscopy: a tool for monitoring humification and for proposing an index of the maturity of compost. *Bioresource Technology*, 94, 177-184.
- [13] T. EGGEN & O. VETHE, 2001. Stability indices for different composts. *Compost Science & Utilization*, 9, 19-36.
- [14] G. RANALLI, G. BOTTURA, P. TADDEI, M. GARAVANI, R. MARCHETTI & C. SORLINI, 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.
- [15] G. AIT BADDI, J.A. ALBURQUERQUE, J. GONZALVES, J. CEGARRA & M. HAFIDI, 2004. Chemical and spectroscopic analysis of organic matter transformation during composting of olive mill wastes. *International biodeterioration and biodegradation*, 54, 39-44.
- [16] H. DINEL, M. SCHNITZER & S. DUMONTET, 1996. Compost maturity: extractable lipids as indicators of organic matter stability. *Compost Science & Utilization*, 4(2), 6- 12.
- [17] M. PICHLER & I. KOGEL-KNABER, 2000. Chemolytic analysis of organic matter during aerobic and anaerobic treatment of municipal solid waste. *J. Environ. Qual.*, 29, 1337-1344.
- [18] F. ACHOUR, J. de ARAUJO-MORAIS, M. ROUEZ, C. de BRAUER, G. DUCOM & R. BAYARD, 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.
- [19] M. BELKACEMI, Contribution à l'étude des interactions dans le système déchets-sol-eau (cas de la décharge d'Oued-Smar), Thèse de magister, E.N.P. 1993.
- [20] A. ALLEN, 2001. Containment landfill: The myth of sustainability, *Engineering Geology*. 60: 3-19.
- [22] C. BERTHE, 2006, Etude de la Matière Organique contenue dans des lixiviats issus de différentes filières de traitement des déchets ménagers et assimilés. Thèse de doctorat, Université de Limoges.

- [23] S.O. ALOUEIMINE, 2006, Méthodologie de caractérisation des déchets ménagers à Nouakchott (Mauritanie) : contributions à la gestion des déchets et outils d'aide à la décision. Thèse de doctorat, Université de Limoges.
- [24] H. YANN, 1999, Démonstration de faisabilité de la nitrification et de la dénitrification d'un lixiviat de lieu d'enfouissement sanitaire avec de la tourbe granulaire. Mémoire de maîtrise en sciences appliquées, Université de Montréal.
- [25] H.J. JÖRDENING and J. WINTER, 2005, Environmental Biotechnology. Concepts and Applications. Edition, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany.
- [26] H. KHATTABI, 2002, Intérêts de l'étude des paramètres hydrogéologiques et hydrobiologiques pour la compréhension du fonctionnement de la station de traitement des lixiviats de la décharge d'ordures ménagères d'Etueffont (Belfort, France). Thèse de doctorat 3^{em} Cycle, ISE France.
- [27] P.T. WILLIAMS, 2005, Waste Treatment and Disposal, Second Edition, John Wiley & Sons Ltd, England.
- [28] M. M. BARRES and *al.*, 1990, Les lixiviats de décharge, le point de connaissances, T.S.M/AG.HTM ; N°6.
- [29] J. LABANOWSKI, 2004, Matière organique naturelle et anthropique : vers une meilleure compréhension de sa réactivité et de sa caractérisation. Thèse de doctorat, Université de Limoges.
- [30] P. THONART, M. LARDINOIS, C. RODRIGUEZ, S. AWONO, J. DESTAIN et S. HILLIGSMANN, 2002, La problématique de la gestion des déchets ménagers. Séminaire – Atelier Francophone sur la gestion des déchets ménagers à Saaba – Ouagadougou (Burkina Faso).
- [31] B. Ross, 1990, The diversion capacity of capillary barriers. Water Resource Research, 26, 2625-2629.

- [32] P. FLYHAMMAR, 1998, Use of sequential extraction on anaerobically degraded municipal solid waste. *Sci. Tot Environ.* 212, 203-215.
- [33] T.H. CHRISTENSEN AND P. KJELDSSEN, 1989, A method for determination of cadmium species in solid waste leachates. *Water Research*, 23, 81-84.
- [34] F. MAMMERI, 2006, Caractérisation des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement, mémoire de fin d'étude, ENP, Alger.
- [35] N. MILLOT, 1986, Les lixiviats de décharges contrôlées : Caractérisation analytique et études des filières de traitement. Thèse de doctorat, INSA Lyon.
- [36] M.C. GIRARD, 2008, Sols et environnement pour les 2^e cycle /Master, Edition DUNOD.
- [37] A.R. ISMAIL, 2008, Caractérisation et traitement des lixiviats générés par les déchets du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet, Projet de fin d'études, Ecole nationale polytechnique, Alger.
- [38] Mémento technique de l'eau, tome 1, Degrement, 1989.
- [39] F. REJSEK, 2002, Analyses des eaux, aspects règlementaires et techniques, Edition CRDP d'Aquitaine, Collection Biologie technique.
- [40] K. HAARSTAD AND T. MAEHLUM, 1999, Important aspects of long-term production and treatment of municipal solid waste leachate, *Waste Management and Research* 17, 470–477
- [41] S.R. QASIM AND W. CHIANG, 1994, Sanitary Landfill Leachate: Generation, Control and Treatment, Technomic Publishing Company, Lancaster, PA.
- [42] L. DABOUINEAU, Y. LAMY, P. COLLAS, 2005, Phytoremédiation et phytorestoration, ou l'utilisation des plantes pour la dépollution et l'épuration des eaux usées.
- [43] J-M. LAURET, E. PRUD'HOMME, P-H. SALMON. Recherche sur le traitement biologique des lixiviats des centres d'enfouissement technique, T.S.M.-L'EAU, Mars 1989.

- [44] R. Desjardins, le traitement des eaux, 2e édition revue et améliorée. Presse Internationale Polytechnique, 1997.
- [45] Techniques de l'ingénieur, G 1270, Juillet 2002.
- [46] F. BOUDJLIDA, M. CHERFI, 2007, Contribution au traitement des lixiviats du centre d'enfouissement technique d'Ouled Fayet, Projet de fin d'études, USTHB.
- [47] Y. AIT MESBAH et S. MOHAMED OUALI, 2003, Traitement d'une eau usée secondaire urbaine par coagulation – adsorption – ultrafiltration en présence du chlorure de calcium comme coagulant et du charbon actif en poudre comme adsorbant, projet de fin d'études, USTHB.
- [48] K. HAMOURI et R. DJEMAA, 2006, Evaluation de la pollution des lixiviats de la décharge d'Ouled Fayet et proposition d'un traitement. Projet de fin d'étude, USTHB.
- [49] A. GAID, 1994, Epuration biologique des eaux usées urbaines, Tome I, Alger.
- [50] AGHTM, La décharge a un avenir : le centre de stockage ; TSM, numéro 1, janvier 2000.
- [51] N. BOUDESOCQUE, Contribution à l'étude de plasmas d'arc immergé. Applications à la décontamination et à la gazéification d'effluents organiques aqueux, Thèse de doctorat, Université De Limoges, juillet 2007.
- [52] W.H. GLAZE, J.W. KANG et D.H. CHAPIN, 1987, The chemistry of water treatment processes involving ozone, hydrogen peroxide and ultraviolet radiation, Ozone Sci & Eng, 9, 335-352.
- [53] M. EDELAHI, 2004, Contribution à l'Etude de Dégradation in situ des Pesticides par Procédés d'Oxydation Avancés Faisant Intervenir le Fer. Application aux Herbicides Phénylurées, Thèse de Doctorat, Université de Marne-La-Vallée.
- [54] R. ANDREOZZI, V. CAPRIO et R. MAROTTA, 1999, Advanced Oxidation Processes (AOP) for water purification and recovery”, Catalysis Today, Volume 53, Number 1, pp 51-59.
- [55] Site internet : <http://www.lenntech.com/fran%E7ais/explication-osmose.htm>

- [56] C. PROUX, 2008, Enlèvement du phosphore par procédé d'électrocoagulation. Le cas d'une unité de traitement pour résidences isolées. Mémoire de maîtrise des sciences, Université Laval de QUÉBEC.
- [57] P.K. HOLT, G.W. BARTON AND C.A. MITCHELL, 2005, The future of electrocoagulation as a localised water treatment technology. *Chemosphere* 59 , 355-367.
- [58] A. SAVAS KOPARAL AND U.B. OGUTVEREN, 2002, Removal of nitrate from water by electroreduction and electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, volume 89, issue 1, 83-94.
- [59] L. SZPYRKOWICZ, 2005, Hydrodynamic effects on the performance of electrocoagulation/electro-flotation for the removal of dyes from textile wastewater. *Industrial and Engineering Chemistry Research*, 44 (20), 7844-7853.
- [60] M.Y.A. MOLLAH, R. SCHENNACH, J.R. PARGA AND D.L. COCKE, 2001, Electrocoagulation (EC)-science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84 (1), 29-41.
- [61] P.K. Holt, G.W. Barton, M. Wark, C.A. Mitchell, 2002, A quantitative comparison between chemical dosing and electrocoagulation, *Colloid Surf. A: Physicochem. Eng. Aspects*, 211, 233–248
- [62] M. HARITI, 2010, Traitement du lixiviat par procédés électrochimiques, Thèse de Magister, ENP,
- [63] Y. DENG and J.D. ENGLEHARDT, 2007, Electrochemical oxidation for landfill leachate treatment, *Waste Management* (27), 380–388.
- [64] F. MEZOUARI, 2004, Les décharges publiques du grand Alger et leur impact sur l'environnement, aspects réglementaires, urbanistiques et techniques. Thèse de Magister, EPAU, Alger.
- [65] M.A.T.E (Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement), Rapport 2003 (DOUNIA).

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 réfrigérant.

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 est introduit dans une enceinte thermostatée à 20°C et 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 sur un lecteur digital.

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.

INTERVALLE DE MESURE (mg d'O₂/L)	VOLUME DE L'ECHANTILLON (ml)
De 0 à 1000	100
De 0 à 600	150
De 0 à 250	250
De 0 à 90	400

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 :

$$[MES] = (M2 - M1) * 1000 / VE \text{ (mg/L)}$$

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 :

$$\text{MVS}(\%) = [(P1 - P2) / (P1 - P0)] \times 100$$

Avec P0 : poids de la coupelle vide initialement.

Dosage Des Nitrites (NO_2^-)

ISO 6777-1984

Principe :

Les nitrites réagissent avec la sulfanilamide pour former un composé diazoïque qui, après copulation avec le N-1-Naphtyléthylènediamine dichlorure 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 $\lambda = 543 \text{ nm}$;
- 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 :

- Prendre 40 ml d'eau à analyser ;
- Ajouter 4 ml du **réactif A** ;
- Ajouter 4 ml du **réactif B** et ajuster à 50 ml avec H₂O distillée et attendre 1h 30.
L'apparition de la coloration verdâtre indique la présence de : NH_4^+ ;
- Effectuer la lecture spectrophotométrique à 655 nm.

Expression des résultats :

Les résultats sont déduits à partir de la courbe d'étalonnage.

Dosage des nitrates (NO_3^-)

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% ;
- H_2SO_4 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 :

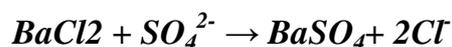
- Prendre 10 ml de l'échantillon à analyser ;
- Ajouter 2 à 3 gouttes de NaOH à 30% ;
- Evaporer à sec au bain marie à température comprise entre 75°C et 88°C puis laisser refroidir ;
- Dissoudre le résidu dans 2ml de H_2SO_4 , laisser au repos 10min ;
- Ajouter 15ml de l'eau distillée et 15ml de tartrate double de sodium et de potassium.

Expression des résultats :

Les résultats sont déduits à partir de la courbe d'étalonnage.

Dosage Des Sulfates (méthode turbidimétrique)**Méthode Allemande élaborée par le laboratoire agréée de la SEAL*****Principe :***

Les ions sulfates sont précipités et passés à l'état de sulfate de baryum en présence de BaCl₂.

***Réactifs :***

- Solution stabilisante :
 - Acide chlorhydrique (c) 60 ml ;
 - Ethanol 200 ml ;
 - Chlorure de sodium 150 g ;
 - Glycérol 100 ml ;
 - Eau distillée Q.S.P. 1000 ml.
- Solution de chlorure de baryum :
 - Chlorure de baryum 150 g ;
 - Acide chlorhydrique (c) 5 ml ;
 - Eau distillée Q.S.P. 1000 ml.

Appareillage :

- Spectrophotomètre UV-Vis

Mode opératoire :

- Prendre 20 ml d'eau à analyser puis compléter à 100 ml d'eau distillée ;
- Ajouter 5 ml de la solution stabilisante ;
- Ajouter 2 ml de chlorure de baryum ;
- Agiter énergiquement pendant 1 mn ;
- Passer au spectrophotomètre $\lambda = 420$ nm.

Expression des résultats :

Les résultats sont déduits à partir de la courbe d'étalonnage.

Dosage Des Ortho phosphates (PO_4^{3-})

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 Mixte :**
 - Heptamolybdate d'ammonium 13 g ;
 - Eau distillée 100 ml ; **(A)**
 - Tartrate d'antimoine 0.35 g ;
 - Eau distillée 100 ml ; **(B)**
 - Acide sulfurique pur 150 ml ;
 - Eau distillée 150 ml ; **(C)**
- **Acide ascorbique à 10 %:**
 - Acide ascorbique.....10g.
 - Eau distillée100ml.

Mode opératoire :

- 40 ml d'eau à analyser avec 1 ml acide ascorbique et 2 ml du réactif mixte ;
- Attendre 10 mn le développement de la couleur bleue et effectuer la lecture à une longueur d'onde de 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 (5 ml 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 (Mn, Cd, Cu, Al, Co, Ni, Fe, Zn) par la spectrométrie d'absorption atomique (SAA).

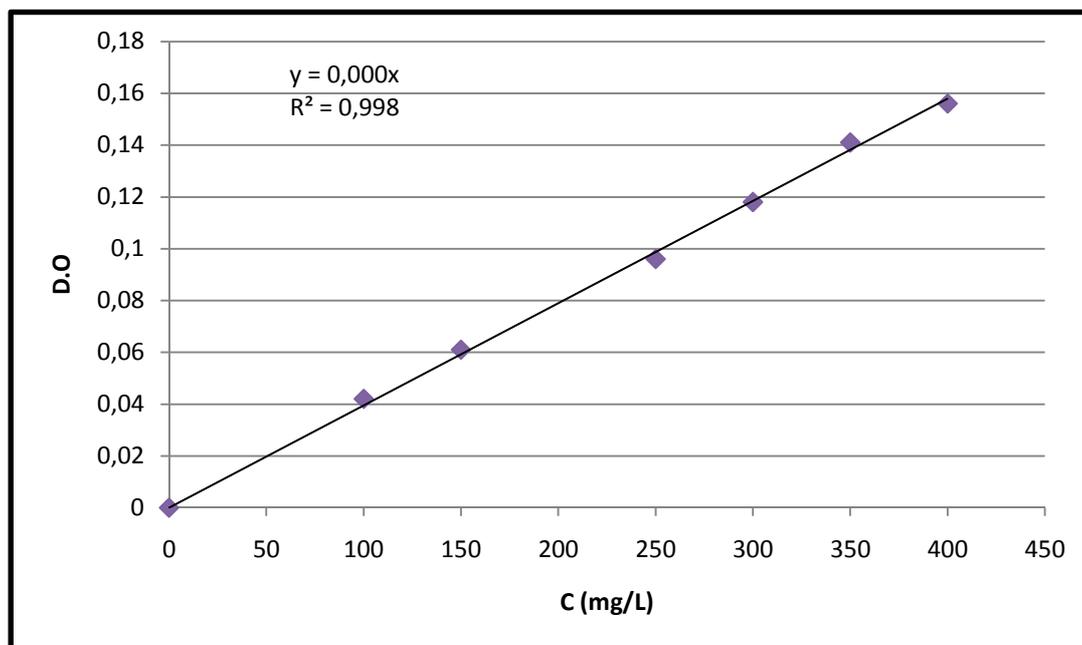
Expression des résultats :

Le résultat est donné directement en mg/L à l'aide de l'interface SOLAAR par ordinateur.

Courbes d'étalonnage :

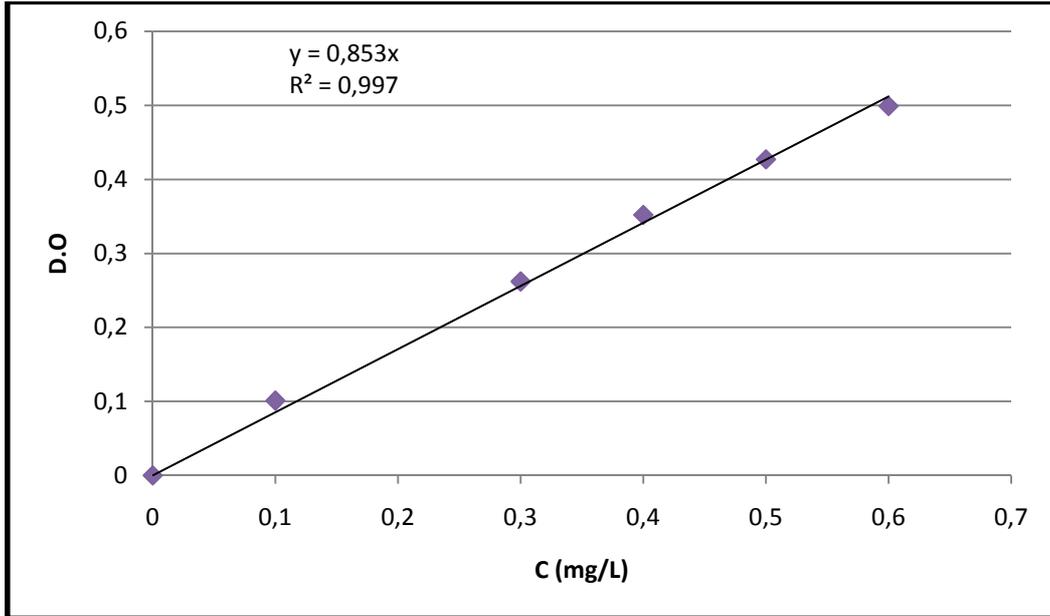
DCO :

Concentration (mg/L)	D.O
0	0
100	0,042
150	0,061
250	0,096
300	0,118
350	0,141
400	0,156

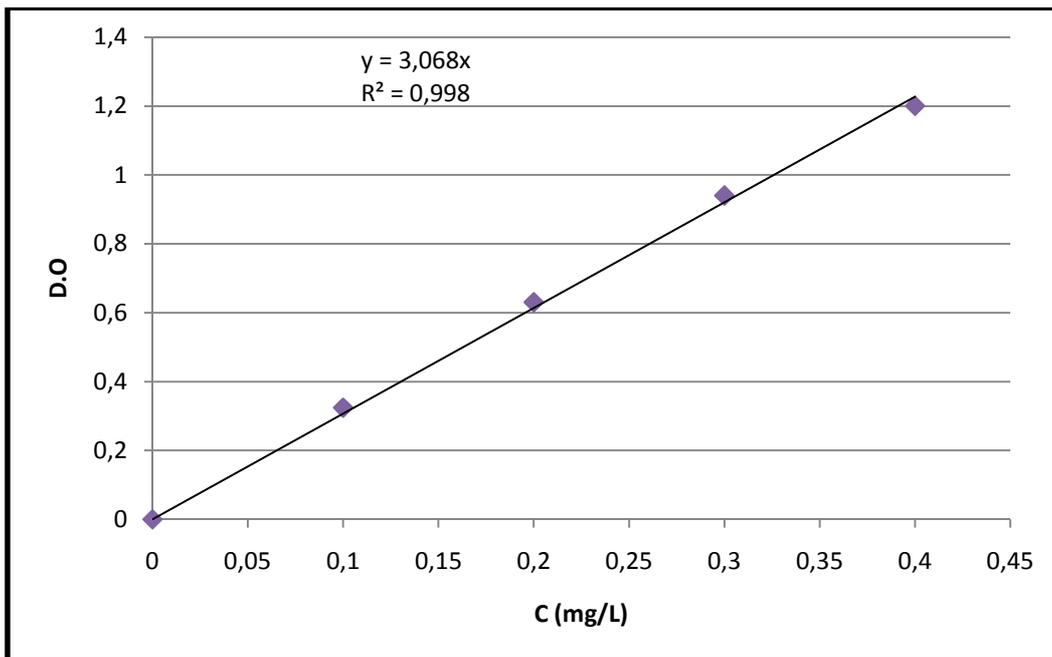


NH₄⁺ :

Concentration (mg/L)	D.O
0	0
0,1	0,101
0,3	0,262
0,4	0,352
0,5	0,427
0,6	0,499

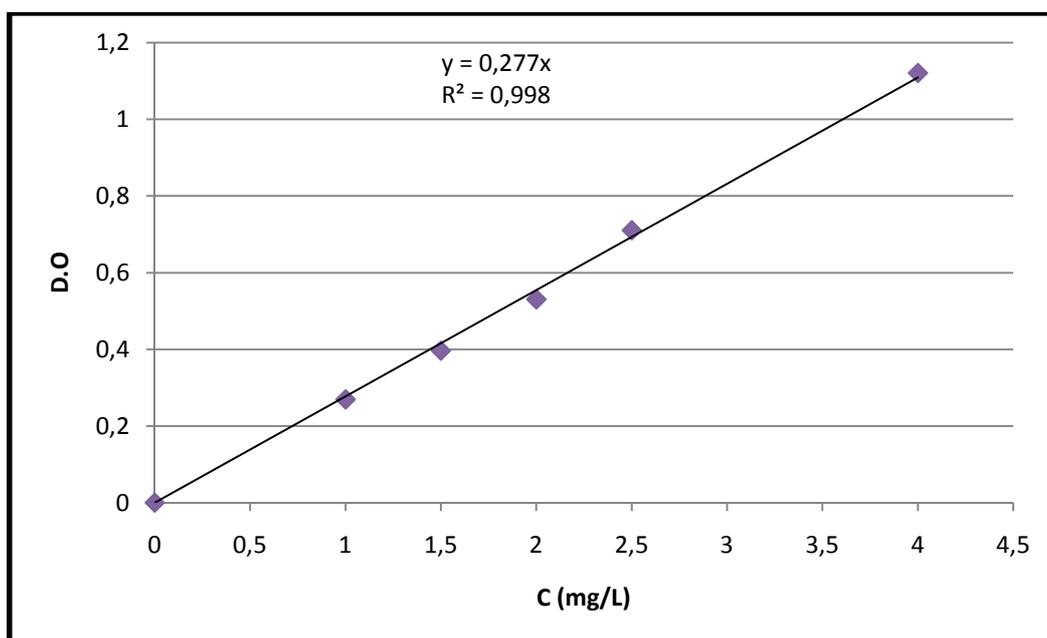
**NO₂⁻**

<i>Concentration (mg/L)</i>	<i>D.O</i>
0	0
0,1	0,324
0,2	0,63
0,3	0,94
0,4	1,2

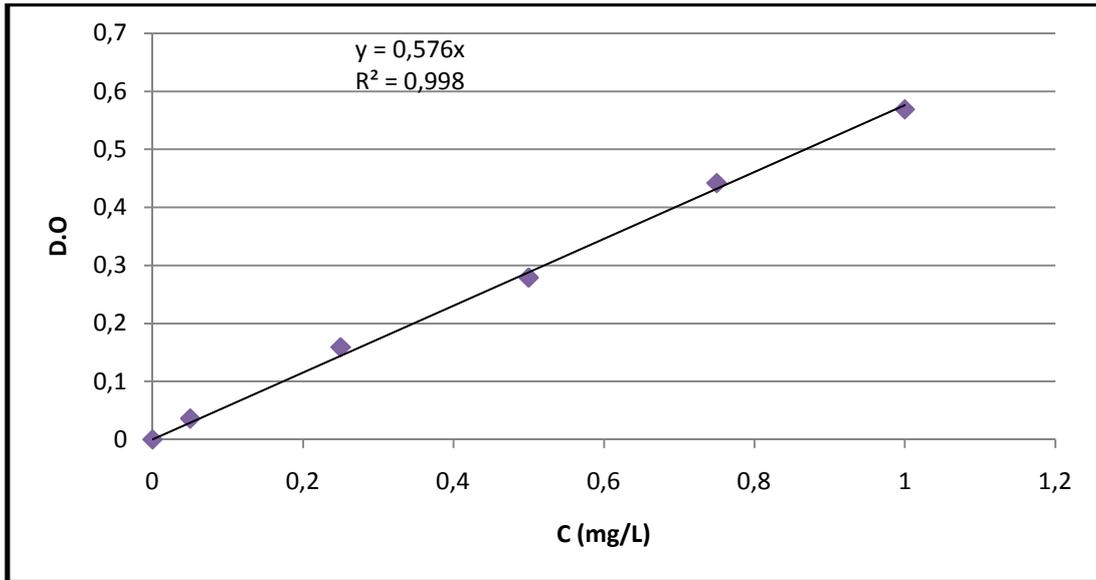


NO₃⁻

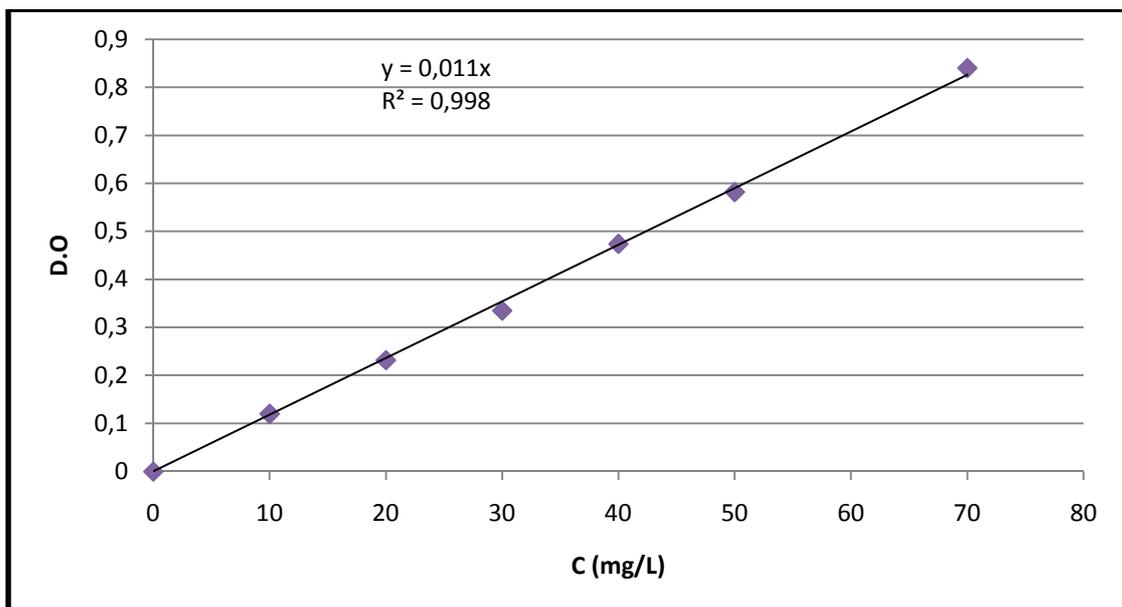
Concentration (mg/L)	D.O
0	0
1	0,269
1,5	0,396
2	0,53
2,5	0,71
4	1,12

**PO₄³⁻**

Concentration (mg/L)	D.O
0	0
0,05	0,036
0,25	0,159
0,5	0,279
0,75	0,442
1	0,569

**SO₄²⁻**

<i>Concentration (mg/L)</i>	<i>D.O</i>
0	0
10	0,12
20	0,232
30	0,335
40	0,474
50	0,582
70	0,84



Traitement par coagulation-floculation

- Influence du pH (dose du coagulant C = 1,7 g/L) :

N° tube	pHi	DCOi (mg O ₂ /L)	FeCl ₃ (g/L)	DCOf (mg O ₂ /L)	Volume de boue (ml)	R%
1	3,5	5593,22	1,7	2237,85	180	59,99
2	4	5593,22	1,7	2033,69	195	63,64
3	4,5	5593,22	1,7	1728,86	200	69,09
4	<u>5</u>	<u>5593,22</u>	<u>1,7</u>	<u>1423,47</u>	<u>210</u>	<u>74,55</u>
5	5,5	5593,22	1,7	1932,46	210	65,45
6	6	5593,22	1,7	2135,49	185	61,82
7	6,5	5593,22	1,7	2542,68	150	54,54
8	7	5593,22	1,7	2745,71	150	50,91
9	7,5	5593,22	1,7	2745,71	150	50,91
10	8	5593,22	1,7	3051,1	120	45,45

- Influence de la dose du coagulant (FeCl₃.6H₂O) à pH = 5 :

N° tube	pHi	DCOi (mg O ₂ /L)	FeCl ₃ (g/L)	DCOf (mg O ₂ /L)	Volume de boue (ml)	R%
1	5	5593,22	1,3	2643,92	190	52,73
2	5	5593,22	1,4	2033,69	200	63,64
3	5	5593,22	1,5	1728,86	200	69,09
4	<u>5</u>	<u>5593,22</u>	<u>1,6</u>	<u>1220,44</u>	<u>220</u>	<u>78,18</u>
5	5	5593,22	1,7	1627,07	210	70,91
6	5	5593,22	1,8	1830,66	200	67,27
7	5	5593,22	1,9	2440,88	190	56,36
8	5	5593,22	2	2847,51	170	49,09
9	5	5593,22	2,1	2949,3	160	47,27
10	5	5593,22	2,2	3051,1	150	45,45

Traitement par électrocoagulation :

- Influence de la vitesse d'agitation « v » (e = 2,5 cm ; i = 1,5 A et pH = 5) :

N° tube	Vitesse d'agitation (tr/mn)	DCOi (mg d'O ₂ /L)	DCOf (mg d'O ₂ /L)	R%
1	100	5593,22	1673,47	70,08
<u>2</u>	<u>150</u>	<u>5593,22</u>	<u>1328,37</u>	<u>76,25</u>
3	200	5593,22	1658,93	70,34
4	300	5593,22	2153,93	61,49

- Influence de la distance inter-électrode « e » (v = 150 tr/mn ; i = 1,5 A et pH = 5):

N° tube	e (cm)	DCOi (mg d'O ₂ /L)	DCOf (mg d'O ₂ /L)	R%
1	1	5593,22	1703,67	69,54
2	1,5	5593,22	1547,62	72,33
<u>3</u>	<u>1,7</u>	<u>5593,22</u>	<u>1252,30</u>	<u>77,61</u>
4	2	5593,22	1404,44	74,89

- Influence de l'intensité du courant « i » (v = 150 tr/mn ; e = 1,7 cm et pH = 5):

N° tube	i (A)	DCOi (mg d'O ₂ /L)	DCOf (mg d'O ₂ /L)	R%
1	1,5	5593,22	1306,56	76,64
2	2	5593,22	1153,86	79,37
<u>3</u>	<u>2,5</u>	<u>5593,22</u>	<u>964,81</u>	<u>82,75</u>
4	3	5593,22	1227,69	78,05

- **Influence du pH ($v = 150$ tr/mn ; $e = 1,5$ cm et $i = 2,5$ A) :**

<i>N° tube</i>	<i>pH</i>	<i>DCOi</i> <i>(mg d'O₂/L)</i>	<i>DCOf</i> <i>(mg d'O₂/L)</i>	<i>R%</i>
1	4	5593,22	1830,64	67,27
2	4,5	5593,22	1525,25	72,73
3	5	5593,22	915,03	83,64
4	5,5	5593,22	1627,05	70,91
5	6	5593,22	1728,84	69,09
6	8	5593,22	3051,08	45,45

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 a atteint des niveaux moyens de l'ordre de 5500 mg/L. Ces lixiviats ont fait l'objet de deux différents types traitements. Le premier, physico-chimique, est la coagulation-floculation avec l'utilisation du $FeCl_3.6H_2O$. Ce procédé a abouti à un abattement de la charge organique de plus de 78%. Le second, électrochimique, n'est autre que l'électrocoagulation. Cette technique a donné de meilleurs résultats avec un abattement de la pollution de plus de 83%.

Mots clés : C.E.T, traitement des lixiviats, coagulation-floculation, électrocoagulation.

Abstract: The characterization of intermediate leachates of the CET of OULED FAYET showed that they present a very high level of pollution. COD reached average levels of around 5500 mg/L. These leachates have been treated by two different types of treatment. The first one was chemical, the coagulation-flocculation with $FeCl_3.6H_2O$. This treatment reduces the organic pollution over 78%. The second one was electrochemical: the electro-coagulation and gave better results than the first one with a reduction over 83%.

Keywords: C.E.T, treatment of leachates, coagulation-flocculation, electro-coagulation.

ملخص: دراسة خصائص المياه الناتجة لمركز الدفن التقني لأولاد فايت المتوسطة السن. أثبتت أن هذه الأخيرة تحتوي على نسبة كبيرة من التلوث حيث بلغت القيمة المتوسطة من التلوث حوالي 5500مغ/ل. عولجت هذه المياه بطريقتين مختلفتين: الأولى فيزكو كيميائية ألا و هي التسبخ و التجلط بالكلورور الحديدي المميه ستة مرات. حصلنا بهذه الطريقة على تخفيض للتلوث بنسبة 78%. أما الطريقة الثانية فكانت كهر وكيميائية: : التخثر الكهربائي. نتائجها كانت أفضل من الأولى مع تخفيض للتلوث بنسبة 84%.

كلمات مفتاحية: مركز الدفن التقني، معالجة المياه القذرة، التسبخ و التجلط، التخثر الكهربائي.